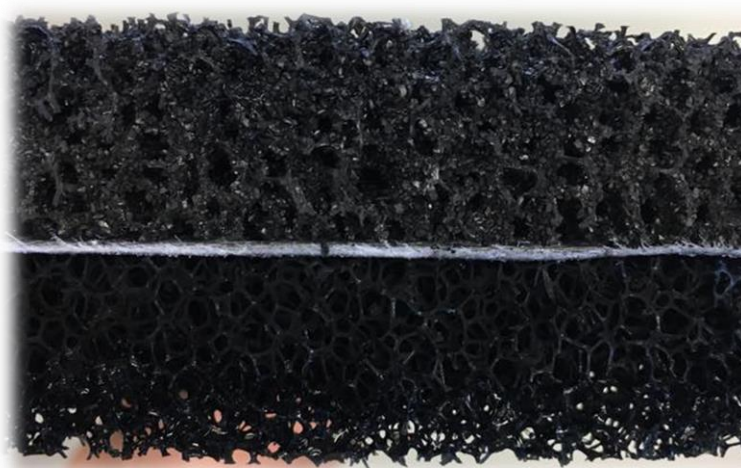


# Svovlbrinte- og metanfjernelse i Hybrid Filter A/S produkter til anvendelse i kloak og septiktank

## - Undersøgelser og forbedringer

Matias Grønmo, Mette Bisgaard Mogensen og Christian Tranekær

Kandidatspeciale 2017



[Tom side]



**AALBORG UNIVERSITET**

Institut for Kemi og Biovidenskab

Fredrik Bajers Vej 7H

9220 Aalborg Øst

bio.aau.dk

**Titel:** Svovlbrinte- og metanfjernelse i Hybrid Filter  
A/S produkter til anvendelse i kloak og septiktank

- Undersøgelser og forbedringer

**Semester:** 9. og 10. semester, Kandidatspeciale

**Studieretning:** Miljøteknologi

**Projektperiode:** 1-9-2016 til 10-6-2017

**Udarbejdet af:**

Matias Grønmo

---

Mette Bisgaard Mogensen

---

Christian Tranekær

---

**Vejleder:**

Asbjørn Haaning Nielsen, Associate professor

**Sidetæl:** 97 eksklusiv bilag

**Bilag:** 8

Afsluttet d. 10-6-2017

[Tom side]

# Resumé

Anaerobe forhold i pumpeledninger og septiktanke resulterer i dannelse af svovlbrinte, der skaber forskellige problemer bl.a. lugtgener. Et anaerobt miljø resulterer ligeledes i metandannelse. Metan er en kraftig drivhusgas, der har indflydelse på den globale opvarmning.

I projektet undersøges to Hybrid Filter A/S filterprodukter, Hybrid Brøndkarms filter og Hybrid Mini Kulfilter, begge baseret på aktivt kul. Disse har til formål at fjerne lugtgener fra hhv. kloak og septiktanke.

Hybrid Brøndkarmsfiltres kapacitet og effektivitet til at fjerne svovlbrinte undersøges under kontrollerede laboratorieforhold samt i felten i kloakbrønde. Filtrene analyseres for vandindhold, pH og svovlforbindelser efter anvendelse i forsøg med svovlbrintefjernelse. I kloakken undersøges afkastede luftmængder, ud fra målinger af differenstrykket over filtret, samt svovlbrintekonzentration for at bestemme filterbelastning. Flere tiltag til at forbedre filtret testes, herunder muligheden for at regenerere et brugt filter, nedsættelse af filterbelastning ved at udvide filterindsatsen med ekstra kamre, samt undersøgelse af om filtret belastes jævnt. Hybrid Brøndkarmsfiltrets evne til at optage metan undersøges under kontrollerede laboratorieforhold.

Svovlbrinte- og metankonzentrationer, samt luftudskiftning i to septiktanke og i tilhørende udluftningsrør undersøges for at bestemme belastningen af Hybrid Mini Kulfilterne. Filtermaterialets evne til at optage og omsætte metan undersøges ligeledes.

Undersøgelserne af kapacitet og effektivitet viser, at Hybrid Brøndkarmsfiltre har en kapacitet på mellem 10,3 til 149 mg H<sub>2</sub>S pr. g aktivt kul før der sker gennembrud af svovlbrinte i filtret.

Analyser af filtre efter anvendelse viser meget lav pH i vandindholdet i filterne, samt at svovlindholdet i filterne næsten udelukkende udgøres af sulfat, hvilket indikerer at der sker biologisk nedbrydning af svovlbrinte i filterne.

Luftudskiftningen fra kloakbrønde gennem Hybrid Brøndkarmsfiltre er i gennemsnit mellem 11,3 til 21,4 L/min og -26,7 til -37,6 L/min i to undersøgte kloakbrønde. Svovlbrintebelastningen fra den brønd med størst belastning er 1,17 g pr. dag og et Hybrid Brøndkarms filter vil efter 4 til 54 dage have opbrugt gennembrudskapaciteten.

Undersøgelser af mulige forbedringer af et Hybrid Brøndkarmsfilter viser, at det er muligt at regenerere et brugt filter, ved at skylle med 417 L vand pr. kg kul, fra en effektivitet på 12 % før regenerering til en effektivitet på 50 til 60 % efter regenerering. Ved at udvide filterindsatsen af et Hybrid Brøndkarmsfilter med to kamre kan svovlbrintebelastningen nedsættes med 58 %. Undersøgelser af filterhastigheden i en filtermåtte viser at denne er uhomogen fordelt, og at filtret kapacitet derfor ikke benyttes fuldt ud. Der er observeret et potentiale for at fjerne metan i et ubrugt Hybrid Brøndkarmsfilter, da filtret adsorberer metan.

I septiktanke er svovlbrintekonzentrationer målt mellem 0 til 27 PPM, dog er der ikke fundet svovlbrinte under Hybrid Mini Kulfiltre på udluftningsrør. Metankonzentrationen i vandfasen, i de un-

dersøgte septiktanke, varierer fra 0,82 til 1,86 mmol/L. Under Mini Kulfilterne er der målt metan-koncentrationer mellem 0,02 og 0,05 mmol/L. Det er ikke lykket at måle luftudskiftningen fra septiktankene, og derfor kan belastningen af filtrene ikke bestemmes.

Ubrugt filtermateriale fra Mini Kulfiltre kan adsorbere relative små mængder metan. Hvorimod brugt filtermateriale fra Mini Kulfiltre ikke adsorberer metan. Der observeres ingen biologisk nedbrydning af metan i filtermaterialet.

## Summary

Anaerobic conditions in sewers and septic tanks result in the formation of hydrogen sulfide which causes various problems, among others odors. An anaerobic environment also results in methane formation. Methane is a powerful greenhouse gas which has an influence on global warming.

This project examines two Hybrid Filter A/S filter products, Hybrid Brøndkarmsfilter intended for drain shafts and Hybrid Mini Kulfilter intended for septic tanks, both based on activated carbon. The purpose of these products is to remove odor from sewers and septic tanks respectively.

The capacity and efficiency of Hybrid Brøndkarmsfilter to remove hydrogen sulfide is investigated under controlled laboratory conditions and under field conditions in drain shafts. The filters are analyzed for water content, pH and sulfur compounds after use in hydrogen sulfide removal experiments. Air exchange from the sewer is examined, based on measurements of differential pressure across the filter, and hydrogen sulfide concentrations to determine filter load. Several attempts to improve the filter are tested; including regeneration of a used filter, reduction of the filter load by expanding the filter insert with additional chambers, and investigation of whether the filter is loaded evenly. The ability of the Hybrid Brøndkarmsfilter to adsorb methane is investigated under controlled laboratory conditions.

Hydrogen sulfide and methane concentrations, as well as air exchange from two septic tanks are examined to determine the load of the Hybrid Mini Kulfilter. The ability of the filter material to adsorb and degrade methane is also investigated.

The studies of capacity and efficiency show that Hybrid Brøndkarmsfiltere have a capacity between 10.3 and 149 mg H<sub>2</sub>S/g activated carbon before breakthrough of hydrogen sulfide.

Analysis of used filters shows a very low pH in the water content of the filters, and that the sulfur content in the filters almost entirely consists of sulphate, indicating biodegradation of hydrogen sulfide in the filters.

The average air exchange from drain shafts through Hybrid Brøndkarmsfilter is between 11.3 and 21.4 L/min and -26.7 to -37.6 L/min. The load of hydrogen sulfide from the drain shaft with the highest load is 1.17 g/day and a Hybrid Brøndkarmsfilter's breakthrough capacity will be exhausted after a period of 4 to 54 days.

Studies of possible improvements of a Hybrid Brøndkarmsfilter show that it is possible to regenerate a used carbon filter by rinsing with 417 L of water / kg activated carbon. The regeneration raised the efficiency of the filter from 12 % to 50 - 60 %. By expanding the filter insert with two additional chambers the filter load of hydrogen sulfide can be reduced by 58 %. Studies of air velocities above a filter show an uneven distribution, and the filter capacity is therefore not fully utilized. A potential for methane removal in an unused Hybrid Brøndkarmsfilter has been observed, as the filter adsorbs methane.

Hydrogen sulfide concentrations are measured between 0 and 27 PPM in septic tanks, however no hydrogen sulfide is measured below the Hybrid Mini Kulfilter. The measured methane concentration in the aqueous phase ranges from 0.82 to 1.86 mmol/L. Methane concentrations, below Hybrid Mini Kulfilter, have been measured between 0.02 and 0.05 mmol/L. The air exchange from the septic tanks has not been measured successfully, and therefore the filter load cannot be determined.

Unused filter material from Hybrid Mini Kulfitre can adsorb relatively small amounts of methane. Whereas used filter material from Hybrid Mini Kulfitre does not adsorb methane. No biological degradation of methane is observed in the filter material.



# Forord

Denne rapport er udarbejdet i forbindelse med et kandidatspeciale i Miljøteknologi på Aalborg Universitet. Projektet er udarbejdet i perioden fra d. 1-9-2016 til 10-6-2017 og omhandler fjernelse af svovlbrinte og metan fra kloak og septiktank ved brug af aktive kulfiltre fra Hybrid Filter A/S. Asbjørn Haaning Nielsen, Associate Professor ved institut for Byggeri og Anlæg, har været vejleder under projektet. Udarbejdelsen er sket som et led i et større projekt hvor Aalborg Universitet og Hybrid Filter A/S i samarbejde vil videreudvikle et allerede eksisterende filterkoncept til, udover at fjerne lugtproblemer, også at fjerne drivhusgasser fra kloak og septiktanke. Tabeller, figurer, ligninger og bilag nummereres fortløbende i rapporten. Referencer angives ud fra Harvard-metoden med efternavn eller organisation samt årstal. Bagerst i rapporten samles alle referencer i en referenceliste.

Til følgende skal rettes en tak:

- Asbjørn Haaning Nielsen for god vejledning og konstruktiv feedback, samt vejledning i laboratorie og under feltundersøgelser.
- Jytte Dencker, Laboratoriefunktionær, for hjælp og vejledning i laboratoriet og under feltundersøgelser, samt for at stille septiktank til rådighed til feltundersøgelser.
- Jørn Lunø for hjælp og vejledning i værksted med at bygge diverse forsøgsopstillinger.
- Poul Bjerggård Olesen og Hanne Reedtz Madsen for at stille septiktank til rådighed til feltundersøgelser.
- Elise Alice Rudelle, Post Doc, og Marta Simon, forskerassistent, for hjælp under feltundersøgelser.

# Nomenklaturliste

Navne på forskellige udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre som benyttes til forsøg.

OF1 - Oprindeligt filter 1

OF2 - Oprindeligt filter 2

OF3 - Oprindeligt filter 3

OF4 - Oprindeligt filter 4

OF5 - Oprindeligt filter 5

NF1 - Nyt filter 1

NF2 - Nyt filter 2

NF3 - Nyt filter 3

NF4 - Nyt filter 4

NF5 - Nyt filter 5

UB - Ubrugt filter

Differenstryk - bestemmes som tryk under filter minus tryk over filter. Måles i Pascal (Pa), hvor 1 Pa svarer til 0,102 mm vandsøjle.

Vandindhold % (v/v) - angives som forholdet mellem vægt af vand og tørvægt af filter

Optag af f.eks. H<sub>2</sub>S angivet pr. gram kul - Optaget sammenholdes kun med mængden af kul i filtret.

Optag af f.eks. H<sub>2</sub>S angivet pr. gram filter - Optaget sammenholdes med vægten af hele filtret, og ikke kun kullet.

Filtermiljø - henviser til vandindhold, pH-værdi samt indholdet af forskellige svovlforbindelser i filtret.

# Indhold

<b>1. Indledning</b>	<b>1</b>
1.1 Formål	3
<b>2. Baggrund</b>	<b>4</b>
2.1 Hybrid Filter A/S produkter	4
2.1.1 Hybrid Brøndkarmsfilter	4
2.1.2 Hybrid Mini Kulfilter	6
2.2 Adsorption af svovlbrinte på aktivt kul	7
2.3 Adsorption af metan på aktivt kul	10
<b>3. Materialer og metoder</b>	<b>12</b>
3.1 Laboratorieundersøgelser af Hybrid Brøndkarmsfiltre	12
3.1.1 Kapacitet og effektivitet af Hybrid filtre ift. svovlbrintefjernelse	12
3.1.2 Betydningen af ilt, filterhastighed og vandindhold for svovlbrintefjernelsen i Hybrid filtre	14
3.1.3 Vandindhold, pH, sulfat- og svovlindhold i brugte filtermåtteudsnit	15
3.1.4 Sammenhæng mellem differenstryk og luftflow i Hybrid Brøndkarmsfiltre	17
3.1.4.1 Filtermåtteudsnit	17
3.1.4.2 Fuldskalaforsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre	18
3.1.5 Adsorption af metan på Hybrid filtre	19
3.1.6 Filterhastighedsfordeling i Hybrid Brøndkarmsfilter	20
3.1.7 Regenerering af filter	22
3.2 Feltundersøgelser af Hybrid Brøndkarmsfiltre	22
3.2.1 Luftudskiftning og svovlbrintefjernelse i Hybrid Brøndkarmsfilter i kloakbrønde	22
3.2.2 Belastningsnedsættelse ved optimering af Hybrid Brøndkarmsfilterindsats	23
3.3 Laboratorieundersøgelser af Mini Kulfilter	24
3.3.1 Sammenhæng mellem differenstryk og luftflow i Mini Kulfilter	24
3.3.2 Adsorption og bionedbrydning af metan på aktive kulpiller fra Hybrid Mini Kulfiltre	25
3.4 Feltundersøgelser af Hybrid Mini Kulfilter	26
3.4.1 Luftudskiftning, svovlbrinte- og metankoncentration i septiktanke og Mini Kulfiltre	26
3.5 Analysemetoder	30
3.5.1 Gaskromatograf - GC	30
3.5.2 Ionkromatograf - IC	31
3.5.3 Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry – ICP OES	31
<b>4. Resultater og diskussion af forsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre</b>	<b>32</b>
4.1 Svovlbrinteoptag og omsætning i Hybrid Brøndkarmsfiltre	32
4.1.1 Svovlbrintefjernelseskapacitet og effektivitet i Hybrid Brøndkarmsfiltre	32
4.1.2 Vandindhold, pH-værdi og svovlforbindelser i Hybrid Brøndkarmsfiltre	39
4.1.3 Regenerering af brugt Hybrid Brøndkarmsfilter	42
4.1.4 Betydning af ilt, filterhastighed og vandindhold for H <sub>2</sub> S-fjernelsen	44

<b>4.2</b>	<b>Differenstryk og flow sammenhænge</b>	<b>49</b>
4.2.1	Hybrid Brøndkarmsfilterudsnit	49
4.2.2	Fuldskalaforsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre	50
<b>4.3</b>	<b>Test af Hybrid Brøndkarmsfiltre i kloakbrønde</b>	<b>52</b>
4.3.1	H <sub>2</sub> S-koncentration og luftudskiftning i perioden 1. til 3. november	52
4.3.2	Sammenligning af luftbevægelse ud fra H <sub>2</sub> S-koncentration og differenstryk	57
4.3.3	Luftudskiftning i hele måleperioden	60
4.3.4	H <sub>2</sub> S-fjernelseeffektivitet af Hybrid Brøndkarmsfiltre	62
<b>4.4</b>	<b>Forbedringer af Hybrid Brøndkarmsfiltre</b>	<b>64</b>
4.4.1	Optimering af filterindsats med kamre	65
4.4.2	Fordeling af filterhastighed	67
<b>4.5</b>	<b>Metan adsorption på Hybrid Brøndkarmsfilterudsnit</b>	<b>70</b>
<b>5.</b>	<b>Resultater og diskussion af forsøg med Hybrid Mini Kulfiltre</b>	<b>74</b>
5.1	Sammenhæng mellem differenstryk og luftflow	74
5.2	Test af Hybrid Mini Kulfiltre i septiktanke	75
5.2.1	Luftudskiftning i septiktanke	75
5.2.2	Metan og svovlbrinte i septiktanke	77
5.3	Metanoptag i kulpillen	84
<b>6.</b>	<b>Sammenfattet diskussion</b>	<b>88</b>
<b>7.</b>	<b>Konklusion</b>	<b>91</b>
<b>8.</b>	<b>Perspektivering</b>	<b>93</b>
<b>9.</b>	<b>Referencer</b>	<b>95</b>
<b>10.</b>	<b>Bilag</b>	<b>98</b>
Bilag 1.	Forhold under kapacitets- og effektivitetsforsøg	98
Bilag 2.	Fordeling af metan molekyler i vand- og luftfase	101
Bilag 3.	Standardrækker for metankoncentration på GC	103
Bilag 4.	Ekstra koncentrations- og effektivitetsgrafer	105
Bilag 5.	Bjerrumdiagram for svovlsyre	108
Bilag 6.	Kloakledninger omkring Krogsbølle	109
Bilag 7.	Beregning af vand- og luftvolumen i septiktank	110
Bilag 8.	Filter anvendt til forsøg af optimering af filterindsats med kamre	112

# 1. Indledning

I Danmark er der i perioden fra 1989-2015 nedlagt omkring 1200 renselanlæg som håndterer spildevand fra 30 personækvivalenter eller derover, og spildevandsrensningen er blevet centraliseret til større renselanlæg (Miljøstyrelsen, 2015). Dette medfører et behov for at transportere spildevandet længere, og for at installere pumpeledninger i områder med svag hældning eller kuperet terræn.

I pumpeledningerne er der ingen luftfase og derfor opbruges gode elektronacceptorer i spildevandet såsom ilt, nitrat og jern hurtigt, og der opstår stærkt reducerede redoxforhold. Disse forhold medfører dannelse af sulfid, metan og en række andre flygtige organiske forbindelser. Sulfid dannes fordi mikroorganismene benytter sulfat i spildevandet som elektronacceptor, hvilket omdanner sulfat til sulfid. Afhængig af pH optræder sulfid enten som  $H_2S$ ,  $HS^-$  eller  $S^{2-}$ . pKa-værdien for  $H_2S/HS^-$  er 7,1 ved 25 °C (Hvitved-Jacobsen et al., 2013), hvilket betyder at ved pH 7,1 er mængden af sulfid ligeligt fordelt mellem  $H_2S$  og  $HS^-$ . Idet typisk spildevand har en pH-værdi i intervallet 7-8 (Henze, 2006) vil ca. 50 % af sulfid optræde som  $H_2S$ . I pumpeledninger sker dannelsen af svovlbrinte primært i biofilmen langs rørvæggen, da biomasse i vandfasen i trykledningen skylles ud. Når spildevandet forlader en pumpeledning frigives noget af svovlbrinten til luften i oppumpningsbrønden. Svovlbrintedannelsen kan også ske i sedimentet i gravitationsledninger med dårlig geniltning, da der også her bliver reducerede forhold (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

De flygtige organiske forbindelser er fermentationsprodukter fra den anaerobe nedbrydning af organisk materiale i spildevandet. Fermentationsprodukterne kan bruges af andre mikroorganismer f.eks. de metandannende metanogener. Nogle metanogener benytter fermentationsprodukterne som både elektrondonor og -acceptor. En anden type metanogener benytter  $CO_2$  som kulstofkilde og elektronacceptor mens hydrogen benyttes som elektrondonor (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

Dannelse af svovlbrinte og metan kan også ske i septiktanke, hvor der overvejende er anaerobe forhold grundet begrænset geniltning. Dannelsen sker i slamlaget i bunden af septiktanken, hvor det sedimenterbare materiale i spildevandet bundfælder og nedbrydes anaerobt. I septiktanke er det dog muligt at metanen kan nedbrydes aerobt i grænsefladen mellem vand- og luftfasen af metanotrofe bakterier (Leverenz et al., 2010).

Produktionen af svovlbrinte skaber flere forskellige problemer. Svovlbrinte kan af mikroorganismer på overfladen af kloakrørmaterialet omdannes til svovlsyre som nedbryder betonen og forårsager korrosion af kloakrøret. Svovlbrinte er også giftigt og kan ved koncentrationer over 300 parts per million (PPM) være dødelig. Ved lavere koncentrationer har svovlbrinte en lugt som rådne æg, og har en ubehagelig lugt ved koncentrationer ned til 0,5 PPM (Hvitved-Jacobsen et al., 2013). Selv små mængder svovlbrinte kan derved skabe lugtgener for beboere tæt ved oppumpningsbrønde. Metan er ikke problematisk på samme måde som svovlbrinte idet den er ugiftig og lugtfri (Lundegard, 2006). Metan er til gengæld en kraftig drivhusgas som over 100 år har et ca. 25 gange

større global opvarmningspotentiale pr. kg gas end CO<sub>2</sub> (EPA, 2017). Udledningen af metan fra kloak og septiktanke kan derfor medvirke til den globale opvarmning (IPCC, 2006).

For at løse problemerne med korrosion og lugtgener forårsaget af svovlbrinte, kan der benyttes mange forskellige løsninger. Nogle løsninger har til formål at forhindre dannelsen af svovlbrinte. Dette kan f.eks. ske ved at tilsætte gode elektronacceptorer såsom nitrat eller jern til pumpeledningerne, så redoxforholdene bliver mindre reducerede. Biofilmen kan også reduceres ved at tilsætte biocider eller ved mekanisk rensning, for derved at nedsætte produktionen af svovlbrinte. Andre metoder har til formål at fjerne svovlbrinten når den er dannet. Svovlbrinten kan f.eks. udfældes ved tilsætning af metaller, oxideres biologisk ved tilsætning af ilt eller nitrat samt oxideres kemisk ved tilsætning af hypochlorit, hydrogen peroxid eller ozon.

En tredje type metoder fokuserer på at forhindre svovlbrinten i at forlade kloakken. Dette kan ske ved at hæve pH-værdien således at mængden af HS<sup>-</sup> forøges (Hvitved-Jacobsen et al., 2013). Det kan også ske ved at filtrere luften inden den forlader kloakbrønden, f.eks. med aktive kulfiltre. Et eksempel på et sådan kulfilter er et Hybrid Filter A/S Brøndkarmsfilter. Brøndkarmsfiltret placeres i toppen af en kloakbrønd under dækslet. Det er vigtigt at dækslet over filtret giver mulighed for luftventilation. Ved anvendelse af et sådan filter, filtreres den luft som trænger op gennem kloakdækslet, og de ildelugtende gasser adsorberes af filteret. Disse filtre er desuden podet med biomasse, der skal nedbryde de ildelugtende gasser, for at forbedre effektiviteten og levetiden af filteret (Hybrid Filter A/S, 2017).

For at forhindre lugtgener fra septiktanke kan Hybrid Filter A/S Mini Kulfiltre anvendes. Disse placeres på udluftningsrør fra septiktanke, og indeholder aktive kulpiller som adsorberer de ildelugtende stoffer. De aktive kulpiller er ikke podet med biomasse (Hybrid Filter A/S, 2017).

Metan kan som svovlbrinte også adsorberes på aktivt kul (Müller & Gubbins, 1998). Da de to Hybrid Filter A/S produkter er baseret på aktivt kul, er der et potentiale for at reducere udledningen af metan fra kloak og septiktanke. Hvis adsorption, og en mulig nedbrydning af metan via metanotrofer i filteret, kan kombineres med det nuværende design, vil det være en gevinst for miljøet, idet udledningen af drivhusgasser kan reduceres samtidig med at lugtgener fjernes. For at designe et sådant filter, kræves undersøgelser af hvordan filtrene virker og belastes, hvordan de påvirkes under belastning samt hvilke faktorer der har indflydelse på levetiden af filtrene.

## 1.1 Formål

Dette projekt har til formål at undersøge Hybrid Filter A/S Brøndkarmsfilter og Mini Kulfilter som anvendes til fjernelse af svovlbrinte i luftafkast fra kloaksystemer og septiktanke. Det ønskes at undersøge kapacitet og effektivitet af filtrene, skaffe viden om begrænsende faktorer for filterlevetiden samt at optimere filterdesign og undersøge om filtrene kan optage og omsætte metan.

Vedrørende Hybrid Filter A/S Brøndkarmsfiltre undersøges:

- Filterets kapacitet og effektivitet til at optage H<sub>2</sub>S, både under kontrollerede laboratorieforhold og som sporadiske feltundersøgelser.
- Afkastede luftmængder og H<sub>2</sub>S-koncentrationer fra kloakbrønde, for at bestemme belastningen af filtrene.
- Filtermiljø, for at skaffe viden om hvilke faktorer som begrænser filtrenes effektivitet og levetid.
- Optag og nedbrydning af metan i filteret, for at bestemme filterets potentiale til at reducere udledningen af metan.
- Forskellige metoder til at forbedre filtrene.

Vedrørende Hybrid Filter A/S Mini Kulfiltre undersøges:

- Luftafkast og H<sub>2</sub>S-koncentration fra septiktanke, for at bestemme belastningen af filtermateriale.
- Optag og nedbrydning af metan i filteret, for at bestemme filterets potentiale til at reducere udledningen af metan.
- Metankoncentrationen i septiktanke for sammen med luftafkastet, at kunne bestemme hvor stor en belastning filteret skal kunne håndtere.

## 2. Baggrund

I følgende kapitel beskrives de valgte Hybrid Filter A/S produkter ift. opbygning og funktion. Desuden beskrives adsorption af svovlbrinte og metan til aktivt kul samt bionedbrydning af disse stoffer, ud fra den eksisterende litteratur.

### 2.1 Hybrid Filter A/S produkter

De to produkter, der anvendes i dette projekt, er Hybrid Brøndkarmsfiltre til montering i kloakbrønde og Hybrid Mini Kulfiltre til montering på udluftningsrør fra septiktanke.

#### 2.1.1 Hybrid Brøndkarmsfilter

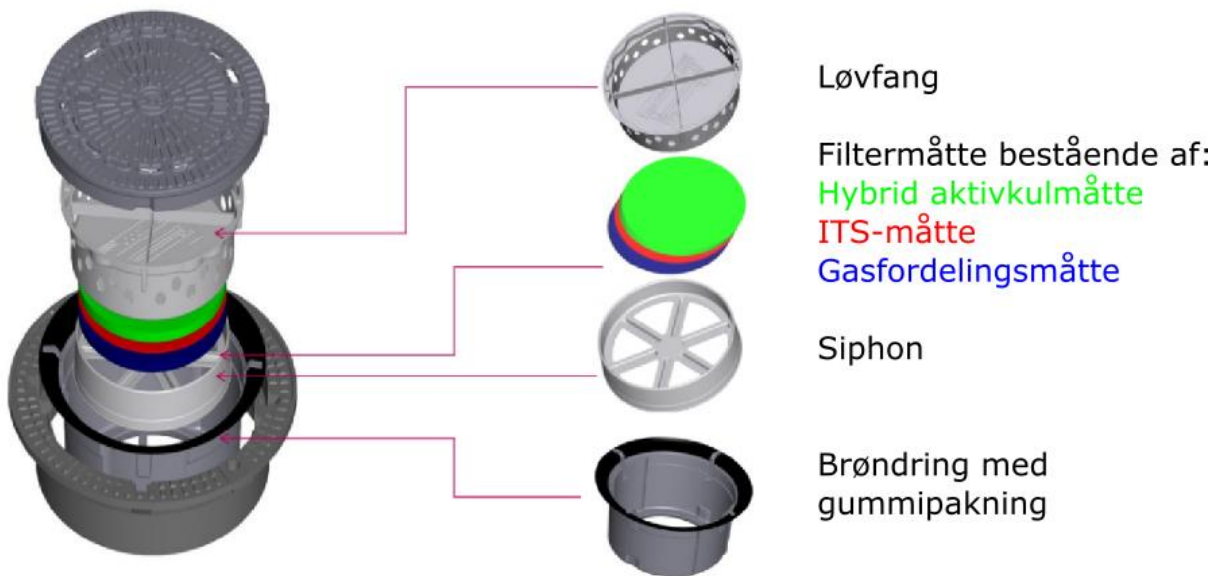
Hybrid Filter A/S har et samarbejde med det tyske firma Fritzmeier Umweltechnik (Hybrid Filter A/S, 2017) der producerer brøndkarmsfiltre under varemærket coalsi®. Produktserien coalsi® består af hybrid aktive kulfiltre, som har til formål at fjerne lugtgener fra kloak (Fritzmeier Umweltechnik, 2017). Hybrid Brøndkarmsfiltret, der anvendes i dette projekt, er et Hybridfilter Ø600 mm og er en del af coalsi®-produktserien. Et brøndkarmsfilter består af fire elementer, som vist på figur 2.1 og monteres på karmen øverst i en kloakbrønd, se figur 2.2.



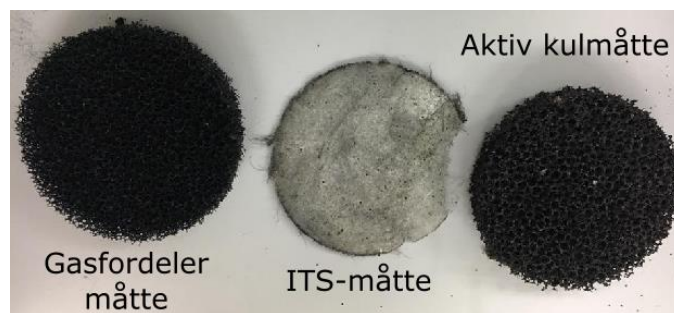
Figur 2.1. Foto af et Hybrid Brøndkarmsfilters fire delelementer (Fritzmeier Umweltechnik, 2017).

Nederste element er en plastik brøndring med gummipakning, der slutter tæt med brøndkarmen. Ovenpå brøndringen placeres en siphon, hvori filtermåtten bestående af tre dele lægges i. Øverst placeres et løvfang før brønddækslet lukkes igen. Filtermåttens tre dele består af en hybrid aktiv kulmåtte, ITS-måtte og gasfordelingsmåtte, se figur 2.2 og figur 2.3. Hybrid aktiv kulmåtte er den aktive del af filteret hvor mikroorganismer er fikseret på en polyurethen matrix på filtermåtten (Fritzmeier Umweltechnik, 2017). Gasfordelingsmåtten bidrager til en bedre fordeling af gasflowet før det rammer den aktive kulmåtte. ITS-måtten formodes at bestå af glasfiber og forbinder de to dele. Nærmere information om ITS-måtten kendes ikke. Filtermåtten har en diameter på 38,5 cm og en samlet tykkelse på 4 cm, hvor gasfordelingsmåtten og den aktive kulmåtte hver har en tykkelse på ca. 2 cm.



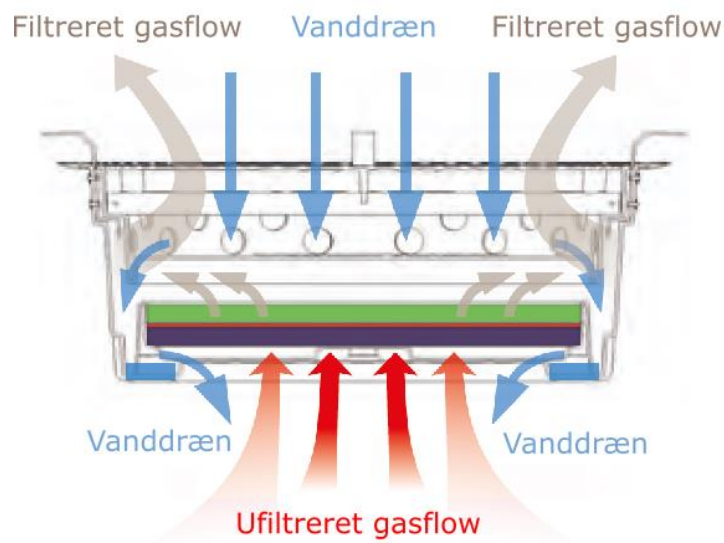


Figur 2.2. Opbygning af brøndkarmsfilter. Modifieret figur fra Frizmeier Umvelteknik (2017).



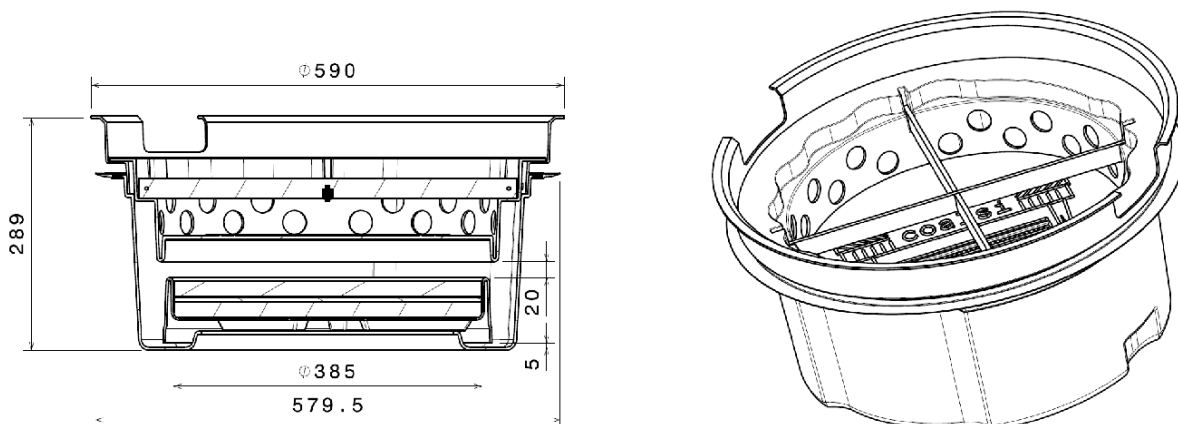
Figur 2.3. Filtermåttens tre dele.

Brøndkarmsfilteret er designet således, at luftflowet fra kloakken strømmer gennem filteret og op i siden af løvfanget, som vist på figur 2.4. Regnvand drænes udenom filtermåttens i siden af brøndringen. Bunden af brøndringen har en bakke til opsamling af vand. Denne fungerer desuden som vandlås, så gasflowet kun kan trænge op gennem filtermåttens.



Figur 2.4. Diagram over vand- og gasflow gennem brøndkarmsfilteret. Modificeret figur fra Frizmeier Umveltechnik (2017).

Figur 2.5 viser tekniske tegninger af Hybrid Brøndkarmsfilteret.



Figur 2.5. Teknisk tegning af brøndkarmsfilter med dimensioner. Mål er angivet i mm (Hybrid Filter A/S, 2017).

### 2.1.2 Hybrid Mini Kulfilter

Hybrid Filter A/S Mini Kulfilter, hvis formål er at fjerne lugtgener fra septiktanke, består af en cylinder med lufthuller i begge ender og en hætte på toppen, se figur 2.6. Aktive kulpiller fyldes indeni og filtret monteres på udluftningsrøret til septiktanken.



Figur 2.6. Hybrid Mini Kulfilter til montering på udluftningsrør fra septiktanke, til venstre med hætte, i midten uden hætte og til højre fra bunden.

Mini Kulfiltret er udformet således at det kan monteres på muffeenden af rør på 75 og 110 mm. De aktive kulpiller har en diameter på 4 mm og varierer i længde fra ca. 5 til 10 mm, se figur 2.7. Mini Kulfiltret indeholder som standard ca. 210 g kulpiller. I modsætning til Hybrid Brøndkarmsfiltret er kulpillerne ikke podet med biomasse (Hybrid Filter A/S, 2017).



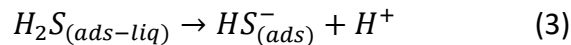
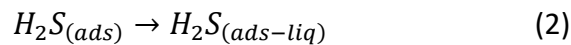
Figur 2.7. Til venstre ses kulpiller placeret i filtercylinderen. Til højre ses aktive kulpiller til Hybrid Mini Kulfiltret.

## 2.2 Adsorption af svovlbrinte på aktivt kul

De Hybrid filter A/S produkter, der anvendes i dette projekt, er begge baseret på aktivt kul, og derfor beskrives adsorption af  $H_2S$  på aktivt kul. Optaget af  $H_2S$  på aktivt kul, og hvor effektiv optagelsen er, afhænger af mange forskellige faktorer f.eks. om der benyttes modificeret eller umodificeret aktivt kul, vandindhold og pH-værdi i porerne samt koncentration af  $H_2S/HS^-$ .

Modificeret aktivt kul er overfladebehandlet med fx kalium- og natriumhydroxid, således at overfladen indeholder kalium- og natriumgrupper, som kan reagere med  $H_2S$  og binde svovl til kuloverfladen. Det aktive kul, der undersøges i dette projekt, er umodificeret og derfor beskrives modificeret kul ikke yderligere.

Ved umodificeret aktivt kul forventes adsorptionen af  $H_2S$  at forløbe som angivet i ligning 1 til 3 (Bandosz, 2002; Yan et al., 2002).

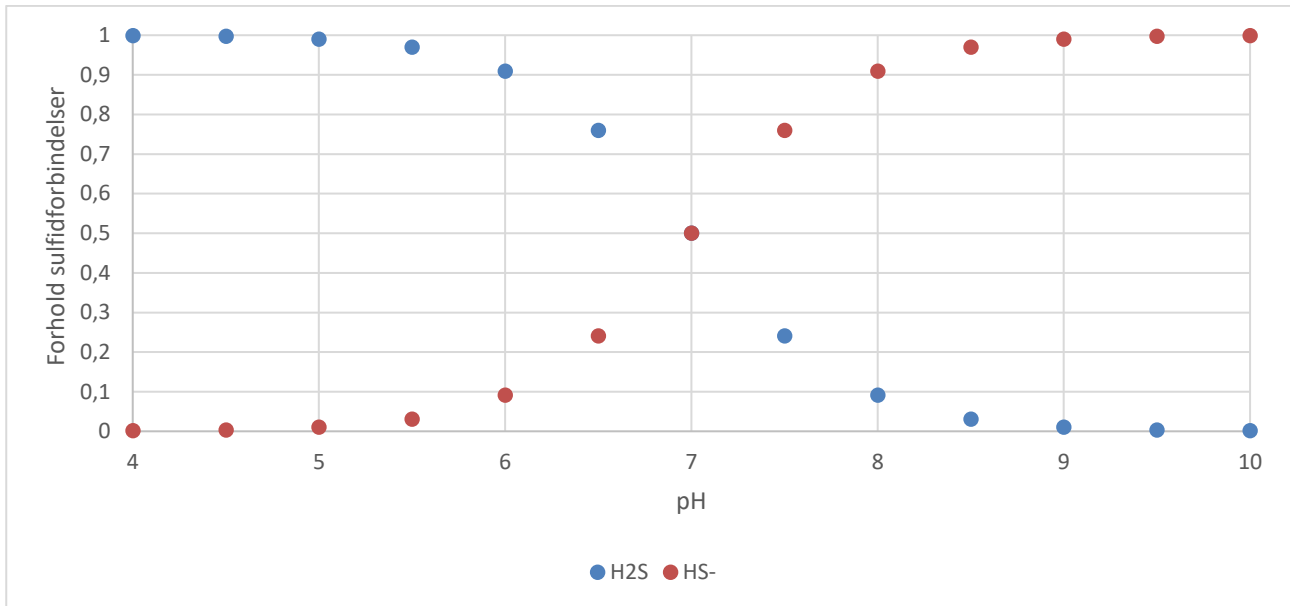


Først adsorberes H<sub>2</sub>S fra gasfasen til overfladen af det aktive kul, dette sker som fysisk adsorption, se ligning 1. Derefter opløses den adsorbere H<sub>2</sub>S i væskefilmen på overfladen af det aktive kul, se ligning 2. Hvorefter den muligvis dissocierer, se ligning 3.

Disse processer påvirkes af overfladekemi, vandindhold og pH-værdi i porerne på det aktive kul. Det aktive kuls opbygning gør det naturligt hydrofobt, da det er stærkt aromatiseret og indeholder grafen-lignende lag, og vil derfor ikke adsorbere vandmolekyler. Det aktive kul indeholder også andre atomer end kulstof (heteroatomer), hvilket medfører at kuloverfladen er meget heterogen, og indeholder mange forskellige overfladefunktionelle grupper f.eks. aminosyrer og estere. Det mest udbredte heteroatom er ilt, men der er også nitrogen, svovl og fosfor til stede (Bandosz, 2002; Turk & Bandosz, 2001). Overfladeheterogeniteten har meget stor betydning for adsorptionen af vand, da de overfladefunktionelle grupper agerer som adsorptionscentre for vandmolekyler (Bandosz, 2002). Når et vandmolekyle er adsorberet til en overfladefunktionel gruppe, kan andre vandmolekyler binde sig til det. Afhængig af mængden af overfladefunktionelle grupper kan kulstofoverfladen blive mere eller mindre hydrofil (Müller & Gubbins, 1998). Vandet kan også kondensere i de små porer og danne en vandfilm på overfladen (Xiao et al., 2008).

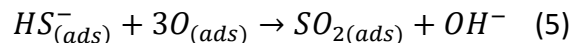
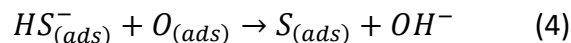
Vandindholdet er en vigtig parameter for hvor meget H<sub>2</sub>S der adsorberes til det aktive kul (Xiao et al., 2008; Yan et al., 2002). Forsøg med aktive kulpiller har vist at der adsorberes 2 til 6 gange mere H<sub>2</sub>S til befugtet kul end tørt kul. Dette skyldes, at der kun sker fysisk adsorption af H<sub>2</sub>S til kullet overflade, hvis der ikke er nogen vandfilm, mens det dissocierer hvis der er en vandfilm, jævnfør ligning 1 til 3. Hvis vandindholdet derimod er for højt, vil vandet fylde de små porer op og forhindre adsorption af H<sub>2</sub>S på kullet (Bandosz, 2002).

pH-værdien i porerne afgør om H<sub>2</sub>S dissocierer eller ej. Hvis pH-værdien er lav, vil H<sub>2</sub>S ikke dissociere, og der sker kun fysisk adsorption. Hvis pH er højere dissocierer H<sub>2</sub>S til HS<sup>-</sup>, som kan opløses i vandfilmen (Bandosz, 2002). Andelen af sulfid på hhv. H<sub>2</sub>S- og HS<sup>-</sup>-form afhængig af pH-værdien ses på figur 2.8.



Figur 2.8. Fordeling af sulfid på hhv. H<sub>2</sub>S- og HS<sup>-</sup>-form afhængig af pH. Beregnet på baggrund af bufferligningen og med pK<sub>a</sub>-værdi på 7,1 (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

Efter HS<sup>-</sup> er adsorberet til overfladen af det aktive kul kan det blive oxideret af ilt, se ligning 4 og 5.



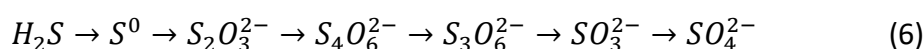
Hvilken reaktion som forløber afhænger både af pH-værdien og koncentrationen af HS<sup>-</sup>, og disse faktorer påvirker hinanden. Det er disse reaktioner som menes at være begrænsende for optagelseshastigheden af H<sub>2</sub>S på umodificeret aktivt kul (Bandosz, 2002).

Hvis koncentrationen af HS<sup>-</sup> er lav, hvilket både kan skyldes en lav sulfidkoncentration eller lav pH-værdi, vil de HS<sup>-</sup>-ioner som adsorberes være meget spredte, og de kan oxideres videre til svovloxider. Hvis koncentrationen af HS<sup>-</sup> er højere, vil de adsorberede HS<sup>-</sup>-ioner være tættere på hinanden, og der kan dannes svovlpolymere f.eks. S<sub>8</sub> polymere. Hvis pH er lav vil H<sub>2</sub>S ikke dissociere til HS<sup>-</sup> og H<sub>2</sub>S i den adsorberede væske vil kun i lille grad blive oxideret til elementært svovl (Bandosz, 2002; Adib et al., 1999).

Bionedbrydning har også stor betydning for optagelseskapaciteten og hvilke svovlprodukter som dannes. Duan et al. (2007) udførte kolonneforsøg med aktive kulpiller, hvor luft indeholdende svovlbrinte blev pumpet ind i bunden, og recirkulerende vand ved meget lavt flow blev tilført i toppen. Forsøgene viste, at mængden af svovl og sulfat i vandet varierede, afhængig af om kullet var podet med bakterier eller ej. I væsken som blev recirkuleret gennem kolonnen med aktivt kul podet med biomasse, var koncentrationen af totalt opløst svovl ca. 6,5 gange højere, end i vandet fra en tilsvarende kolonne med aktivt kul uden biomasse. Af det totale svovl udgjorde sulfat 93 % i vandet fra kolonnen med biomasse, og 43 % i vandet fra kolonnen uden biomasse. Under forsøget optog kolonnen med biomasse 30 % af den tilførte mængde svovl, mens kolonnen uden biomasse optog 21% (Duan et al., 2007).

Et tilsvarende forsøg, udført af Duan et al. (2006), hvor luften blev befugtet, men uden recirkulering af vand, viste også høj fjernelseeffektivitet for aktivt kul podet med biomasse. Under det meste af forsøget fjernede det aktive kul med biomasse over 99 % af den tilførte H<sub>2</sub>S. Forsøget viste, at der løbende og især i perioder med høj H<sub>2</sub>S-belastning, blev dannet hvide plamager nedefra og op gennem kolonnen. Dette skete samtidig med et kraftigt pH-fald, og når pH-værdien kom under 1, faldt antallet af aktive celler hurtigt. Idet *A. thiooxidans*, en bakterie som oxiderer H<sub>2</sub>S, har optimum mellem pH 1 og 1,5 er der stadig gode betingelser for H<sub>2</sub>S-oxidation selv ved lave pH-værdier (Duan et al., 2006).

Under den mikrobielle nedbrydning af H<sub>2</sub>S til sulfat dannes mange forskellige mellemprodukter, f.eks. elementært svovl, thiosulfat, tetrathionat, trithionat og sulfid, se ligning 6 (Duan et al., 2007).



Under den biologiske oxidation af H<sub>2</sub>S til sulfat dannes samtidig syre (Madigan et al., 2012a).

Dannelsen af sulfat som slutprodukt af H<sub>2</sub>S-oxidationen giver muligheder for at regenerere kulfilteret ved skylning med vand. Forsøg beskrevet af Bandosz (2002) med forskellige typer af aktivt kul, uden biofilm eller modificering, har vist blandede resultater ift. regenerering af gennembrudskapaciteten. For én type kul blev kun ca. 25 % af den oprindelige gennembrudskapacitet gendannet. Dette lod sig gøre to gange, men ved tredje regenerering faldt gennembrudskapaciteten yderligere. En anden type kul blev regenereret til ca. 72 % af sin oprindelige gennembrudskapacitet ved første regenerering. Ved anden regenerering faldt gennembrudskapaciteten til ca. 31 % af den oprindelige, og ved yderligere regenerering faldt gennembrudskapaciteten fortsat (Bandosz, 2002).

## 2.3 Adsorption af metan på aktivt kul

I dette projekt undersøges muligheden for at Hybrid Filter A/S produkter udover at fjerne H<sub>2</sub>S også kan fjerne metan.

På grund af det aktive kuls hydrofobe natur adsorberes metan relativt problemfrit til kullet. Metan adsorberes til aktivt kul som et monolag og begynder derfor ikke at udfylde porevolumenet før hele kuloverfladen er dækket af et monolag af metanmolekyler (Müller & Gubbins, 1998).

Forskellige faktorer kan påvirke metanadsorptionen. Optagelsen af metan på aktivt kul afhænger bl.a. af heterogeniteten af det aktive kul. Som nævnt i afsnit 2.2 kan en heterogen overflade få vand til at binde sig til det aktive kul via overfladefunktionelle grupper. Fyldes porerne i det aktive kul med vandmolekyler fortrænges metanmolekylerne. Modelleringsforsøg af adsorptionen af metan og vand på aktivt kul har vist, at antallet af overfladefunktionelle grupper samt placeringen af disse, har betydning for hvor meget vand der binder sig til kuloverfladen. Forsøgene viser samtidig, at kun metan bindes til kuloverfladen, hvis der ikke optræder nogen overfladefunktionelle grupper (Müller & Gubbins, 1998).

Optages metan på det aktive kul er der mulighed for at det kan nedbrydes biologisk. Aerob biologisk nedbrydning af metan til  $\text{CO}_2$  udføres af metanotrofe bakterier som kan bruge metan som energi- og kulstofkilde (Hanson & Hanson, 1996; Madigan et al., 2012b). Ifølge Hanson & Hanson (1996) er det ikke lykkedes at gro metanotrofe bakterier ved pH-værdier under pH 5,0. I mange forskellige jorde er det blevet undersøgt ved hvilken pH-værdi der sker maksimal metanoxidation. Der er stor variation i disse målinger, men den laveste pH-værdi som giver maksimal metanoxidation er målt til 3,5. Ud fra de forskellige forsøg konkluderer Hanson & Hanson (1996) at populationer af metanotrofer kun delvist tilpasser sig til sure pH-forhold.

### 3. Materialer og metoder

I det følgende kapitel beskrives materialer og metoder, der anvendes til at undersøge de to Hybrid Filter A/S produkter. Metoderne er opdelt efter laboratorie- og feltundersøgelser samt efter produkttype.

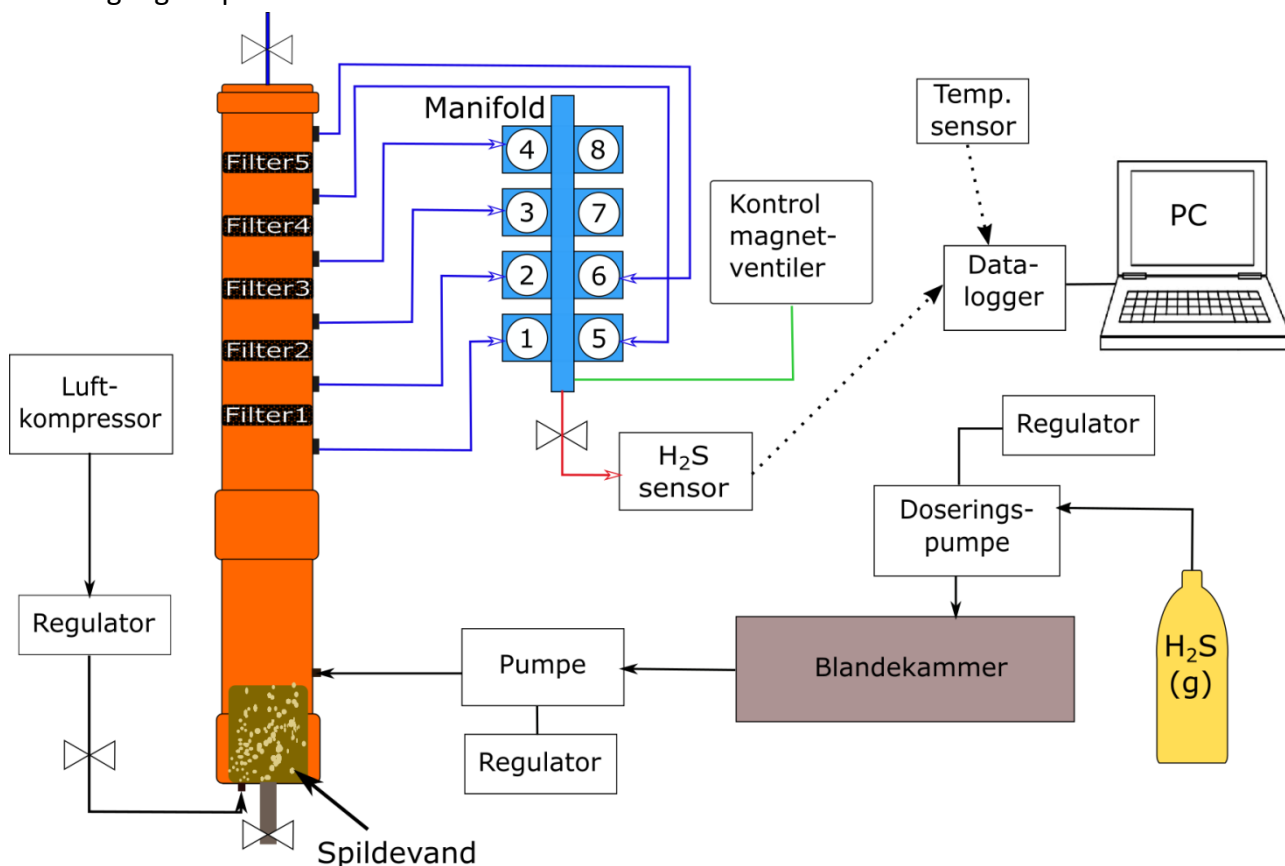
#### 3.1 Laboratorieundersøgelser af Hybrid Brøndkarmsfiltre

Dette afsnit indeholder en beskrivelse af forsøg til bestemmelse af svovlbrintefjernelseskapacitet og effektivitet, forsøg til at fastlægge betydningen af vandindhold, filterhastighed og iltforhold for svovlbrintefjernelsen, undersøgelse af vandindhold og svovlforbindelser i brugte filtre, undersøgelse af sammenhængen mellem flow gennem et filter og differenstryk over det, samt forsøg af metan optaget af filtre.

##### 3.1.1 Kapacitet og effektivitet af Hybrid filtre ift. svovlbrintefjernelse

Til at bestemme kapaciteten og effektiviteten af Hybrid Brøndkarmsfiltre udføres forsøg, hvor der blæses atmosfærisk luft og svovlbrintegas gennem fem serieforbundne filtermåtteudsnit. Desuden undersøges det hvordan opholdstiden i filteret påvirker effektiviteten.

En skematisk tegning af opstillingen ses på figur 3.1. Opstillingen er placeret i et bygværk i Frejlev med adgang til spildevand.



Figur 3.1. Skematisk tegning af opstilling som bruges til test af Hybrid Brøndkarmsfilterudsnit.



Opstillingen består af et 156 cm langt  $\varnothing$  110 mm PVC-rør. I røret er placeret 5 udskårne filtermåteudsnit med 10 cm mellem hver. Disse udsnit har en diameter på 110 mm, og deres areal udgør 7,2 % af et helt filters areal. I bunden af røret tilføres luft fra en kompressor. Luftflowet reguleres og kontrolleres med en flowmåler. Denne luft bobles op gennem 2 L spildevand, således at luften er fugtig når den passerer gennem filtrene. Derved sikres at filtrene holdes fugtige.

Ved siden af røret er placeret et blandekammer, hvor  $H_2S$  blandes med atmosfærisk luft. Fra dette blandekammer overføres  $H_2S$  til opstillingen via en elektrisk pumpe, som pumper  $H_2S$  ind i opstillingen lige over spildevandet. Pumpen har et maksimalt flow på 0,26 L/min. Fra en trykflaske tilføres  $H_2S$  til blandekammeret med et givet interval, og koncentrationen i blandekammeret falder således mellem tilførslerne.

Koncentrationen af  $H_2S$  i røropstillingen måles under det nederste filter, mellem de enkelte filtre og over det øverste filter med en  $H_2S$ -sensor. Dette sker ved at slanger fra de enkelte udtag på røropstillingen samles i en manifold, og med magnetventiler styres hvilket udtag der er åbent. Derved er det muligt at styre hvilket udtag på opstillingen som luften analyseres fra. Luften ledes derefter over i en  $H_2S$ -sensor der giver et strømstyrkesignal fra 4-20 mA, proportional med  $H_2S$ -koncentrationen i intervallet 0 til 245 PPM. Styringen af magnetventilerne er programmeret således at der strømmer luft gennem udtag nr. 6 i 60 minutter, så gennem udtag nr. 5 i 15 minutter, 15 minutter gennem udtag nr. 4 osv. Når luften har strømmet gennem det nederste udtag i 15 minutter gentages sekvensen. Ved at benytte denne sekvens sikres at den luft som måles på er strømmet igennem opstillingen og ikke har stået stille mellem filtre i en periode. Denne sekvens betyder at filterne ikke belastes i lige store dele af tiden. Den procentvise andel af tiden hvor filtret belastes er angivet i tabel 3.1.

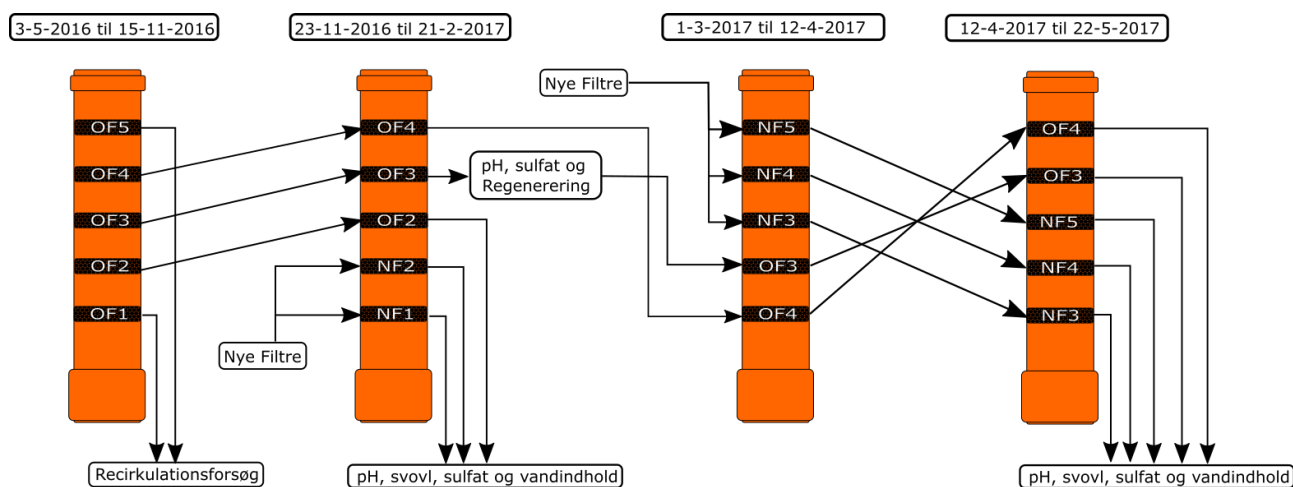
**Tabel 3.1. Andel af tid hvor filteret belastes afhængig af filtrets placering i opstillingen.**

<b>Placering af filter i forsøgsopstilling</b>	<b>Andel af tid med belastning [%]</b>
<b>1 (Nederst)</b>	89
<b>2</b>	78
<b>3</b>	67
<b>4</b>	56
<b>5 (Øverst)</b>	44

$H_2S$ -sensoren sender data via en trådløs forbindelse til en datalogger. På opstillingen sidder der ligeledes en temperatursensor, der sender data til dataloggeren. Dataloggeren sender data videre til en pc.

Gennem forsøgsperioden varieres luftflowet fra kompressoren løbende, se bilag 1. Ligeledes udskiftes Hybrid Brøndkarmsfilterudsnittene for at undersøge kapacitet af nye filtre samt for at undersøge filtermiljøet i brugte filtre, se afsnit 3.1.3

Figur 3.2 viser et skematisk diagram over udskiftning af filterudsnittene under forsøget. Diagrammet er inddelt i fire tidsperioder hvor filterudsnittene er belastet. De enkelte filterudsnit er navngivet som OF - oprindeligt filter og NF - nyt filter, samt hvilken placering filteret har, første gang det bruges i opstillingen. Efterfølgende anvendelse af hvert filter ses ligeledes på diagrammet, hvor filter OF1 og OF5 anvendes til recirkuleringsforsøg se afsnit 3.1.2. NF1, NF2 og OF2 analyseres for pH, total-svovl, sulfat og vandindhold se afsnit 3.1.3. OF3 analyseres for pH, sulfat og regenereres til videre test, se afsnit 3.1.7. Efterfølgende analyseres filter NF3, NF4, NF5, OF3 og OF4 for pH, total-svovl, sulfat og vandindhold.

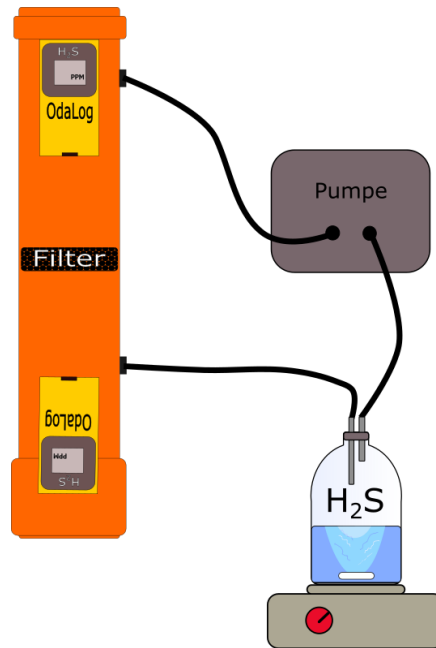


Figur 3.2. Skematisk diagram over udskiftning af filtre under kapacitets- og effektivitetsforsøg inddelt i fire tidsperioder. Den videre anvendelse eller analyse af de enkelte filtre er angivet.

### 3.1.2 Betydningen af ilt, filterhastighed og vandindhold for svovlbrintefjernelsen i Hybrid filtre

For at undersøge hvordan tilstedeværelsen/fraværet af ilt påvirker fjernelsen af  $H_2S$  i filtrene, laves recirkuleringsforsøg i et kontrolleret miljø. Det undersøges derved om tilstedeværelsen af ilt har betydning for adsorptionen af  $H_2S$  til filteret, og om en evt. aerob bakteriel nedbrydning bidrager til  $H_2S$ -fjernelsen. Desuden undersøges hvilken betydning filterhastigheden og vandindholdet har for  $H_2S$ -fjernelsen.

To identiske opstillinger fremstilles af lukkede PVC-rør hvori udsnit af filtermåtten, med diameter på 110 mm, placeres i midten. For at måle  $H_2S$ -koncentrationen under forsøget placeres en App-Tek OdaLog type 1 eller L2 over og under filteret, som det ses på figur 3.3. Opstillingernes højde er 59,4 cm og det effektive volumen er 4,4 L.



Figur 3.3. Opstilling bestående af PVC-rør, to OdaLoggere, flaske med natriumsulfid opløsning, magnetomrører og pumpe.

I opstillingen benyttes enten en peristaltisk pumpe eller en membranpumpe, afhængig af hvilket luftflow der undersøges. Med den peristaltiske pumpe benyttes et luftflow på enten 0,08 eller 0,27 L/min, og membranpumpen giver et flow på 0,65 L/min.

En flaske med sulfidopløsning 10 til 30 mg/L ( $\text{Na}_2\text{S}\cdot 9\text{H}_2\text{O}$ ) kobles på systemet med pvc-slanget. Flasken placeres på en magnetomrører for at skabe bedre ligevægt mellem gas- og væskefasen. Sulfidopløsningen stabiliseres ved høj pH.

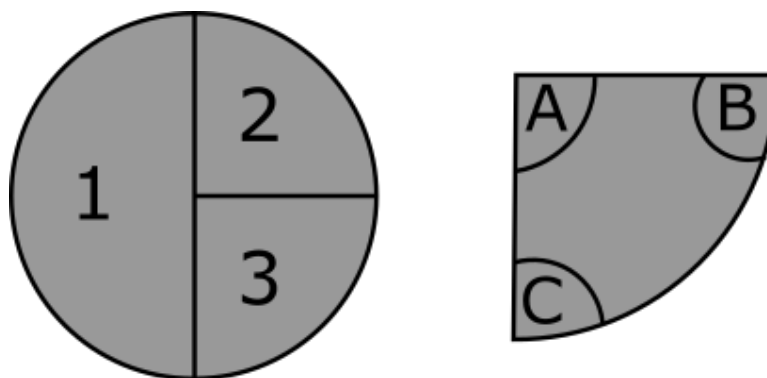
Forsøget startes ved at sænke pH med saltsyre, således at alt sulfid omdannes til  $\text{H}_2\text{S}$ .

I forsøg hvor der ønskes fravær af ilt, flushes systemet med  $\text{N}_2$ -gas i minimum 30 minutter ved et flow på ca. 5 L/min inden forsøgsstart. LI-Core LI-820  $\text{CO}_2$  Gas Analyzer anvendes til at måle koncentrationen af  $\text{CO}_2$  i opstillingen og dermed vurdere udskiftningen af gas. Der flushes indtil  $\text{CO}_2$ -koncentrationen er omkring 1 PPM.

### 3.1.3 Vandindhold, pH, sulfat- og svovlindhold i brugte filtermåtteudsnit

For at kunne sige noget om hvilke faktorer som har betydning for nedbrydningen af  $\text{H}_2\text{S}$  i en filtermåtte, undersøges filtermiljøet ift. vandindhold, pH og indhold af svovl samt hvilken form denne optræder på. Filtermiljøet undersøges på brugte filtermåtteudsnit fra kapacitetsforsøg i bygværket i Frejlev. Filterudsnittene der analyseres udvælges ud fra placering i opstillingen, deres belastning af  $\text{H}_2\text{S}$ , samt effektiviteten på det pågældende tidspunkt, se figur 3.2. Således fås et bredt billede af hvordan effektiviteten afhænger af filtermiljøet.

De udvalgte filtermåtteudsnit som undersøges opdeles i tre stykker, 1, 2 og 3 til bestemmelse af vandindhold, pH og total svovl og sulfat. Del 3 opdeles yderligere i A, B og C, se figur 3.4.



Figur 3.4. Principskitse som viser opdelingen af et filtermåtteudsnit til filteranalyse. Til venstre ses hvordan et udsnit opdeles til analyse af vandindhold, pH, totalt svovl og sulfat. Til højre ses hvor, på det enkelte filterstykke, der måles totalt svovl.

Vandindholdet bestemmes ud fra et halvt filtermåtteudsnit (filterstykke 1) som forholdet mellem massen af vand og tørvægt af filtret. Massen af vand findes ved at tørre det halve filtermåtteudsnit i en 105 grader varm ovn i ca. 24 timer, hvorefter filteret afvejes.

Til bestemmelse af pH-niveauet lægges et kvart filtermåtteudsnit (filterstykke 2) i et bægerglas med 250 mL demineraliseret vand i minimum et døgn. Derved ekstraheres og fortyndes den syre som er i vandet i filtret. Ud fra forventninger om lav pH, laves fortyndinger af ekstraktionsvæsken på hhv. 1:10, 1:100 og 1:1000 og ud fra disse fortyndinger måles pH. Der anvendes en SI Analytics Blueline 14 pH elektrode.

Til bestemmelse af total mængde svovl tages udgangspunkt i et kvart filtermåtteudsnit (filterstykke 3). For at få indsigt i hvordan mængden af svovl er fordelt i filtret laves tre prøver ud fra hvert filterstykke. Prøverne tages fra tre forskellige placeringer A, B og C på filteret, se figur 3.4.

Før analysen laves, opløses ca. 0,5 g filtermateriale i 10 mL 67-69 % salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ). Dette gøres for at sikre at evt. bundet svovl frigives ved oxidation til sulfat. Til at fortynde prøverne laves en 1 L fortyndingsvæske bestående af 1 mL 1000  $\mu\text{g}/\text{mL}$  yttrium i 4 %  $\text{HNO}_3$ , 20 mL 68 %  $\text{HNO}_3$  og milli-Q vand. For at sikre at syrekonzentrationen ikke bliver for høj fortyndes alle prøverne 1:50 med fortyndingsvæsken. Prøverne analyseres på en Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES), se afsnit 3.5.3. Ud fra et skøn på hvor meget totalt svovl prøverne indeholder laves en standardrække som analyseres sammen med prøverne. Standardrækken laves på 1, 10, og 100 mg/L ud fra en ULTRA Scientific 1000  $\mu\text{g}/\text{L}$  svovlstandard.

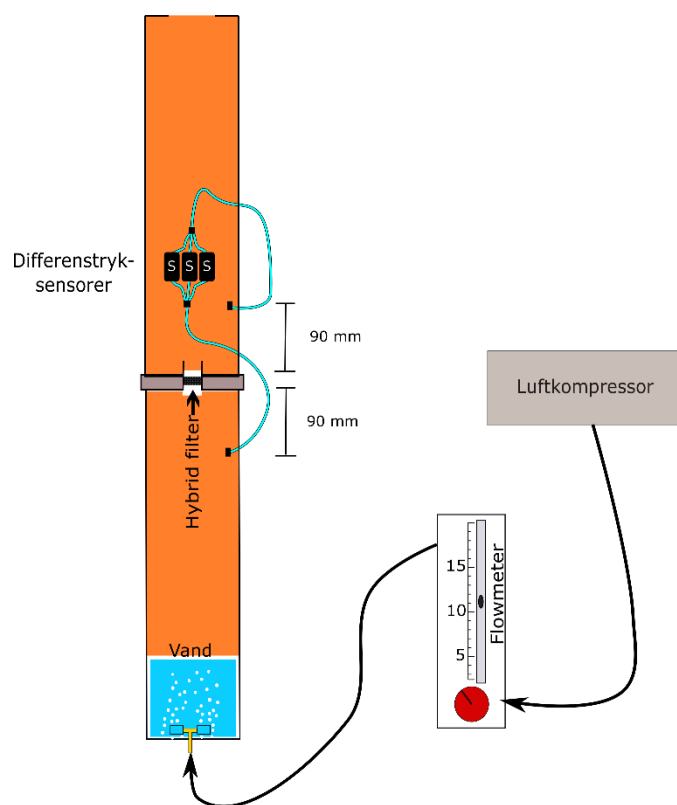
Til at bestemme indholdet af sulfat bruges en Ion Chromatograf (IC), se afsnit 3.5.2. Prøverne laves ud fra de samme fortyndinger som bruges til at måle pH. Prøverne filtreres gennem et 0,45  $\mu\text{m}$  filter, hvorefter de overføres til 2 mL måleglas. Ud fra en forventning om, at en stor del af svovlindholdet er bundet som sulfat, laves en standardrække som analyseres sammen med prøverne. Standardrækken laves på 25, 50, og 100 mg sulfat/L ud fra natriumsulfat.

### 3.1.4 Sammenhæng mellem differenstryk og luftflow i Hybrid Brøndkarmsfiltre

For at kunne bestemme luftudskiftningen gennem en brønd i kloaksystemet, undersøges sammenhængen mellem luftflow og differenstryk over et Hybrid Brøndkarmsfilter. Sammenhængen testes i to forskellige opstillinger. I den første opstilling testes på udsnit af filtermåtten. Den anden opstilling er en fuldskalaopstilling, hvor et helt Hybrid Brøndkarmsfilter benyttes.

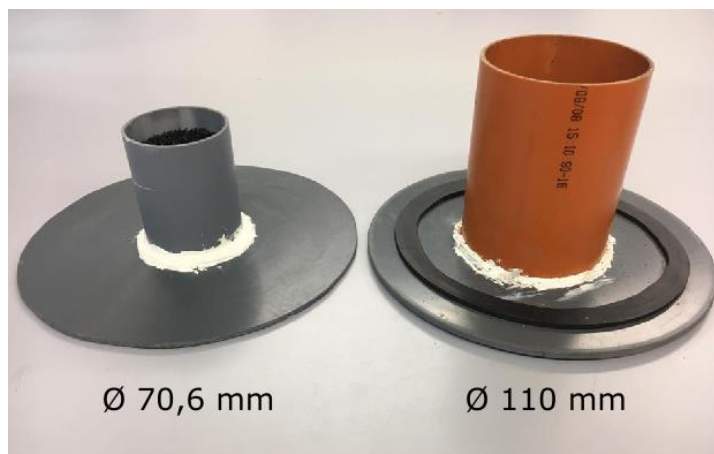
#### 3.1.4.1 Filtermåtteudsnit

I laboratorie måles tryktab ved forskellige luftflow gennem et filtermåtteudsnit, både når der benyttes fugtig luft og tør luft. Figur 3.5 viser opstillingen, hvor der måles på et udsnit af filtermåtten. Opstillingen består af et 205 cm langt rør, med en diameter på 17,5 cm. I bunden tilføres luft fra en kompressor. Luftflowet indstilles med flowmåler inden indløb i røret. Ved indløb i bunden af opstillingen er påsat to akvarieluftsten for at fordele luften. Luftflowet varieres fra 0,1 til 100 L/min.



Figur 3.5. Opstilling bestående af et rør med filterudsnit placeret i midten, luftkompressor og flowmåler til at justere flow. Differenstryksensorer placeres som vist med målepunkter under og over filterudsnit. Akvarieluftsten og vand i bunden af opstillingen anvendes ved målinger med fugtig luft.

I midten af røret er en plade med et mindre rør, hvor i udsnittet af filtermåtten er placeret, se figur 3.6. Filterdiameter varieres ved brug af to størrelser af rør med indvendig diameter på hhv. 70,6 og 110 mm.



Figur 3.6. Plader med rør til montering af filterudsnit med diameter på hhv. 70,6 og 110 mm.

Afhængig af filterdiameteren varierer filterhastigheden i intervallerne 0,4 til 213 mm/s og 0,2 til 148 mm/s for hhv. Ø 70,6 og Ø 110 mm.

Differenstrykket over filtret måles med tre parallelforbundne Pace Scientific differenstryksensorer af typen P350, som vist på figur 3.5. Sensorerne har et spænd på 0 til 24,9 Pa og en opløselighed på 0,015 Pa. Data opsamles på XR5-SE Datalogger fra Pace Scientific.

Ved et pågældende flow foretages en trippelbestemmelse hvert 5. sekund i 3 minutter. Løbende bestemmes trykforskellen ved et flow på 0 L/min, dette bruges til at korrigere målingerne for nul-punktsfejl.

Differenstrykket måles med filter og uden filter. De tryktab som måles når der er et filter i opstillingen, korrigeres ved at trække de tryktab som måles uden filter i opstilling fra. Derved findes tryktabet forårsaget af filtret alene.

Målingerne varieres ved, at måle differenstrykket med hhv. tør og fugtig luft, samt ved at anvende filtre med diametre på hhv. 110 og 70,6 mm.

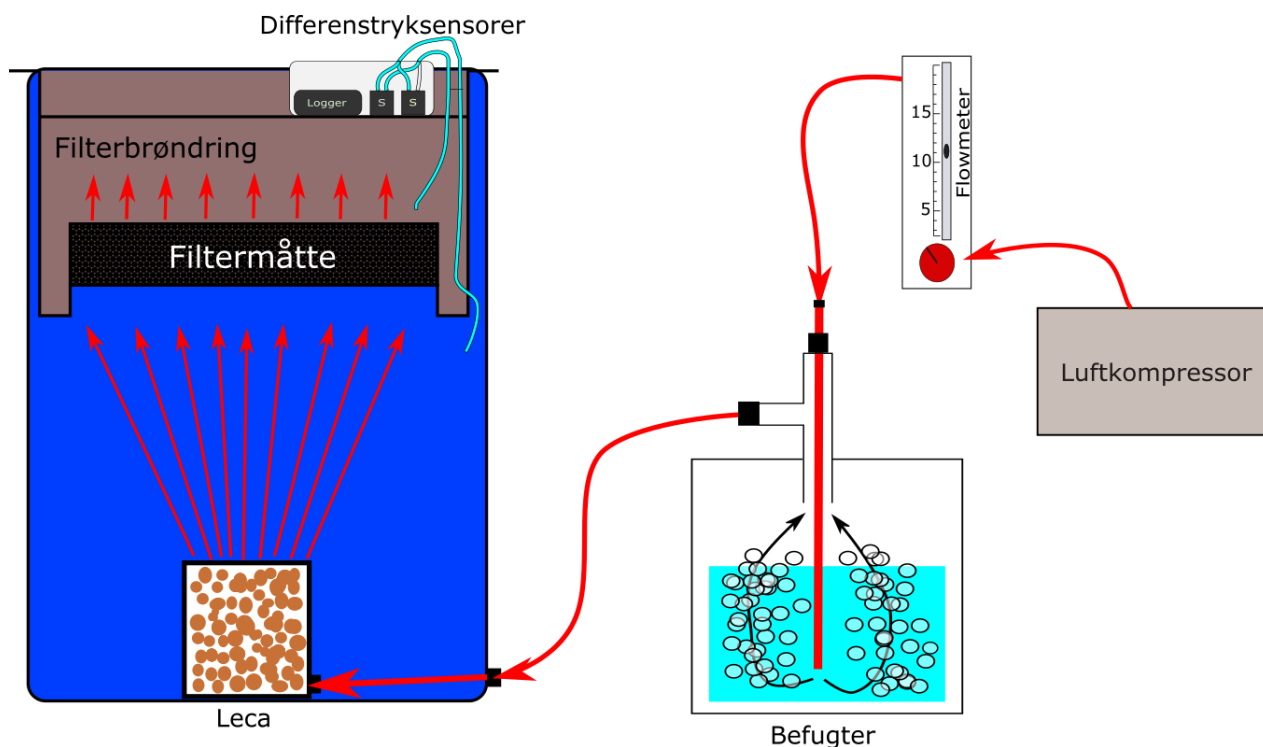
Ved målingerne med fugtig luft tilføres der i bunden af opstillingen 10 cm vand. Inden forsøgene, beluftes filtrene i minimum 16 timer med fugtig luft og vandoptaget i filteret noteres.

#### 3.1.4.2 Fuldskalaforsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre

Opstillingen hvor sammenhængen mellem luftflow og differenstryk testes i fuld skala består af en 210 L spunstromle, hvor toppen skæres af og erstattes af Hybrid Brøndkarmsfilteret. En gummi-slange spændes rundt om filterindsatsen for at sikre at opstillingen er tæt. Dette tætnes yderligere med klæber- og forseglingsmasse. Fugtig luft tilføres i bunden af tromlen via kompressor. Luften holdes fugtig ved at lede den igennem en dunk med vand inden den tilføres opstillingen. Den tilførte luft fordeles jævnt i tromlen ved at lede luften gennem en spand med Leca-nødder placeret inde i tromlen, se figur 3.7. Under disse forsøg varieres flowet fra 3 til 80 L/min, svarende til en filterhastighed på 0,5 til 11,5 mm/s.

Differenstrykket over filtret måles med to parallelforbundne Pace Scientific differenstryksensorer af typen P350. Sensorerne har et spænd på 0 til 24,9 Pa og 0 til 124,5 Pa og en opløselighed på 0,015 Pa og 0,075 Pa. Data opsamles på XR5-SE Datalogger fra Pace Scientific. Opsætning af logger samt korrigerende for nulpunktsfejl udføres jævnfør afsnit 3.1.4.1.

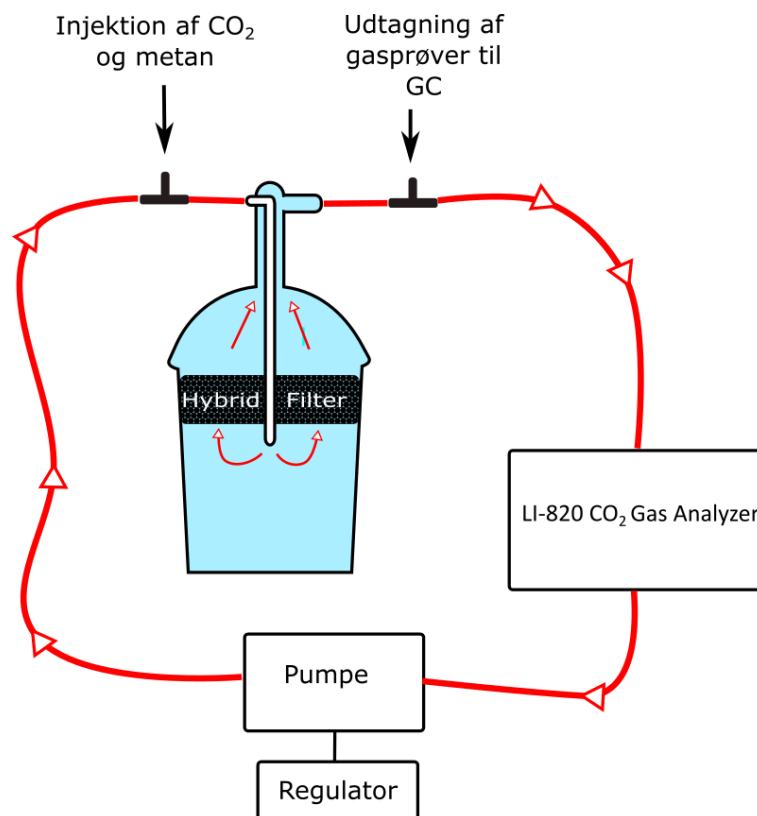
Målingerne varieres ved at teste differenstrykket ved forskellige vandindhold i filtermåtten. Vandindholdet justeres ved at overhælde filteret med demineraliseret vand og afveje det inden forsøgsstart.



Figur 3.7. Fuldskalaopstilling til test af differenstryk ved forskellige luftflow. Luften ledes fra kompressor over til befugter, inden den fordeles fra en spand med Leca-nødder placeret inde i tromlen.

### 3.1.5 Adsorption af metan på Hybrid filtre

For at undersøge om Hybrid Brøndkarmsfiltre kan fjerne metan, laves kontrollerede laboratorieforsøg med udsnit af ubrugte filtermåtter. Forsøgene udføres i en glasopstilling for at sikre at der ikke sker adsorption til overfladen af opstillingen. Glasopstillingen har et totalvolumen på 1,85 L, og på figur 3.8 ses en skematisk tegning af opstillingen. Metan tilføres opstillingen og pumpes ned under filteret via et glasrør, hvorefter det ledes op gennem filteret og recirkuleres i opstillingen med en 12 V membranpumpe. Et udtag til gasprøver er placeret umiddelbart efter at gassen forlader glasopstillingen. En LI-820 CO<sub>2</sub> Gas Analyzer er tilkoblet opstillingen for at måle CO<sub>2</sub>-koncentrationen og derved få et overblik over tætheden af opstillingen.



Figur 3.8. Skematisk tegning af glasopstillingen til analyse af metanoftag i filtermåtteudsnit. Pilene på de røde slanger indikerer i hvilken retning luften bevæger sig.

Først udføres et kontrolforsøg uden filtermåtteudsnit for at teste tætheden af opstillingen. Der tilsættes 2 mL ren metangas til opstillingen, svarende til en metankoncentration i opstillingen på 1083 PPM, og fire gasprøver udtages med 1 minuts mellemrum. Denne udtagningsprocedure gentages ca. hvert 8 minut i ca. to timer. Desuden tilsættes 5 mL ren CO<sub>2</sub>-gas og koncentrationen måles med LI-820 CO<sub>2</sub> Gas Analyzer.

Dernæst udføres forsøg hvor adsorptionskapaciteten testes. Her benyttes udsnit af ubrugte filtermåtter. Der tilsættes 2 mL metan til opstillingen og fire gasprøver udtages med 1 minuts mellemrum. Gasprøverne analyseres løbende på en gaskromatograf (GC) se afsnit 3.5.1, og når metankoncentrationen er stabil tilsættes yderligere 2 mL metan til opstillingen. Denne procedure følges i ca. fire timer, herefter skiftes der til at tilføre 4 mL metan til opstillingen.

Der udføres desuden et tilsvarende forsøg, hvor der fra start tilsættes 10 mL metan og 4 mL CO<sub>2</sub> til opstillingen, og metankoncentrationen måles 7 gange i løbet af 15 timer.

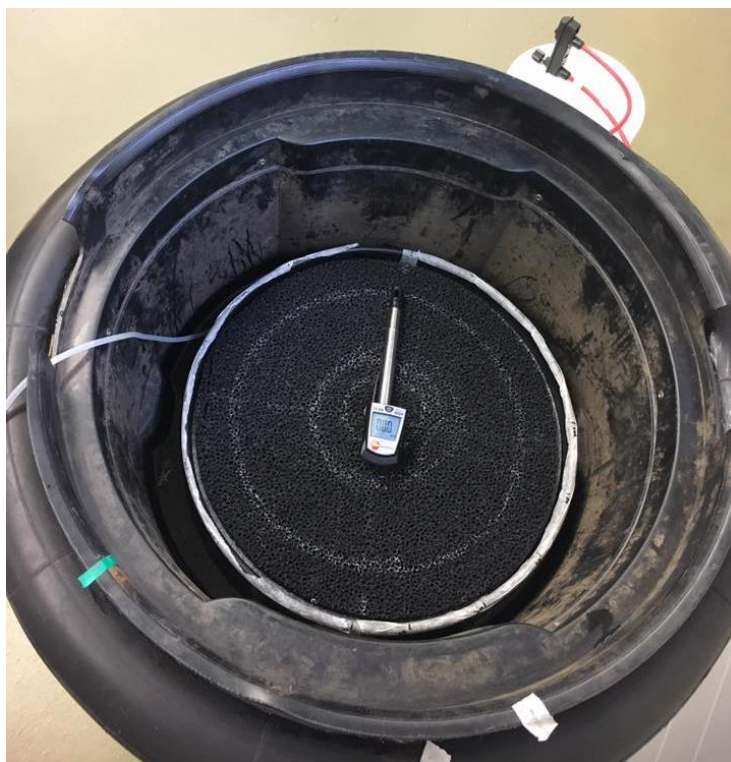
### 3.1.6 Filterhastighedsfordeling i Hybrid Brøndkarmsfilter

For at undersøge om Hybrid Brøndkarmsfilterne belastes jævnt, laves forsøg hvor lufthastigheden over filteret måles i forskellige punkter. Ujævn belastning af filteret kan medføre at filterets kapacitet ikke udnyttes fuldt ud.



Til disse forsøg anvendes den samme opstilling som bruges til at bestemme sammenhængen mellem luftflow og differenstryk over Hybrid Brøndkarmsfilteret i fuldskala. Befugteren anvendes ikke til disse forsøg.

Et konstant luftflow på 100 L/min benyttes til disse forsøg, og kun vandindholdet i filtermåtten ændres imellem forsøgene. Der tegnes cirkler med forskellige radier på filtermåtten, og langs kanten af siphonen afsættes vinkler fra et valgt 0-punkt. Målepunkterne afsættes ift. radier og vinkler. Lufthastigheden måles med et Testo 405-V1 termisk anemometer som har et spænd på 0 til 10 m/s og en opløsning på 0,01 m/s. Ved en måling placeres anemometeret på filtermåtten, og målingen registreres manuelt. Opstillingen ses på figur 3.9.



**Figur 3.9.** Opstilling som benyttes til måling af filterhastighed. Filterhastigheden måles i forskellige punkter, angivet med en vinkel og en radius, med et hot-wire anemometer.

Ud fra målingerne af filterhastigheden i de forskellige punkter benyttes MATLAB til at lave en interpolation af filterhastigheden over hele filtret. Interpolationen udføres som en "triangel-baseret naturlig nabo interpolation". Denne består af, at filteret først opdeles i triangler ud fra afstande mellem målepunkterne. Opdelingen sker ud fra optegning af linjer i filteret, således at datapunkterne, hvor der ligger en linje imellem, hele tiden har samme afstand til linjen. Sådan opdeles hele filteret i triangler. Herefter opdeles et kvadrat rundt om filtret i 22500 små arealer. Filterhastigheden i disse små arealer interpoleres ud fra de triangler hvis areal overlapper de små arealer. Afhængig af størrelsen af overlappet vægtes de forskellige målepunkter i interpolationen.

### 3.1.7 Regenerering af filter

Et filtermåtteudsnit, anvendt til kapacitets- og effektivitetsforsøg, forsøges regenereret ved at skylle det med demineraliseret vand og efterfølgende teste effektiviteten. Filterudsnit OF3, se figur 3.2, lægges først i blød i 2,5 L demineraliseret vand, hvorefter der måles pH i vandet. Efter at have ligget i blød i ca. 24 timer måles pH igen, hvorefter filtret skylles af 10 omgange med 1 L demineraliseret vand, hvor der mellem hvert 5. skyl måles pH. Filteret placeres efterfølgende næst nederst i opstillingen til effektivitetstest.

## 3.2 Feltundersøgelser af Hybrid Brøndkarmsfiltre

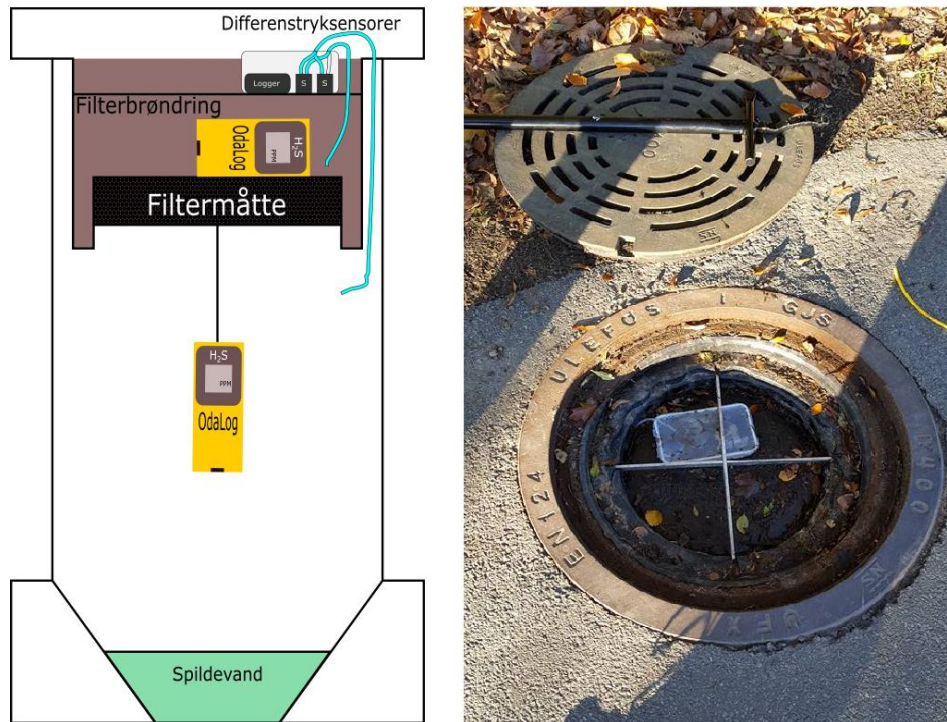
I dette afsnit beskrives, hvordan luftudskiftningen gennem Hybrid Brøndkarmsfiltre undersøges i to kloakbrønde, samtidig med at H<sub>2</sub>S-koncentrationen måles i brønden. Desuden beskrives undersøgelsen af en designoptimering af filterindsatsen, med henblik på at nedsætte belastningen af filtret.

### 3.2.1 Luftudskiftning og svovlbrintefjernelse i Hybrid Brøndkarmsfilter i kloakbrønde

For at opnå viden om hvor meget Hybrid Brøndkarmsfiltre belastes og hvor effektive filtrene er ift. fjernelse af H<sub>2</sub>S, udføres forsøg i felten.

Feltforsøgene foretages på Fyn i byen Krogsbølle hvor VandCenterSyd benytter Hybrid Brøndkarmsfiltre til at reducere emission af H<sub>2</sub>S fra en gravitationskloak. Målingerne udføres på to brønde, i en gravitationskloak, placeret ca. 35 m og 180 m nedstrøms for en oppumpningsbrønd. Brøndene har hver en diameter på 1,25 m. I hver brønd foretages målinger af H<sub>2</sub>S-koncentrationen over og under filteret med App-Tek OdaLogger af typen L2 og RTx, der logger hvert minut. Placeringen af OdaLoggerne kan ses på figur 3.10.

For at undersøge luftflow fra kloak måles differenstrykket over filteret. To parallelkoblede differencetryksensorer, jf. afsnit 3.1.4.2, anvendes til at måle trykforskel over filtret. Data opsamles på en XR5-SE Datalogger fra Pace Scientific med et dataopsamlingsinterval på ét minut. Tryksensorer og datalogger placeres i en vandtæt plastikkboks ovenpå filterindsatsen hvorfra silikoneslanger føres fra tryksensorerne gennem borede huller i filterindsatsen. Den ene slange ledes ind over filtret mens den anden ledes ind nedenunder filteret. Placering af tryksensorer kan ses på figur 3.10.



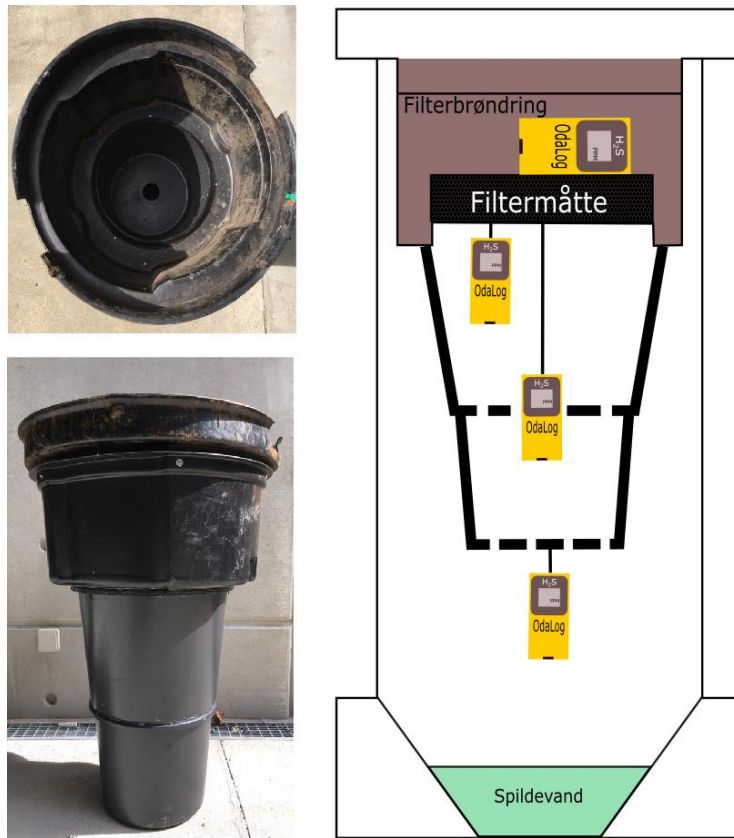
Figur 3.10. Til venstre ses en skitse af en kloakbrønd med Hybrid Brøndkarmsfilter, samt placering af OdaLoggere og tryksensorer. Til højre ses åben målingsbrønd i Krogsbølle med filterindsats. Oven på filterindsatsen ses placeringen af tryksensorer og datalogger i vandtæt plastikbeholder.

H<sub>2</sub>S-koncentration måles 1. til 2. november og differenstryk fra 1. til 7. november. Før dette projekt er der foretaget lignende feltforsøg i maj og juli 2016. Resultater fra disse forsøg benyttes i dette projekt.

### 3.2.2 Belastningsnedsættelse ved optimering af Hybrid Brøndkarmsfilterindsats

Det ønskes undersøgt om det er muligt at optimere Hybrid Brøndkarmsfiltre indirekte, ved at reducere koncentrationen af H<sub>2</sub>S i luftudskiftningen gennem filteret. Dette kan muligvis gøres ved at minimere opblandingen af H<sub>2</sub>S-koncentrationen i brønden, ved at udvide brøndkarmsfilteret med kamre hvor igennem luftudskiftningen skal foregå. Det forventes at ved små luftudskiftninger mellem brønd og luften over dækslet, i begge retninger, vil luften være mere eller mindre stillestående i kamrene. Derved vil det være den samme luftmasse som filtreres og derfor belastes filteret ikke så meget, som hvis det var ny brøndluft som skulle filtreres hele tiden.

Under brøndringen af et Hybrid Brøndkarmsfilter påmonteres to spande på hhv. 12 og 20 L, der skal fungere som to kamre, som vist på figur 3.11. Spanden på 20 L monteres øverst. I bunden af begge spande bores huller til luftudskiftningen samt til vanddræn. Filteroptimeringen testes i feltet, henover tre døgn, i en kloakbrønd opstrøms i en offerledning i Hjarup. Variationen af H<sub>2</sub>S-koncentrationen mellem de forskellige kamre måles med OdaLoggere med et dataopsamlingsinterval på 10 sekunder. Disse placeres under opstillingen, i de to spande og over filtermåtten, som vist på figur 3.11. Under målingerne anvendes et hårdt belastet filter, der inden forsøgene har siddet nedstrøms i offerledningen.



Figur 3.11. Optimering af Hybrid Brøndkarmsfilter ved montering af spande. Til venstre ses brøndring med påmonteret spande. Til højre ses en skematisk tegning af opstillingen i felten med placering af OdaLoggere.

### 3.3 Laboratorieundersøgelser af Mini Kulfilter

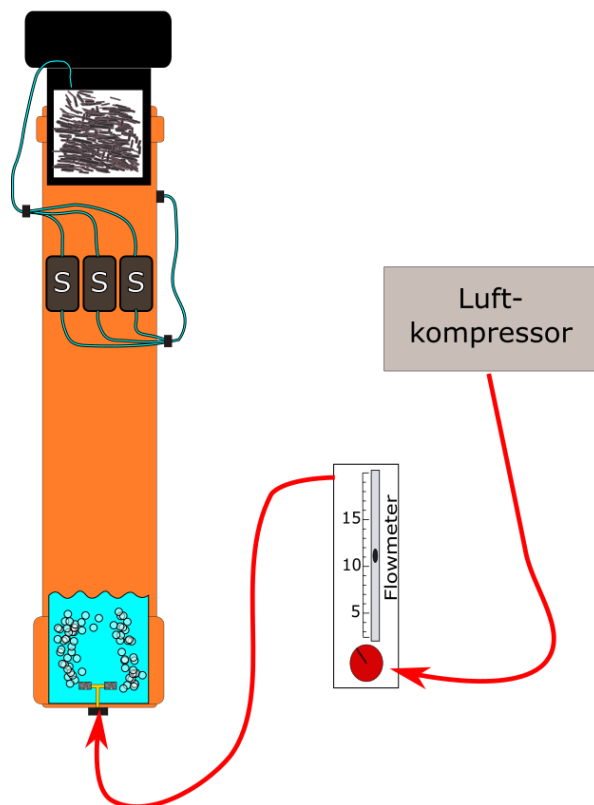
Dette afsnit indeholder en beskrivelse af forsøg til bestemmelse af sammenhængen mellem flow gennem et filter og differenstryk over det, samt forsøg af metanoptaget på filtermaterialet.

#### 3.3.1 Sammenhæng mellem differenstryk og luftflow i Mini Kulfilter

For at kunne bestemme luftudskiftningen gennem udluftningsrøret fra en septiktank undersøges sammenhængen mellem luftflow og differenstryk over et Hybrid Mini Kulfilter.

Med Hybrid Mini Kulfiltre udføres forsøg lignende dem for udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre jf. afsnit 3.1.4.1.

Mini Kulfilteret monteres i et 110 cm langt  $\text{Ø}110$  mm PVC-rør som skitseret på figur 3.12. I bunden af røret tilføres luft fra en kompressor, og flowet justeres med flowmåler før indløb.



Figur 3.12. Opstilling bestående af PCV-rør med Hybrid Mini Kulfilter, luftkompressor og flowmåler til at justere flow. Differensstryksensorer placeres som vist med målepunkter under og over de aktive kulpiller. Akvarieluftsten og vand i bunden af opstillingen anvendes ved målinger med fugtig luft.

Samme differensstryksensorer og dataopsamlingsinterval benyttes i disse forsøg, som anvendt ved forsøg med udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre. Differenstryk måles over de aktive kulpiller, og der laves forsøg hvor der anvendes 210 g kulpiller. Flowet varieres fra 0,1 til 15 L/min, svarende til en filterhastighed på 0,2 til 33 mm/s, og der udføres løbende målinger ved et flow på 0 L/min, for at korrigere for nulpunktsfejl.

Forsøg udføres både med tør og fugtig luft. Ved målinger med fugtig luft tilføres 15 cm vand i bunden af røret og de aktive kulpiller beluftes minimum 16 timer før forsøg.

### 3.3.2 Adsorption og bionedbrydning af metan på aktive kulpiller fra Hybrid Mini Kulfiltre

For at undersøge om aktive kulpiller fra Hybrid Mini Kulfiltrene kan fjerne metan, laves forsøg i serumflasker, hvor ændringen af metankoncentrationen måles løbende. Forsøgene har til formål at undersøge om der sker en biologisk nedbrydning af metan på kulpillerne samt at undersøge adsorptionskapaciteten af metan på kulpillerne ved forskellige koncentrationer.

Det forventes at en mulig biologisk nedbrydning vil finde sted på brugte kulpiller, der har haft mulighed for at generere en biomasse. Til at undersøge dette anvendes brugte aktive kulpiller fra to



septiktanke, jf. afsnit 3.4.1, samt ubrugte kulpiller. I ca. 120 ml serumflasker tilsættes 10 g kulpiller og for hver type af kulpiller udføres forsøg med hhv. atmosfærisk luft og N<sub>2</sub>-gas i flasken. Den mulige biologiske nedbrydning forventes at være aerob, og derved kan der skelnes mellem adsorption og bionedbrydning i de to flasker indeholdende atmosfærisk luft og N<sub>2</sub>. Der laves også kontrolmålinger i en serumflaske uden filtermateriale.

Metan, svarende til ca. 1000 PPM, tilsættes til de enkelte serumflasker og koncentrationen måles løbende, ved at udtage en 0,3 mL gasprøve og analysere den på en GC, jf. afsnit 3.5.1. På figur 3.13 ses serumflasker indeholdende det brugte filtermateriale, samt referenceflaske uden materiale.



Figur 3.13. Serumflasker der bruges til at undersøge metanfjernelse af filtermaterialer fra Hybrid Mini Kulfiltre.

Adsorptionskapaciteten af metan undersøges ved løbende at tilsætte metan til serumflasker med nye kulpiller indeholdende atmosfærisk luft eller N<sub>2</sub>-gas. Efter hver injektion af metan måles koncentrationen løbende i minimum 70 minutter indtil det formodes at der har indstillet sig en ligevægt, hvorefter metan tilsættes på ny. Under adsorptionsforsøgene injiceres metan 6 gange, hvor koncentrationen trinvist øges fra ca. 1000 til 5000 PPM.

### 3.4 Feltundersøgelser af Hybrid Mini Kulfilter

I dette afsnit beskrives hvordan luftudskiftningen gennem Hybrid Mini Kulfiltre i to septiktanke undersøges, hvordan der udtages luft- og vandprøver til undersøgelse af metankoncentrationen forskellige steder i septiktankene, samt måling af H<sub>2</sub>S-koncentrationen i septiktankene.

#### 3.4.1 Luftudskiftning, svovlbrinte- og metankoncentration i septiktanke og Mini Kulfiltre

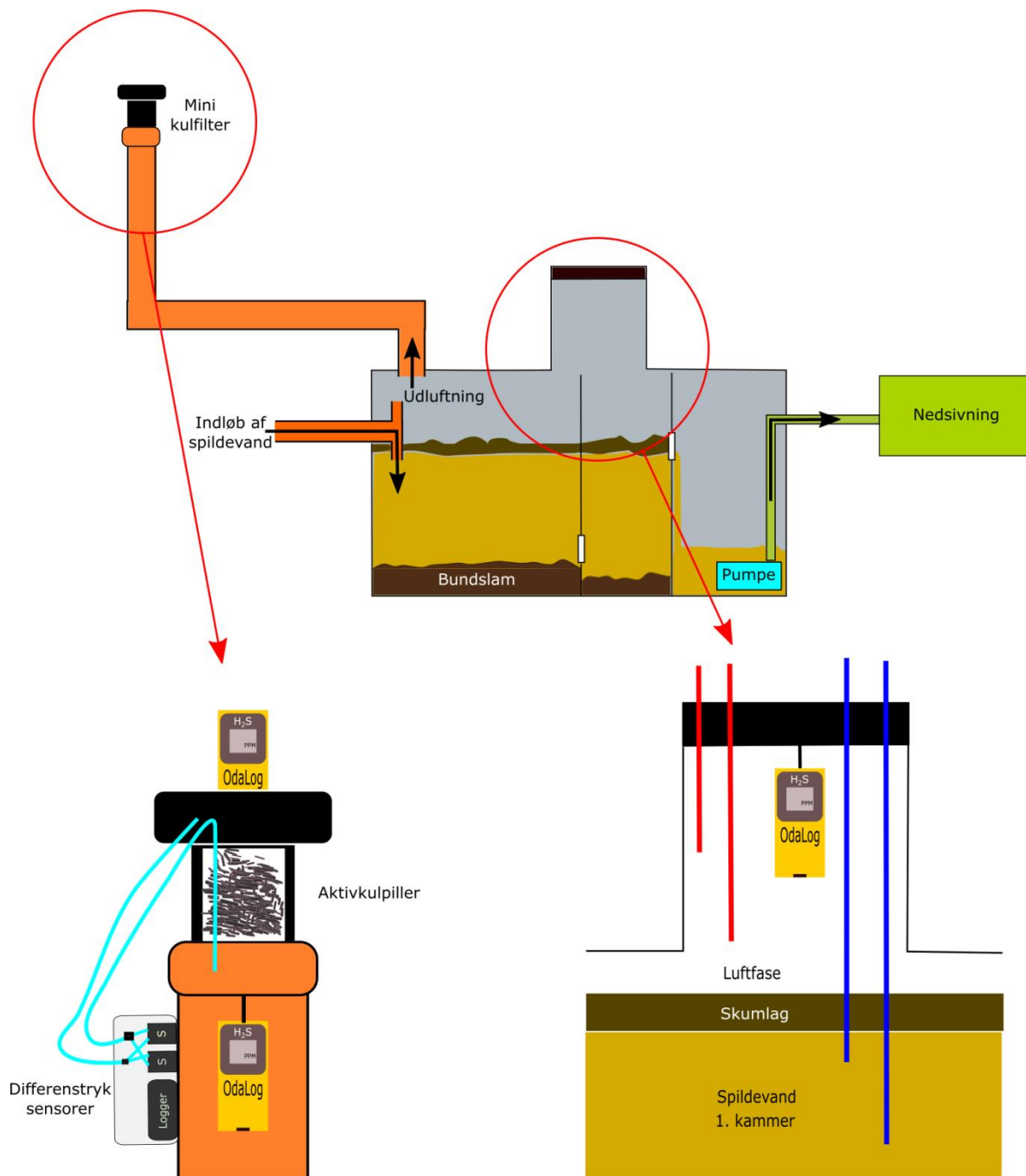
For at undersøge metan- og H<sub>2</sub>S-emmission fra septiktanke samt undersøge effektiviteten af Hybrid Mini Kulfilter foretages feltundersøgelser af to septiktanke placeret i nærheden af Brovst hhv. Østergade 99 og Søgårdsvej 43, begge udstyret med et Mini Kulfilter.

Begge septiktanke er trekammertanke med pumper, der leder det rensede spildevand ud til et nedsivningsareal. På figur 3.14 ses en skitse af en trekammertank med nedsivningsanlæg og udluftningsrør med Hybrid Mini Kulfilter samt opsat måle- og prøvetagningsudstyr.

Spildevand ledes ind i det 1. kammer hvor den primære bundfældning finder sted. I det 2. kammer sker yderligere en rensning og derefter løber spildevandet til det 3. kammer, der fungerer som pumpebrønd. Herfra pumpes det rensede spildevand ud til nedsivningen.

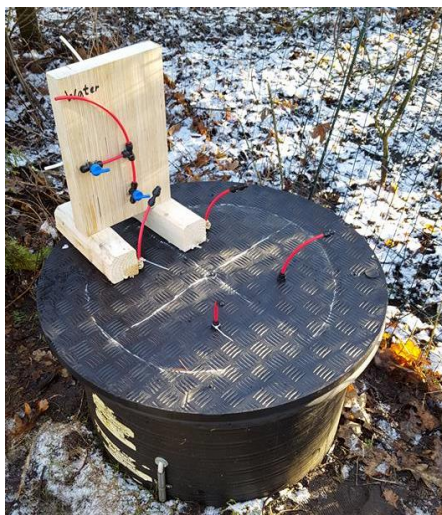
Under feltundersøgelsen undersøges H<sub>2</sub>S- og metankoncentrationen i septiktankene, samt i udluftningsrøret under og over Mini Kulfiltrene. Desuden undersøges luftudskiftningen i udluftningsrørene ved at måle differenstryk over Mini Kulfiltrene med to parallelforbundne Pace Scientific differenstryksensorer af typen P350, som vist på figur 3.14. Der benyttes samme tryksensorer og dataopsamler som ved målinger i kloakbrønde, jf. afsnit 3.2.1. H<sub>2</sub>S-koncentrationen måles med OdaLoggere af typen L2 og RTx. På figur 3.14, ses desuden et zoom af placeringen af OdaLoggere og differenstryksensorer.

Dæksler til de to tanke udstyres hver med tætte fittings og fire slanger, hvor to er placeret i vandfasen under skumlaget (15 og 40 cm under vandniveau) og to i luftfasen (15 og 35 cm over vandniveau), se figur 3.14 og 3.15. Fra disse slanger udtages vand- og luftprøver med et ventilslangesystem, som også ses på figur 3.15. Slangerne flushes inden prøveudtagningen. Gasprøver udtages med en 5 mL sprøjte og overføres med en kanyler til et 5 ml glasrør, hvori der er vakuum, forsejlet med en gummimembran (BD Vacutainer, benyttes til blodprøver). Vandprøver udtages med samme system, men der udtages kun 1 mL prøve, som også overføres til en Vacutainer. Prøverne analyseres for metan på en GC, jf. afsnit 3.5.1.



Figur 3.14. Øverst ses en principskitse af en trekammer septiktank med udluftningsrør og Hybrid Mini Kulfilter. Fra det 3. kammer pumpes spildevandet til nedsivning. Nederst til venstre ses et zoom af placeringen af måleudstyr omkring Mini Kulfiltret til måling af H<sub>2</sub>S-koncentrationen og differenstrykket. Nederst til højre ses udstyr til måling af H<sub>2</sub>S-koncentrationen og udtagning af luft- og vandprøver under dækslet i septiktanken.





**Figur 3.15. Dæksel på septiktank ved Søgårdsvej med monteret fittings og slanger til prøveudtagning, samt ventilslangesystem til prøveudtagning.**

Tre dage før prøvetagning af gas- og vandprøver påbegyndes, monteres dæksler med slanger og dataloggere. Derved sikres at prøverne ikke er påvirket af den luftudskiftning som udskiftningen af dækslerne medfører. Prøver udtages hver 30. minut henover 5 timer midt på dagen. Dette gøres tre dage i samme uge. I tidsintervallet mellem to prøvetagninger måles CO<sub>2</sub>-koncentrationen øverst i septiktankene med en LI-820 CO<sub>2</sub> Gas Analyzer.

Efter flere dages måleserie med OdaLoggere og tryksensorer i Mini Kulfilteret, foretages forsøg med tvungen udluftning i septiktankene. Til hver septiktank sættes en luftpumpe med et flow på 4,8 L/min, til at pumpe luft ned i septiktanken gennem en af slangerne på dækslet. Samtidig udtages luftprøver under og over Mini Kulfiltrene gennem silikoneslanger med sprøjter. Luftprøverne overføres til Vacutainers og analyseres efterfølgende for metan på GC, jf. afsnit 3.5.1.

Til yderligere bestemmelse af luftudskiftningen fra septiktank laves hastighedsmålinger med et hot-wire anemometer. Da det antages at luftudskiftningen er relativ lav mindskes diameteren på udluftningsrøret til septiktanken. Dette gøres ved at montere et Ø40 mm PVC-rør på en Ø110 kloak prop som sættes i udluftningsrøret. På det monterede Ø40 mm PVC-rør bores to huller, hvor anemometeret og en LI-820 Gas Analyzer tilsluttes. Anemometeret placeres øverst således at hot-wiren er placeret ca. midt i røret, se figur 3.16. En slange til LI-820 Gas Analyzer tilsluttes nederst, se figur 3.16. På denne måde kontrolleres det ud fra CO<sub>2</sub>-niveauet, i hvilken retningen luften bevæger sig i udluftningsrøret, idet der forventes ca. 400 PPM CO<sub>2</sub> i udeluften (DMI, 2013) og væsentligt højere CO<sub>2</sub>-koncentration i septiktanken.

Hastighedsmålingerne udføres på septiktanken placeret på Østergade. Der laves fem måleserier hvor den målte hastighed aflæses hvert femte sekund i fem minutter. Under hele forsøgsperioden logges CO<sub>2</sub>-koncentrationen hvert sekund.



Figur 3.16. Til venstre,  $\varnothing 40$  mm rør monteret ovenpå udluftningsrøret fra septiktank, samt placering af hot-wire anemometer og slange tilkoblet LI-820 CO<sub>2</sub> Gas Analyzer. Til højre, spidsen af hot-wire anemometeret ses midt i  $\varnothing 40$  mm røret, og med hot-wiren vinkelret på den forventede luftstrømningsretning.

### 3.5 Analysemetoder

I dette afsnit beskrives de forskellige analyseremetoder der anvendes i dette projekt.

#### 3.5.1 Gaskromatograf - GC

Til at finde koncentrationen af metan i gas- og vandprøver benyttes en Thermo Fisher SCIENTIFIC TRACE™ 1300 Gas Chromatograph.

Denne er udstyret med et split/splitless injektionsmodul af typen Thermo Fisher SCIENTIFIC TRACE™ 1300/1310 SSL INJ Module, en Thermo Fisher SCIENTIFIC 26004 TG-BOND kolonne og en Flame Ionization Detektor af typen Thermo Fisher SCIENTIFIC TRACE™ 1300/1310 Fid module.

Injektionsmodulet anvendes i split mode. Som bæregas bruges He 6,0 med et tryk på 60,0 kPa. Der anvendes et purge flow på 5,0 mL/min, kolonne flowet er 0,852 mL/min, split flowet er 60 mL/min og dermed bliver split ratio 70,43 regnet som split ratio = split flow/kolonne flow. Injektionsmodulet opvarmes til 250 °C. Der injiceres 0,3 mL prøve med en Terumo 1 mL engangssprøjte ved hver måling.

Kolonnen opvarmes til 150 °C, og giver en opholdstid for metan på ca. 2,9 minutter.

Som make-up gas til FID detektoren anvendes 40,0 mL/min N<sub>2</sub> 5,0. Som fuel gas anvendes 35 mL/min H<sub>2</sub> og 350 mL/min atmosfærisk luft. FID detektoren opvarmes til 300 °C.

Ved måling af metankoncentrationer laves trippelbestemmelser, hvor der udtages 0,3 mL gas tre gange fra hver Vacutainer, og disse injiceres i GC'en med 1 minuts mellemrum.

Ved bestemmelse af metankoncentration i væske prøver, udlignes trykket i Vacutaineren ved at indsætte en kanyle kortvarigt. Derefter vendes Vacutaineren på hovedet 3 gange for at opnå ligevægt mellem vand- og luftfase. Dette gøres ca. 5 minutter inden første injektion af gasfasen på GC'en. Ved ligevægt antages at alle metanmolekylerne er i luftfasen, se bilag 2, og der laves en trippelbestemmelse ligesom med gasprøverne. Målingerne sammenlignes med standarddrækker for koncentrationen af metan, se bilag 3.

### 3.5.2 Ionkromatograf - IC

Koncentration af ekstraheret sulfat fra filtermåtteudsnit, bestemmes med en Thermo Fisher SCIENTIFIC Dionex ICS-2100 Ion Chromatograph.

Denne er udstyret med en Thermo Fisher SCIENTIFIC Dionex AS-AP autosampler, et sample loop på 25 µL, en Thermo Fisher SCIENTIFIC Dionex IonPac AS22 Analytical Column 4x250 mm, en Thermo Fisher SCIENTIFIC Dionex Aers-500 2 mm suppressor og en Thermo Fisher SCIENTIFIC DS6 heated conductivity cell.

Autosampleren udtager 250 µL prøve i push mode. Prøven leveres til ionkromatografen, hvor det meste løber igennem sample loop og videre til spild. 25 µL af den udtagne prøve fanges i sample loop, og føres med eluent ind i kolonnen. Til de udførte forsøg anvendes KOH eluent, og autosampleren bruger demineraliseret vand til at skylle nålen.

Kolonnen binder anionerne i prøven og adskiller dem således fra hinanden og fra kationerne. Suppressoren bytter K<sup>+</sup>-ionerne fra eluent med H<sup>+</sup>-ioner som sammen med OH<sup>-</sup>-ionerne danner H<sub>2</sub>O. Således måles konduktiviteten af SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> opløst i vand.

### 3.5.3 Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry – ICP OES

Til at finde det totale indhold af svovl i filtermåtteudsnit anvendes en Thermo Fisher SCIENTIFIC iCAP 6000 Series ICP. Denne er udstyret med en CETAC ASX-260 autosampler og Argongas ved 3,5 bar anvendes som bæregas. Under analysen benyttes radial "view".

Indholdet af svovl i prøverne måles med tre bølgelængder; 1807, 1820 og 1826 nm. Standardrækken for svovl analyseres sammen med prøverne. Som intern standard benyttes yttrium. Fortyndingsvæsken indeholder også yttrium, se afsnit 3.1.3, og der tilsættes derfor lige store mængder af yttrium til alle prøver. Yttrium måles ved bølgelængden 3710 nm. Det målte signal for den interne standard i hver prøve sammenlignes og evt. drift på målingerne justeres.

## 4. Resultater og diskussion af forsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre

I dette kapitel præsenteres og diskuteres resultater fra laboratorieforsøg og feltundersøgelser af Hybrid Brøndkarmsfiltre.

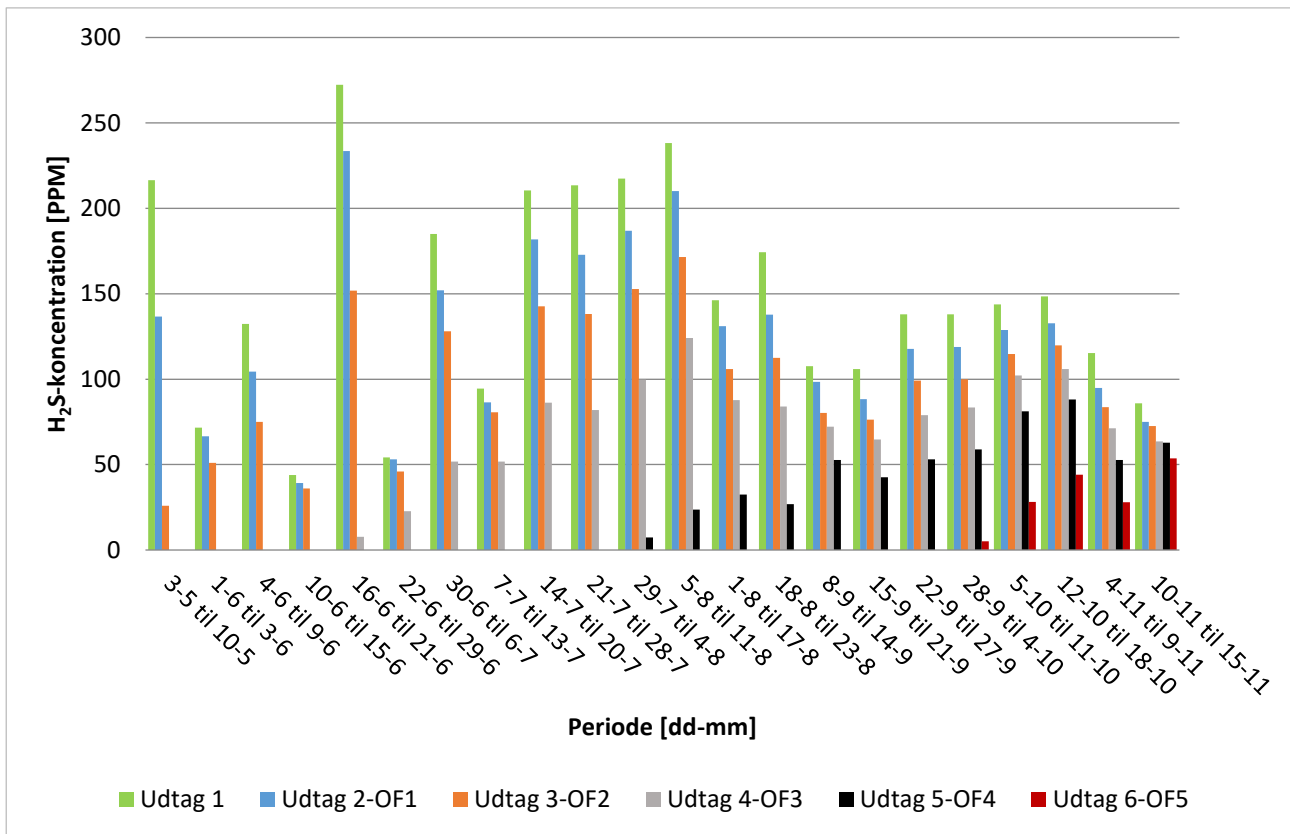
### 4.1 Svovlbrinteoptag og omsætning i Hybrid Brøndkarmsfiltre

Dette underkapitel indeholder resultater fra forsøg med kapacitet og effektivitet i Hybrid Brøndkarmsfiltre, analyser af H<sub>2</sub>S-optagets påvirkning af pH og svovlforbindelser samt indhold i filtret, undersøgelse af muligheden for at regenerere et brugt filter samt undersøgelser af betydningen af iltforhold, filterhastighed og vandindhold for H<sub>2</sub>S-fjernelsen.

#### 4.1.1 Svovlbrintefjernelseskapacitet og effektivitet i Hybrid Brøndkarmsfiltre

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres resultaterne fra kapacitets- og effektivitetsforsøg af udsnit af filtermåtter udført i Frejlev. I løbet af forsøgsperioden udskiftes samt rokeres nogle filtre fra opstillingen. Placeringen af filtrene i de forskellige måleperioder kan ses på figur 3.2.

På figur 4.1 ses målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 3-5-2016 til 15-11-2016. Hver dag tages et gennemsnit af målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i hvert udtag. Af disse daglige gennemsnitsværdier tages et gennemsnit i perioder af ca. en uges varighed, hvor flowet af komprimeret luft og luft fra blandedekammet holdes konstante. For at tage højde for usikkerheder i målingen af H<sub>2</sub>S ved lave koncentrationer, udelades målinger med en koncentration under 2 PPM. Når sensoren har været belastet og ikke belastes længere, går der ca. 5 minutter før målingen er helt stabil omkring 0 PPM. Derved kan det se ud som om at der er gennembrud i et filter selvom det ikke er tilfældet. I nogle perioder mangler data, se bilag 1, disse perioder er derfor ikke vist på figur 4.1.



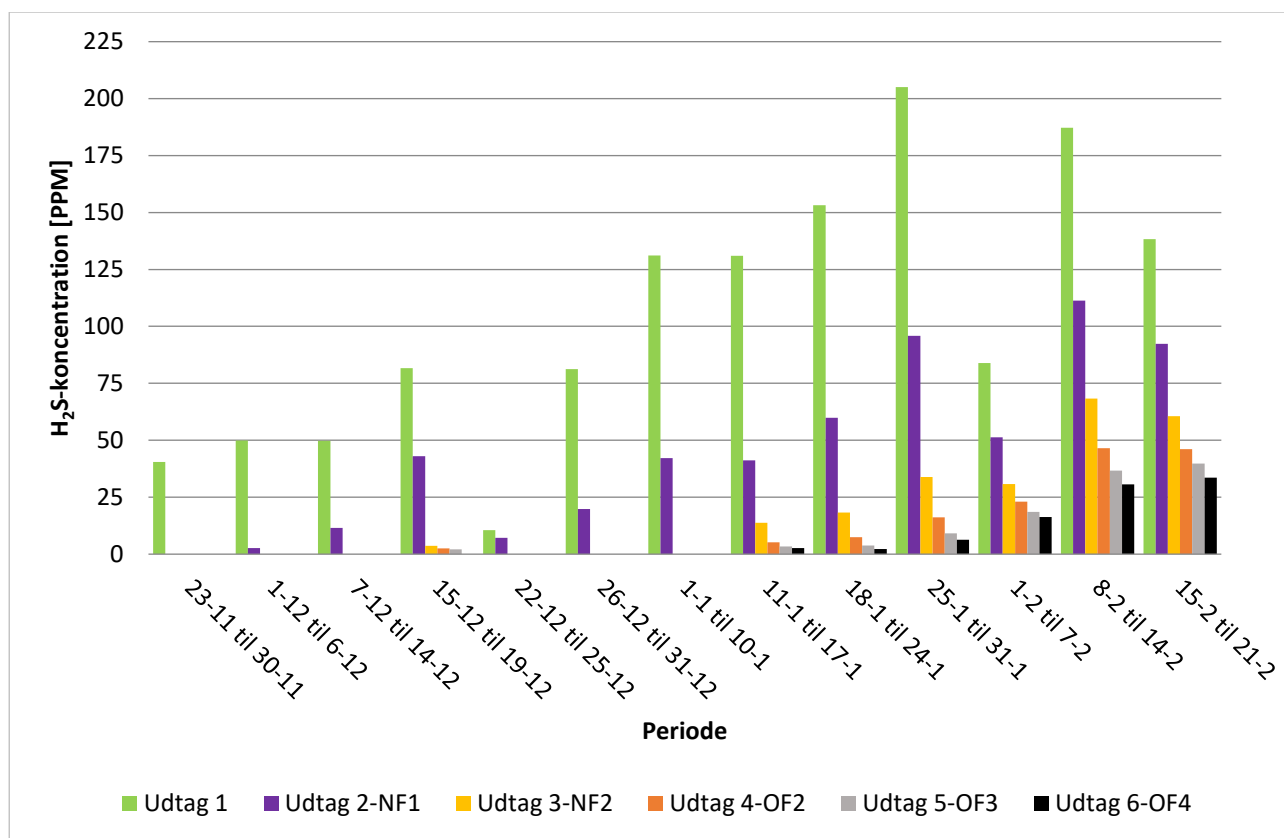
Figur 4.1. Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer, i perioden 3-5-2016 til 15-11-2016, i de forskellige udtag over og under filtrene OF1, OF2, OF3, OF4 og OF5. Koncentrationen over filter OF1 angives som Udtag 2-OF1, koncentrationen over filter OF2 som Udtag 3-OF2 osv.

Af figur 4.1 ses, at der efterhånden sker gennembrud gennem de enkelte filtre, og at et filter placeret højere i opstillingen derfor begynder at blive belastet. F.eks. sker der gennembrud igennem filter OF3 i perioden fra 16-6-2016 til 21-6-2016, og filter OF4 begynder således at blive belastet. I perioden fra 29-7-2016 til 4-8-2016 sker der gennembrud i filter OF4. Ved slutningen af måleserien er der massivt gennembrud i alle filtre.

De skiftende koncentrationer ved det 1. udtag skyldes at flowet af komprimeret luft ændres, dog er H<sub>2</sub>S-belastningen forholdsvis konstant idet flowet fra blandekammeret holdes konstant. De forskellige flow af komprimeret luft, i perioden vist på figur 4.1, og de andre perioder hvor der måles er angivet i bilag 1. I perioden angivet på figur 4.1, varieres flowet af komprimeret luft fra 0,1 til 2 L/min, og ved de lave flow er koncentrationen af H<sub>2</sub>S i det 1. udtag højest. Omregnes flowet til filterhastighed varierer denne fra ca. 0,4 til 4 mm/s, svarende til en opholdstid på mellem 5 og 54 sekunder i den del af filteret hvor der er aktivt kul. Forsøg udført af Duan et al. (2006) med aktive kulpiller podet med biomasse har vist 98 % fjernelse af 20 PPM H<sub>2</sub>S ved en opholdstid på 2 sekunder, og ved opholdstider på 4 sekunder og derover fjernes 100 PPM H<sub>2</sub>S også effektivt.

I 6 dage i løbet af den, på figur 4.1, viste periode er opholdstiden i den aktive del af filtret 5 sekunder, og resten af tiden er opholdstiden længere. I langt størstedelen af perioden er opholdstiden derfor væsentligt længere end i forsøg udført af Duan et al. (2006). Det forventes derfor, at det ikke er for kort opholdstid i filteret som er årsag til at der sker gennembrud af H<sub>2</sub>S.

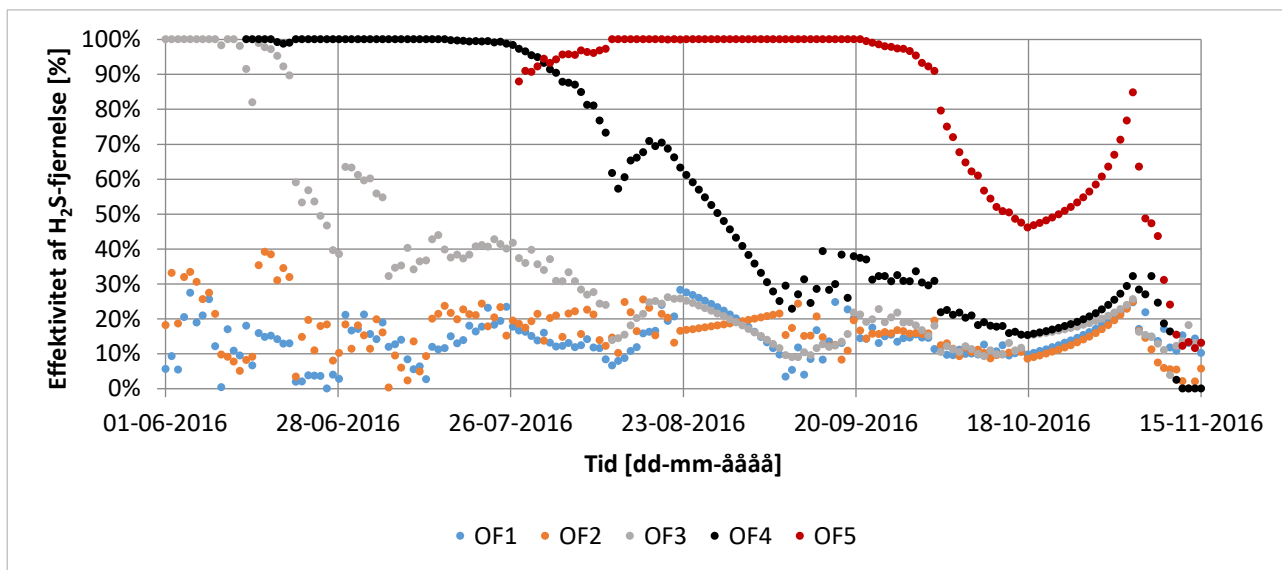
På figur 4.2 ses målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden fra 23-11-2016 til 21-2-2017, hvor der har været udskiftning og rokering af filtre, se figur 3.2. Opbygningen af figur 4.2 er tilsvarende figur 4.1.



Figur 4.2. Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 23-11-2016 til 21-2-2017 i de forskellige udtag over og under filtrene NF1, NF2, OF2, OF3 og OF4.

Af figur 4.2 ses det, at der hurtigt sker gennembrud gennem filter NF1, men ift. figur 4.1, er det overraskende at der er en periode uden gennembrud. Ud fra denne måling er det sandsynligt, at filter OF1 og OF2 blev belastet med H<sub>2</sub>S før perioden vist på figur 4.1, og dermed før registreringen af data begyndte. Af figur 4.2 ses også, at der efter gennembrud af filter NF2 (11-1 til 17-1), sker gennembrud i alle filtre. Inden nogle af filtrene blev udbyttet og andre omplaceret, var der gennembrud i filtrene OF2, OF3 og OF4. At disse filtre har været ubelastet i perioden inden gennembrud i filter NF1 og NF2 har, ud fra figur 4.2, ingen gavnlige effekt ift. at regenerere filtrenes effektivitet.

Af figur 4.1 og 4.2 ses, at selvom der sker gennembrud i de forskellige filtre, reduceres H<sub>2</sub>S-koncentrationen alligevel. Effektiviteten af H<sub>2</sub>S-fjernelsen for perioden vist på figur 4.1, regnet mellem målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under hvert enkelt filter, ses på figur 4.3.



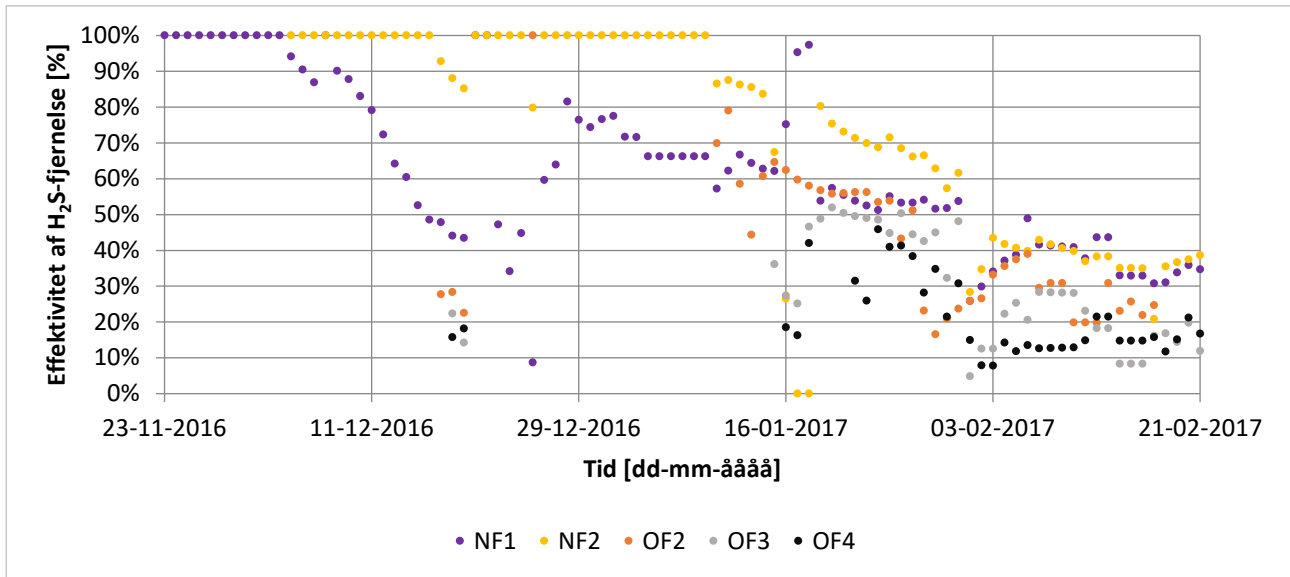
Figur 4.3. Effektivitet af H<sub>2</sub>S-fjernelse regnet mellem målte koncentrationen over og under hvert filter. Der angives kun data for et filter, hvis der måles over 2 PPM under filtret.

Af figur 4.3 ses det, at filtrene generelt bibeholder en reduktion af H<sub>2</sub>S-koncentrationen på 10 til 20 %, selv lang tid efter at der er sket gennembrud. Selvom flowet og dermed opholdstiden i filteret varierer, fastholdes H<sub>2</sub>S-fjernelsen på 10 til 20 % i de filtre hvor der er sket gennembrud, hvilket igen tyder på, at det ikke er opholdstiden i filteret som er årsag til gennembruddet. Denne fortsatte H<sub>2</sub>S-fjernelse kan skyldes bakteriel nedbrydning af H<sub>2</sub>S, hvorved muligheden for fysisk adsorption af H<sub>2</sub>S på kuloverfladen regenereres, idet de allerede adsorberede H<sub>2</sub>S-molekyler oxideres. Det er også muligt at H<sub>2</sub>S oxideres kemisk af ilt bundet til kuloverfladen. Hvis pH i filteret er lav, ned til en pH-værdi omkring 1, kan der ske biologisk nedbrydning (Duan et al., 2006), mens den kemiske oxidation er meget begrænset, idet H<sub>2</sub>S ikke dissocierer til HS<sup>-</sup> og derfor ikke reagerer med ilt bundet til kuloverfladen, jf. afsnit 2.2.

Hvis forsøget var fortsat, ville optaget af H<sub>2</sub>S i filtrene potentielt gå mod uendelig, grundet den fortsatte fjernelse på 10 til 20 %. Dette kan være en konsekvens af, at den fortsatte reduktion af H<sub>2</sub>S-koncentrationen ikke skyldes fjernelse i filteret, men fjernelse eller adsorption andre steder i opstillingen, f.eks. på opstillingen mellem filteret og H<sub>2</sub>S-sensoren. Derved vil det ud fra målingerne se ud som om, at filteret stadig fjerner H<sub>2</sub>S, men at det faktisk sker andetsteds. Det er også muligt at filtrene, selvom der er gennembrud, fortsat fjerner H<sub>2</sub>S og vil fortsætte med at gøre det. Hvis forsøget var fortsat over længere tid, forventes det at effektiviteten på et tidspunkt vil falde yderligere, når filtrene var blevet belastet med en mængde H<sub>2</sub>S så kapaciteten var fuldt opbrugt eller pH-værdien være faldet så meget at der ikke sker mikrobiel omsætning.

Effektiviteten af H<sub>2</sub>S-fjernelsen som funktion af tiden i perioden svarende til figur 4.2, ses i figur 4.4.





Figur 4.4. H<sub>2</sub>S-fjernelseeffektivitet regnet mellem målte koncentrationen over og under hvert filter. Der angives kun data for et filter, hvis der måles over 2 PPM under filtret.

Af figur 4.4 ses, at effektiviteten af filter NF1 og NF2 forbliver forholdsvis høj i hele perioden, og i slutningen af perioden ligger ret konstant omkring 40 %, hvilket er højere end hvad der målt for filterene på figur 4.3. Effektiviteten af filter OF2, OF3 og OF4 er også forholdsvis høje i perioden kort efter der sker gennembrud i filter NF2. Dette hænger formentlig sammen med den lave belastning, da det er en meget begrænset H<sub>2</sub>S-mængde som kommer igennem filter NF2. I slutningen af perioden har filter OF2, OF3 og OF4 en effektivitet omkring 10 til 20 % som på figur 4.3.

Jf. figur 3.2, skiftes filtre i opstillingen efter 22-2-2017 og disse filtre rokeres 12-4-2017. Søjlediagrammer for koncentrationen over de forskellige filtre, samt effektivitetsgrafer for disse perioder ses i bilag 4. I perioden fra 22-2-2017 til 12-4-2017 har filter OF4 en effektivitet omkring 20 % hvilket er ca. det samme som angivet på figur 4.4. Effektiviteten af filter OF3 behandles i afsnit 4.1.3. Efter gennembrud i filter NF3 falder kapaciteten gradvist ned til ca. 30 %, og i resten af perioden sker der ikke gennembrud i filter NF4.

Den totale mængde H<sub>2</sub>S som filtrene har optaget i perioden angivet på figur 4.1 og 4.2 samt i perioderne fra 22-2-2017 til 12-4-2017 og 13-4-2017 til 22-5-2017, hvor lang tid filteret belastes før der sker gennembrud samt hvor meget H<sub>2</sub>S der optages i denne periode ses i tabel 4.1. Den optagne mængde H<sub>2</sub>S er behæftet med en vis usikkerhed, idet flowet af komprimeret luft som leveres fra en kompressor varierer. Trykket fra kompressoren varierer fra 4,5 til 7 bar, hvilket også får det indstillede flow til at variere. Det forventes at gennemsnitsflowet er omkring det flow som indstilles i de forskellige perioder. For at adressere denne usikkerhed angives optaget af H<sub>2</sub>S, hvis flowet af komprimeret luft er hhv. 20 % højere eller lavere end forventet, i en parentes i tabellen. I perioder med manglende data, laves en beregning af optaget H<sub>2</sub>S ud fra en lineær interpolation af H<sub>2</sub>S-koncentrationen mellem start og slut af perioden uden data.



Det har ikke været muligt at måle mængden af aktivt kul i filtre anvendt til kapacitets- og effektivitetsforsøg, men i et tilsvarende ubelastet filter, er massen af aktivt kul estimeret til 30 g. Det antages at alle filtrene indeholder denne mængde kul. Ud fra denne mængde kul beregnes optaget af H<sub>2</sub>S pr. g kul.

Tabel 4.1. Antallet af dage hvor et filter belastes med H<sub>2</sub>S før der sker gennembrud, hvor meget H<sub>2</sub>S der optages før der sker gennembrud, samt hvor meget H<sub>2</sub>S der optages over hele perioden. Antallet af døgn opgives som den effektive belastningstid hvor filtret er belastet med H<sub>2</sub>S. Dvs. at for det øverste filter, som kun belastes i 44 % af tiden, er den effektive belastningstid, antallet af døgn mellem den dag hvor filtret begynder at blive belastet til den dag, hvor der er gennembrud i filtret multipliceret med 44 %. De optagne mængder er behæftet med en vis usikkerhed pga. varierende flow af komprimeret luft. Optaget hvis flowet er hhv. 20 % højere eller lavere end forventet angives i parentes. For filtre hvor der sker gennembrud fra forsøgets start, eller hvor der ikke sker gennembrud, angives kun belastning af filtrene.

Filter	Effektiv belastningstid før gennembrud [Døgn]	Optag af H <sub>2</sub> S før gennembrud [mg H <sub>2</sub> S/g kul]	Optag af H <sub>2</sub> S [mg H <sub>2</sub> S/g kul]
<b>3-5-2016 til 15-11-2016</b>			
OF1	-	-	205 (180 – 230)
OF2	-	-	211 (186 – 236)
OF3	27,5	61,2 (53,0 – 69,4)	209 (183 – 235)
OF4	19	44,5 (38,2 – 50,9)	155 (136 – 174)
OF5	29,5	42,3 (36,9 – 47,8)	90,6 (78,8 – 102)
<b>23-11-2016 til 21-2-2017</b>			
NF1	9	51,0 (42,3 – 59,6)	374 (317 – 431)
NF2	9,5	10,3 (8,63 – 11,9)	143 (121 – 164)
OF2	-	-	33,6 (28,3 – 38,9)
OF3	-	-	11,9 (10,0 – 13,8)
OF4	-	-	5,76 (4,82 – 6,69)
<b>22-2-2017 til 12-4-2017</b>			
OF4	-	-	118 (98,9 – 138)
OF3	-	-	138 (115 – 161)
NF3	28	149 (124 – 173)	155 (129 – 181)
NF4	-	-	0,288 (0,241 – 0,336)
NF5	-	-	0
<b>12-4-2017 til 22-5-2017</b>			
NF3	_*	_*	120 (113 – 128)
NF4	-	-	91,7 (86,5 – 96,8)
NF5	-	-	0
OF3	-	-	0
OF4	-	-	0

\* Gennembrud før rokering.

Den totale optagne H<sub>2</sub>S-mængde for filtre, som har siddet i opstillingen i mere end én periode angives i tabel 4.2.

Tabel 4.2. Det summerede H<sub>2</sub>S-optag for filtre som har siddet i opstillingen i mere end én periode.

Filter	Optag af H <sub>2</sub> S [mg H <sub>2</sub> S/g kul]
<b>OF2</b>	244 (214 – 275)
<b>OF3</b>	221 (193 – 249)*
<b>OF4</b>	279 (240 – 319)
<b>NF3</b>	275 (242 – 308)
<b>NF4</b>	91,9 (86,8 – 97,1)**

\* Optag før regenerering.

\*\* Intet gennembrud i dette filter.

Af tabel 4.1 og 4.2 ses det, at filter OF1, OF2 og OF3 optager ca. den samme mængde H<sub>2</sub>S i løbet af forsøgsperioden. Filter NF1 optager næsten dobbelt så meget som hhv. filter OF1, OF2 og OF3 optager enkeltvis. Filter NF2 optager mindre end hhv. filter OF1, OF2 og OF3, men har ved slutningen af perioden stadig en høj effektivitet, og kan derfor formentlig optage mere H<sub>2</sub>S.

Selvom H<sub>2</sub>S-fjernelseseffektiviteten i filter OF2 var omkring 10 %, se figur 4.3, før udskiftning og rokering af filtre, optager filteret i perioden fra 23-11-2016 til 21-2-2017 omkring 1 g H<sub>2</sub>S. Hvilket igen tyder på, at selvom der er massivt gennembrud af H<sub>2</sub>S gennem filtrene, er kapaciteten ikke fuldt opbrugt. Dette ses også af filter NF1 og NF2.

Det ses også, at filter NF1 optager ca. samme mængde H<sub>2</sub>S som filter OF3, OF4 og OF5 inden gennembrud. Filter NF2 optager derimod væsentligt mindre før der sker gennembrud.

Filter NF3 optager markant mere H<sub>2</sub>S før gennembrud ift. filtre anvendt i tidligere forsøg. En mulig forklaring er, at filteret ikke belastes så hårdt, fordi både filter OF4 og OF3 optager en del H<sub>2</sub>S inden filter NF3 belastes, og at filteret pga. dets placering i opstillingen kun belastes i ca. 67 % af tiden. I perioder uden H<sub>2</sub>S-belastning er der mulighed for, at adsorberet H<sub>2</sub>S kan oxideres til andre svovlforbindelser f.eks. sulfat, og at filtret derved kan bibeholde høj effektivitet i lang tid.

I forsøgene beskrevet af Bandosz (2002) med aktive kulpiller, findes gennembrudskapaciteter mellem 95 og 295 mg H<sub>2</sub>S pr. g filter for umodificeret aktive kulpiller.

De beregnede H<sub>2</sub>S-optag i de udførte forsøg, i dette projekt, er mellem 10,3 og 149 mg H<sub>2</sub>S pr. g aktivt kul før der sker gennembrud. Kun et af de undersøgte filtre har en gennembrudskapacitet i intervallet angivet af Bandosz (2002), og de resterende filtre har en lavere gennembrudskapacitet. Idet der også forventes biologisk oxidation af H<sub>2</sub>S i de udførte forsøg, er gennembrudskapaciteten forholdsvis lav.

I forsøg udført af Duan et al. (2006), hvor aktive kulpiller podet med biomasse blev anvendt til H<sub>2</sub>S-fjernelse, var optaget 348,7 mg H<sub>2</sub>S pr. g aktiv kulpille i et forsøg over 100 dage, hvor der kontinuerligt blev tilført H<sub>2</sub>S. Under forsøget var der gennembrud i filteret, men H<sub>2</sub>S-fjernelseseffektiviteten var over 99 % det meste af tiden, og ved slutningen af forsøget blev det konkluderet, at der stadig var mulighed for at nedbryde mere H<sub>2</sub>S.

Den højeste totale mængde H<sub>2</sub>S som fjernes i dette projekt er 373,3 mg H<sub>2</sub>S pr. g kul, målt i filter

NF1 over 91 dage. Den laveste er 90,6 mg H<sub>2</sub>S pr. g kul, målt i filter OF5 over 128 dage. Den effektive tid hvor filter OF5 belastes er dog kun 56,5 dage da det sidder øverst i opstillingen og kun belastes i 44 % af tiden.

Filter NF1 optager mere H<sub>2</sub>S pr. g aktivt kul end hvad der måles af Duan et al. (2006), mens resten af filtrene optager mindre. Filteret undersøgt af Duan et al. (2006), der som nævnt tidligere havde en kortere opholdstid end filterne i dette projekt, bibeholdt en H<sub>2</sub>S-fjernelseeffektivitet på over 99 % i løbet af forsøget, hvilket er i modsætning filtrene undersøgt i dette projekt, der efter genbrud mister meget af effektiviteten.

#### 4.1.2 Vandindhold, pH-værdi og svovlforbindelser i Hybrid Brøndkarmsfiltre

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater fra analyserne af vandindhold, pH-værdi og svovlforbindelser i udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre anvendt til kapacitets- og effektivitetsforsøg.

Vandindhold, fortynding af væske i filtre ved ekstraktion og pH i filtre fra forsøgsperioderne 23-11-2016 til 24-2-2017 og 24-2-2017 til 22-5-2017 er angivet i tabel 4.3, 4.4 og 4.5. Filterne OF2, OF3 og OF4 har også været anvendt til forsøg i perioden 3-5-2016 til 15-11-2016, se figur 3.2

Tabel 4.3. Vandindholdet i de forskellige filtre, angivet som den procentvise masse af vand ift. massen af et tørt filter. UB er et nyt ubrugt filter

23-11-2016 til 24-2-2017		24-2-2017 til 22-5-2017	
Filter	Vandindhold [% (v/v)]	Filter	Vandindhold [% (v/v)]
NF1	38	NF3	41
NF2	36	NF4	25
OF2	37	NF5	25
OF3	_*	OF3	22
UB	≈0	OF4	51

\*Vandindholdet er ikke målt pga. videre forsøg med filtret.

Tabel 4.4. Fortynding af filtervæske, når filtret lægges i demineraliseret vand for at ekstrahere opløselige svovlforbindelser samt måling af pH.

23-11-2016 til 24-2-2017		24-11-2016 til 22-5-2017	
Filter	Fortynding af filtervæske ved ekstraktion	Filter	Fortynding af filtervæske ved ekstraktion
NF1	21,5	NF3	23,2
NF2	29,3	NF4	48,1
OF2	24,4	NF5	53,0
OF3	23,4*	OF3	61,3
UB	-	OF4	19,3

\* Vandindholdet kendes ikke i dette filter, og estimeres ud fra vandindholdet i filter NF1, NF2 og OF2. Det estimerede vandindhold bruges til at regne fortyndingen.

Tabel 4.5. pH målt i forskellige fortyndinger af ekstraktionsvæsken.

Periode	Filter	pH i given fortynding af ekstraktionsvæsken		
		1:1	1:10	1:100
17-11-2016 til 24-2-2017	NF1	-	1,26	2,26
	NF2	-	1,27	2,27
	OF2	-	1,41	2,43
	OF3*	-	1,30	2,33
	UB	4,9	-	-
17-11-2016 til 24-2-2017	NF3	-	1,54	2,56
	NF4	-	2,24	3,29
	NF5	5,63	-	-
	OF3**	-	2,11	3,17
	OF4	-	1,48	3,65

\* Før regenerering.

\*\* Efter regenerering.

De målte vandindhold i filterne NF1, NF2 og OF2 ligger tæt på hinanden med et gennemsnit på 37 %, se tabel 4.3, hvilket også er i samme størrelsesorden som vandindholdet i NF3. Jf. afsnit 4.1.1, optager filter NF1 signifikant mere H<sub>2</sub>S end filter NF2 før der sker gennembrud af H<sub>2</sub>S i filteret. Idet vandindholdet i filter NF1 og NF2 er meget lig hinanden, er det formentlig ikke vandindholdet som har største betydning for hvornår der sker gennembrud. Vandindholdet i filterne NF4, NF5 og OF3 er lavere med et gennemsnit på 24 %, hvilket muligvis kan forklares med at disse filtre ikke har siddet som nederste filter i forsøgsopstillingen tæt på spildevandet. OF4 har det højeste vandindhold på 51 % og da dette filter i perioden 24-2-2017 til 12-4-2017 har siddet som nederste filter i opstillingen, formodes det at filtret har optaget vandet i denne periode. Et gennemsnitligt vandindhold på 34 % i alle filtre er relativt lavt set i forhold til hvad filtret kan optage hvis det overhældes med vand, jf. afsnit 4.2.2, hvor filtret maksimalt opnår et vandindhold på 120 %. Det målte vandindhold er derfor et udtryk for ligevægten mellem, hvor meget vand filterne kan opsuge og luftfugtighed i opstillingen.

Af tabel 4.5 ses, at pH målt i fortynding 1:10 varierer meget lidt for de brugte filtre NF1, NF2, OF2, OF3, NF3 og OF4 med pH mellem 1,26 og 1,54. Disse lave pH-værdier er alle for filtre med gennembrud af H<sub>2</sub>S. I filter NF4 er den målte pH-værdi 2,24, og der har ikke været gennembrud i dette filter. Dette tyder på, at pH-værdien har indflydelse på optaget af H<sub>2</sub>S i filteret, og hvornår der sker gennembrud, idet filter NF4 har optaget mellem ca. 1,5 og 9 gange mere H<sub>2</sub>S end ved gennembrud i filter OF3, OF4, OF, NF1 og NF2.

Filter NF5 er ikke blevet belastet i forsøgsperioden og den målte pH i ekstraktionsvæsken er 5,63. Til sammenligning er pH i ekstraktion fra et ubrugt filter 4,9.

Idet filtrervæsken fortyndes mange gange når der laves ekstraktion, se tabel 4.4, og ekstraktionsvæsken også fortyndes 10 gange før pH-værdien kan måles til over pH 1, forventes det, at pH-værdien i filtrene er under 0. Af figuren i bilag 5, forventes det derfor at svovlsyre er delvist på H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-form og HSO<sub>4</sub><sup>-</sup>-form. Det meget sure pH-miljø i filterne kan have betydning for biomassen i filtrene, jf. afsnit 2.2 og forsøg udført af Duan et al. (2006), som viste at antallet af aktive celler faldt drastisk efter at pH faldt til under 1, og at den H<sub>2</sub>S-oxiderende bakterie *A. thiooxidans* har et optimum pH på 1 til 1,5.

I tabel 4.6 ses svovlindholdet i filtrene fra forsøgsperioderne 23-11-2016 til 24-2-2017 og 24-2-2017 til 22-5-2017. Filterne OF2, OF3 og OF4 har også været anvendt til forsøg i perioden 3-5-2016 til 15-11-2016, se figur 3.2.

Tabel 4.6. Total svovl analyseret ved ICP angivet pr. g filter, svovl fra sulfat målt ved IC og beregnet ud fra målt pH angivet pr. g filter og den optagne mængde af H<sub>2</sub>S-S pr. g filter.

Periode	Filter	Total svovl [mg S/g] - ICP	Sulfat-svovl [mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S/g] - IC	Sulfat-svovl [mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S/g] - pH	H <sub>2</sub> S-svovl [mg H <sub>2</sub> S-S/g] ***
17-11-2016 til 24-2-2017	NF1	34,1	36,2	89*	126
	NF2	31,3	45,2	110*	61
	OF2	26,7	27,5	63*	88
	OF3	-	31,0	78*	82
	UB	0,400	0,018	0,003**	-
17-11-2016 til 24-2-2017	NF3	24,4	39,7	110*	112
	NF4	16,9	11,6	18*	52
	NF5	0,888	0,650	0,00077**	0
	OF3	14,7	11,8	27*	64
	OF4	26,3	33,1	96*	51

\*Beregnet ud fra pH målinger af 1:100 fortynding af ekstraktionsvæsken, hvor det antages at der udelukkende måles H<sup>+</sup> fra svovlsyre, ved denne beregning tages højde for, at der ikke måles på alle H<sup>+</sup>, idet nogle er bundet som HSO<sub>4</sub><sup>-</sup>.

\*\*Beregnet ud fra pH i ekstraktionsvæsken.

\*\*\*Svovl ud fra beregnet mængde af optaget H<sub>2</sub>S under forsøgsperioden.

Ved at sammenligne analyseresultaterne fra ICP og IC fra tabel 4.6, ses det at indholdet af svovl primært udgøres af sulfatindholdet i de brugte filtre, idet mængden af total svovl er lavere eller i få tilfælde kun lidt højere end den målte mængde af sulfat. Dette svarer til at sulfat udgør op mod 100 % af det totale svovlindhold. Biologisk omsætning af H<sub>2</sub>S fører primært til dannelse af sulfat, jf. afsnit 2.2 og Duan et al. (2007). Ud fra analyseresultaterne formodes det derfor, at oxidationen af adsorberet H<sub>2</sub>S i Hybrid Brøndkarmsfilterne primært sker som biologisk oxidation.

Den målte mængde af total svovl er mellem 3 og 39 % lavere end sulfat-svovl i filterne NF1, NF2, OF2, OF3, NF3 og OF4 hvilket ikke stemmer overens. Ved bestemmelse af total svovl med ICP-analyse, ligger der en usikkerhed i at udtage en repræsentativ del af filtret til ekstraktion, idet der kun bruges ca. 0,5 g filtermateriale, og mængden af den aktive del af filteret derfor kan variere. Hvis ekstraktionsvæsken, mod forventning ikke er fuldt opblandet er der også en usikkerhed her, idet der udtages 200 µL prøve. En anden forklaring kan være den mulige ujævne belastning af filtret, jf. afsnit 4.4.2.

For et ubrugt filter er indholdet af både svovl og sulfat lavt, hvor indholdet af total svovl er væsentligt større end sulfatindholdet. Det er grundet usikkerheder i analysemetoden af total svovl, som nævnt, svært at præcisere små mængder af svovl. Det er dog realistisk at indholdet af total svovl er højere end sulfat, da der i filteropbygningen kan indgå andre svovlforbindelser end sulfat.

De beregnede mængder af sulfat-svovl ud fra pH-målinger er generelt væsentligt højere end de andre målte svovlkoncentrationer. Dette skyldes formentligt usikkerheder i forbindelse med den meget store fortynding af væsken i filtret inden pH måles.

Den beregnede mængde af H<sub>2</sub>S som filtrene har optaget pr. g filter i løbet af forsøgsperioden, er væsentligt større end mængden af hhv. total svovl og sulfat i filtrene. Dette gælder især for filter NF1 og NF3. Det er forventet at disse filtre har været mest befugtet, idet de sad tæt på spildevandet i bunden af forsøgsopstillingen. Det er observeret at der fra de nederste filtre dryppede væske ud af filtret. Dette kan betyde at sulfat løbende er forsvundet fra filtret under forsøgsperioden, og dermed være årsagen til forskellen mellem den optagne mængde H<sub>2</sub>S og det målte svovlindhold.

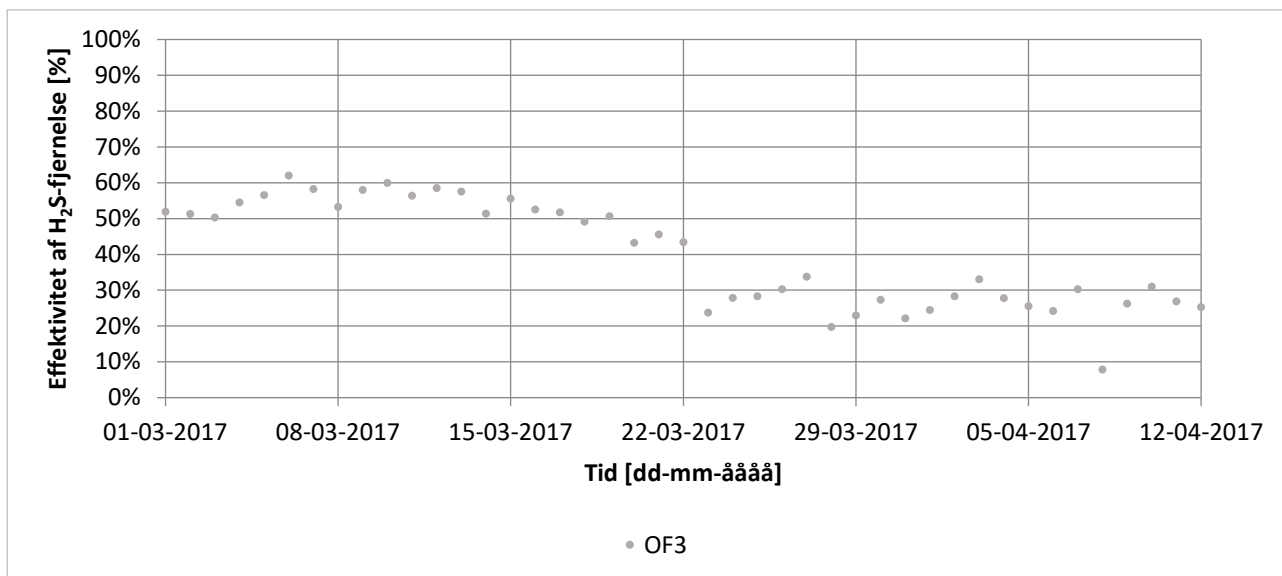
Svovlindholdet i filter NF5 er lavt set i forhold til de brugte filtre og er i samme størrelsesorden som de målte værdier i et ubrugt filter. Hvilket indikerer at sulfatindholdet skyldes optaget af H<sub>2</sub>S i filterne. Svovlindholdet i NF4 er også lavere end i de andre brugte filtre, på nær OF3 der har været regenereret, hvilket stemmer overens med, at filter NF4 har optaget mindre H<sub>2</sub>S end de andre filtre.

Ifølge Madigan et al. (2012a) sker der syredannelse under oxidationen af H<sub>2</sub>S fortaget af bakterierne *A. thiooxidans*. Af resultaterne for pH og svovlindhold formodes det derfor at der i filterne er mikrobiel nedbrydning af H<sub>2</sub>S, idet pH falder som resultat af syredannelse under oxidation af H<sub>2</sub>S, og at indholdet af sulfat ligeledes stiger da H<sub>2</sub>S oxideres til sulfat, jf. afsnit 2.2.

#### 4.1.3 Regenerering af brugt Hybrid Brøndskarmsfilter

Idet analysen af svovlforbindelser i filtrene viser, at næsten alt svovlen findes på sulfat-form, og at pH-værdien i filtrene er meget lave, er der mulighed for at filtrene kan regenereres ved at skylle med vand, og således fjerne sulfat og samtidig hæve pH-værdien. I det følgende præsenteres og diskuteres de opnåede resultater ved regenerering af filter OF3, jf. afsnit 3.1.7.

Effektiviteten af filter OF3 efter regenerering ses på figur 4.5.



Figur 4.5. Effektivitet af filter OF3 i perioden 1-3-2017 til 12-4-2017 efter regenerering med demineraliseret vand.

I perioden inden regenerering var effektiviteten af filtret omkring 12 %, se figur 4.4. Af figur 4.5 ses, at effektiviteten er steget efter regenerering til 50 til 60 %. Effektiviteten falder derefter til ca. 25 % efter ca. 20 dage.

Filter OF3 optager i perioden fra 1-3-2017 til 12-4-2017 ca. 4,15 g H<sub>2</sub>S efter regenerering. Antages det at filteret uden regenerering fortsat vil have en effektivitet på 12 %, beregnet som gennemsnittet af effektiviteten over 10 dage før regenereringen, vil filtret have optaget 1,15 g i perioden fra 1-3-2017 til 12-4-2017. Kapaciteten af filtret er derfor væsentligt forbedret, idet filtret optager næsten 70 % mere H<sub>2</sub>S efter regenerering ift. det forventede optag hvis filteret ikke var blevet regenereret.

Indholdet af svovl i filtret er primært sulfat, se tabel 4.6, hvorfor det ifølge Turk & Bandosz (2001) og Duan et al. (2006) er muligt at regenerere ved at skylle med vand. Forskellige studier har vist at kul kan regenereres til 80 % af den oprindelige gennembrudskapacitet ved at skylle med hhv. 30 eller 1046 L vand pr. kg brugt kul (Turk & Bandosz, 2001). Mængden af vand varierer væsentligt og må derfor bestemmes ud fra flere tests på et givet filter (Turk & Bandosz, 2001). I dette projekt regenereres filter OF3 ved at skylle med 12,5 L demineraliseret vand svarende til ca. 417 L/kg kul. pH-værdien i det første væske som filteret blev skyllet i var 0,9, og i det sidste skyllevæske var pH-værdien 5. Dette viser at mængden af syre i filteret falder, og idet sulfat ligesom H<sup>+</sup>-ioner opløses i væsken, forventes det at også sulfat udvaskes fra filteret. Ifølge Duan et al. (2006) kan indholdet af akkumuleret sulfat reduceres med 40 % ved at skylle med 0,5 L demineraliseret vand pr. kg tørt kul, men samtidig stiger pH kun med 0,1 til 0,2. Idet pH-værdien stiger væsentligt mere i de udførte forsøg, er det muligt at også mere af sulfat-mængden er blevet udvasket.

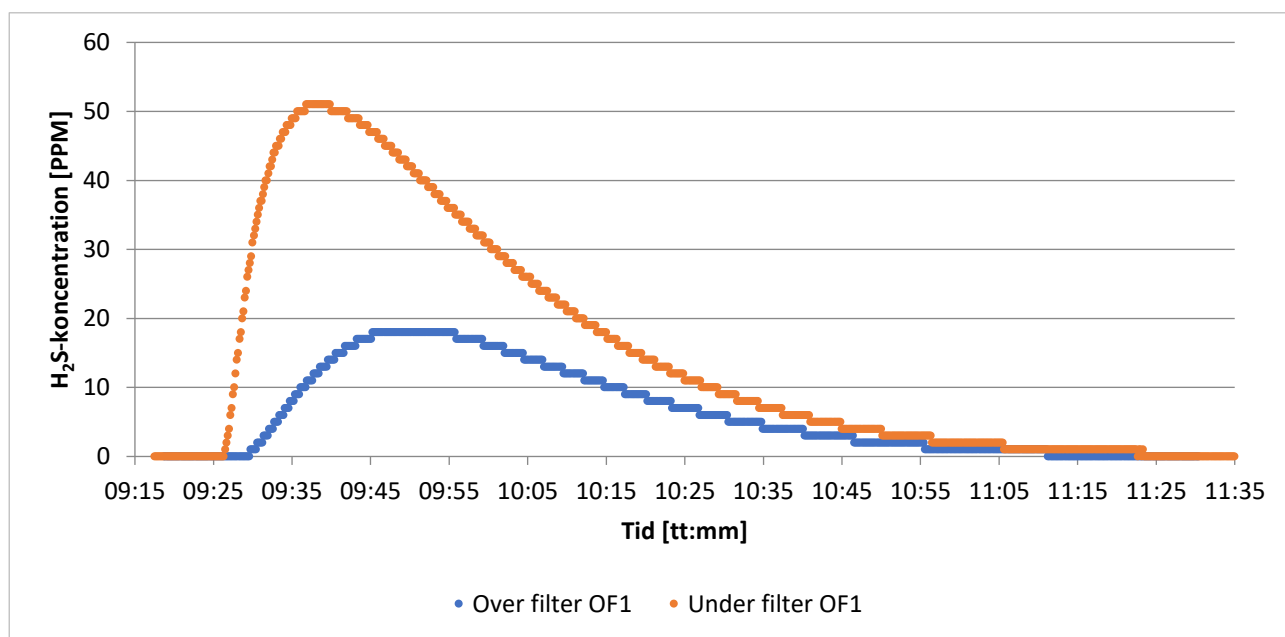
Ved regenereringen af filter OF3 genvindes ikke noget af gennembrudskapaciteten idet der er gennembrud i filtret lige efter regenerering. Dog øges effektiviteten væsentligt som beskrevet. Flere

forsøg med regenerering kan afklare hvorvidt det er muligt at opnå bedre effektivitet ved regenerering med større mængder vand eller mindre belastede filtre.

#### 4.1.4 Betydning af ilt, filterhastighed og vandindhold for H<sub>2</sub>S-fjernelsen

I dette afsnit beskrives og diskuteres de opnåede resultater for kontrollerede recirkulationsforsøg, hvor betydningen af ilt, filterhastighed og vandindhold for svovlbrintefjernelsen i udsnit af Hybrid filtermætter undersøges.

For hvert kontrolleret recirkulationsforsøg er H<sub>2</sub>S-koncentrationen målt løbende over og under Hybrid filteret for at undersøge om der sker gennembrud i filteret og i hvilket omfang. På figur 4.6 ses den målte H<sub>2</sub>S-koncentration for et recirkulationsforsøg med filter OF1, som har været anvendt til kapacitets- og effektivitetsforsøg, se afsnit 4.1.1.



Figur 4.6. Kontrolleret recirkulationsforsøg udført med det belastede filter OF1. Forsøget udføres under iltede forhold, og med et flow på 0,266 L/min, hvilket svarer til en filterhastighed på 0,52 mm/s.

Af figur 4.6 ses det, at der måles H<sub>2</sub>S både over og under filter OF1, hvilket betyder at der er gennembrud i filteret. Desuden ses at fra der måles H<sub>2</sub>S til det er fjernet igen, går ca. to timer.

Ud fra maksimale målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under Hybrid filtrene er der regnet et procentvist gennembrud i hvert filter. De maksimale koncentrationer af H<sub>2</sub>S over og under filtret angives i tabel 4.7.



Tabel 4.7. Maksimalt målt H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under filtret i de forskellige forsøg, samt det procentvise gennembrud. UB angiver at filtret var ubrugt da forsøget startede. Forsøgene med filter OF1 angives først, derefter forsøg med filter OF5 og til sidst forsøg med filter UB.

Forsøg	Filterudsnit	Maks. H <sub>2</sub> S OF* [PPM]	Maks. H <sub>2</sub> S UF** [PPM]	Gennembrud [%]
1	OF1	18	51	35,3
2	OF1	32	74	43,2
3	OF1	30	72	41,7
4	OF1	25	108	23,1
5	OF1	30	184	16,3
6	OF1***	6	151	4,0
7	OF5	1	70	1,4
8	OF5	2	78	2,6
9	OF5	1	76	1,3
10	OF5	2	209	1,0
11	OF5	24	136	17,6
12	UB	0	54	0,0
13	UB	0	77	0,0
14	UB	0	44	0,0
15	UB	0	69	0,0
16	UB	0	106	0,0
17	UB	0	117	0,0
18	UB	0	101	0,0
19	UB	0	79	0,0
20	UB	0	116	0,0

\*Maksimalt målte H<sub>2</sub>S-koncentration over filter.

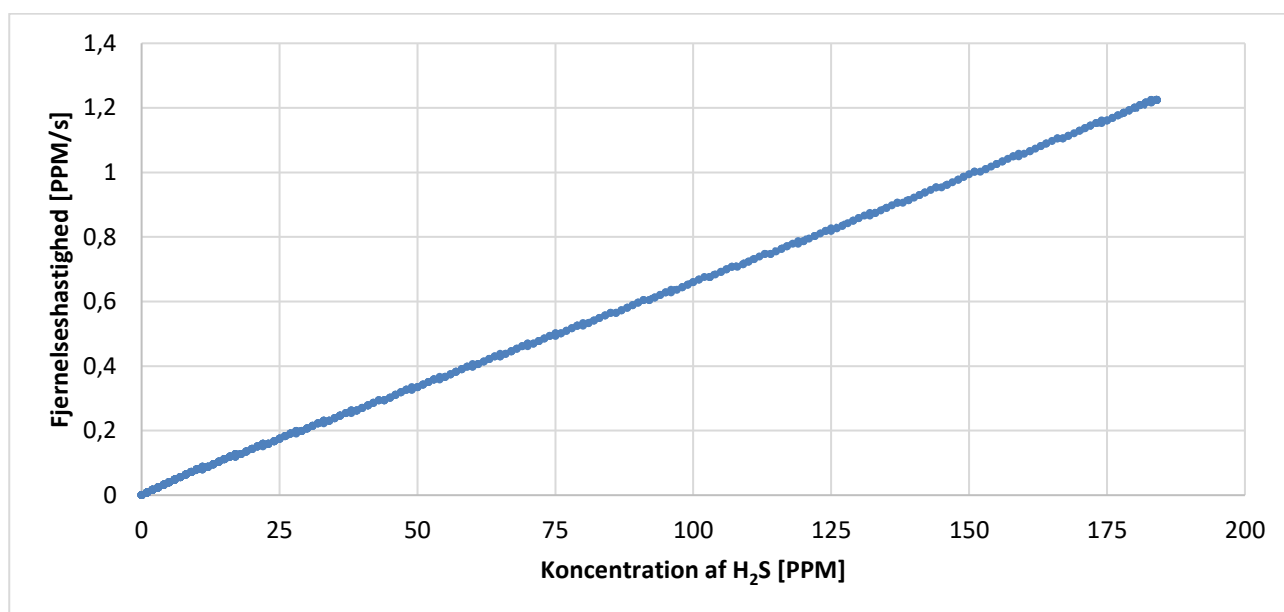
\*\* Maksimalt målte H<sub>2</sub>S-koncentration under filter.

\*\*\* Filter OF1 er varmebehandlet i ovn ved 105 °C inden forsøg.

Ud fra tabel 4.7 kan det ses, at de største gennembrud opnås i recirkulationsforsøg med filter OF1. Dette kan skyldes at filter OF1, benyttet i disse forsøg, er et stærkt belastet filter, som før forsøgsstart har været belastet med H<sub>2</sub>S i en periode på 196 dage under kapacitet- og effektivitetstest jf. afsnit 4.1.1. Der har dermed været gennembrud i filteret inden forsøgsstart, og filterkapaciteten er derfor nedsat. I forsøg 7 til 10 er der målt en meget lav H<sub>2</sub>S-koncentration over filter OF5. Grundet usikkerheder i målemetoden med OdaLoggere, og at der kun måles H<sub>2</sub>S over filtret i meget kort tid, anses det som usikkert om der har været et egentligt gennembrud, og det antages derfor at filtret har optaget alt H<sub>2</sub>S i disse målinger.

For hvert forsøg beregnes  $\text{H}_2\text{S}$ -fjerneshastigheden som funktion af  $\text{H}_2\text{S}$ -koncentrationen. Denne beregnes som forskellen mellem  $\text{H}_2\text{S}$ -koncentrationen målt over og under filtret, delt med opholdstiden i filtret.

Differensen mellem  $\text{H}_2\text{S}$ -koncentrationerne findes, ved først at forskyde  $\text{H}_2\text{S}$ -kurven under filtret svarende til tidsforskellen mellem toppunktet på de to kurver, se figur 4.6. Denne tidsforskel er et udtryk for transporttiden af luft mellem de to målepunkter i opstillingen. Ved at lave denne forskydning forventes det, at det er den samme luft som  $\text{H}_2\text{S}$ -koncentrationen under og over filtret måles i. Koncentrationsforskellen må da skyldes den  $\text{H}_2\text{S}$ -fjernelse som sker i filtret. Fjerneshastigheden vist som funktion af koncentrationen under filtret ses på figur 4.7.



Figur 4.7. Fjerneshastighed som funktion af koncentration under filtret for forsøg med OF1, med iltfrit miljø.

Idet fjerneshastigheden som funktion af koncentrationen under filtret giver en lineær sammenhæng er der tale om en 1. ordens reaktion, hvor hældningen angiver hastighedskonstanten,  $K$  [ $\text{s}^{-1}$ ]. Det forventes at fjerneshastigheden i filtret udjævnes hvis koncentrationen når op på et givet niveau.

Hvis der ikke sker gennembrud i filtret, regnes fjerneshastigheden som  $\text{H}_2\text{S}$ -koncentrationen målt under filtret delt med opholdstiden i filtret. Denne hastighed angives som en minimumshastighed, idet det kun vides at fjernelsen sker så hurtigt at der ikke sker gennembrud. Samme fremgangsmåde benyttes hvis der måles under 3 PPM over filtret.

I tabel 4.8 angives hastighedskonstanten eller minimums hastighedskonstanten for de forskellige forsøg samt forholdene under de forskellige forsøg.

Tabel 4.8. Hastighedskonstanter eller minimums hastighedskonstanter (angivet ved >), samt forhold for de forskellige forsøg. Fugtige filtre anvendt til forsøg har et vandindhold på 55 til 85 % (v/v).

Forsøg	Filter-udsnit	Fugtigt/Tørt	O <sub>2</sub> /N <sub>2</sub>	Filterhastighed [mm/s]	Opholdstid i filter [s]	Hastighedskonstant [s <sup>-1</sup> ] · 10 <sup>-4</sup>
1	OF1	Tørt	O <sub>2</sub>	0,52	38	159
2	OF1	Tørt	O <sub>2</sub>	0,52	38	143
3	OF1	Tørt	O <sub>2</sub>	0,52	38	143
4	OF1	Tørt	N <sub>2</sub>	0,16	125	59
5	OF1	Tørt	N <sub>2</sub>	0,16	125	66
6	OF1*	Tørt	O <sub>2</sub>	1,27	15	76
7	OF5	Tørt	O <sub>2</sub>	0,52	38	>261
8	OF5	Tørt	O <sub>2</sub>	0,52	38	>261
9	OF5	Tørt	N <sub>2</sub>	0,16	125	>79
10	OF5	Tørt	N <sub>2</sub>	0,16	125	>79
11	OF5	Fugtigt	O <sub>2</sub>	1,27	15	515
12	UB	Tørt	O <sub>2</sub>	0,16	125	>79
13	UB	Tørt	O <sub>2</sub>	0,16	125	>79
14	UB	Tørt	N <sub>2</sub>	0,16	125	>79
15	UB	Fugtigt	O <sub>2</sub>	0,16	125	-
16	UB	Fugtigt	O <sub>2</sub>	0,16	125	>79
17	UB	Fugtigt	O <sub>2</sub>	0,16	125	>79
18	UB	Fugtigt	N <sub>2</sub>	0,16	125	>79
19	UB	Fugtigt	N <sub>2</sub>	0,16	125	>79
20	UB	Tørt	O <sub>2</sub>	1,27	15	>636

\* Filter OF1 er varmebehandlet i ovn ved 105 °C inden forsøg.

I tabel 4.8 ses, at der er forskel på hastighedskonstanterne for forsøg 1, 2 og 3 sammenlignet med forsøg 4 og 5 med OF1. De fysiske forhold som varierer under disse forsøg er tilstedeværelsen af ilt samt filterhastigheden. Kombinationen af lavere filterhastighed samt iltfrit miljø giver en lavere hastighedskonstant.

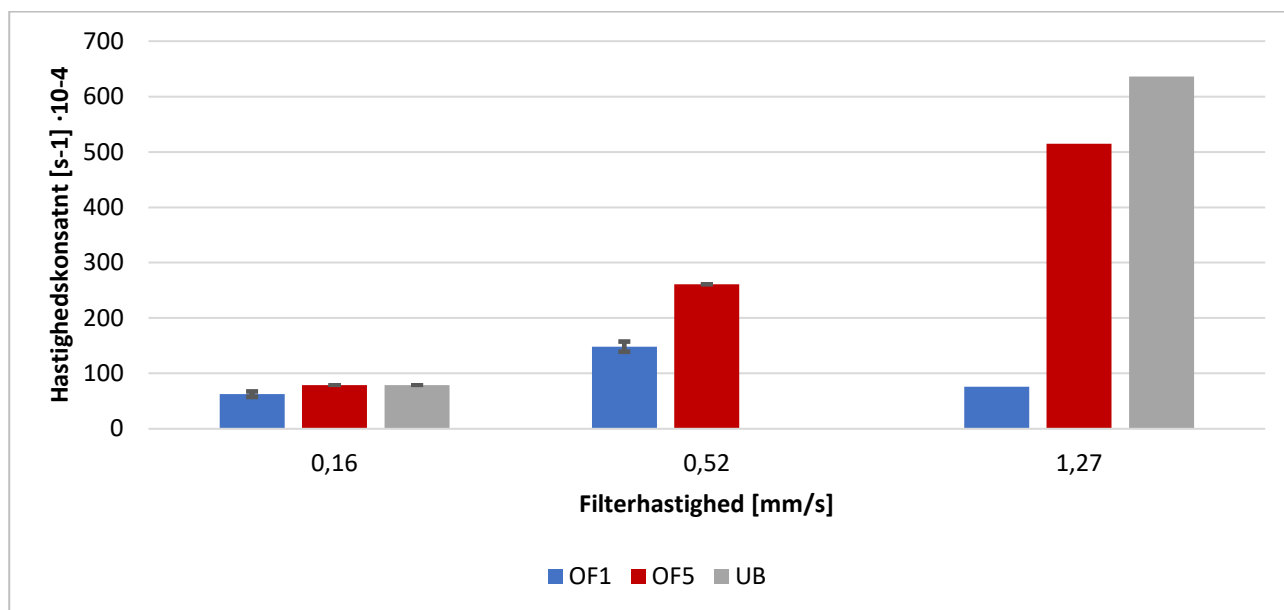
Minimums hastighedskonstanter for OF5 og UB ved en filterhastighed på 0,16 mm/s er beregnet til at være ens. Ved forsøg med filterhastighed 1,27 mm/s er hastighedskonstanten for OF5 beregnet til 515 s<sup>-1</sup> hvor minimums hastighedskonstanten for UB er større end 636 s<sup>-1</sup>, hvilket skyldes at der gennembrud i filter OF5 og ikke i filter UB. Dette viser at der er en højere fjernelseshastighed i filter UB end OF5, såfremt fugtigheden i filter OF5 ikke har indvirkning på dette.

Sammenlignes forsøg med filter UB hvor filterhastigheden er den samme med hhv. N<sub>2</sub> og O<sub>2</sub>, er minimums hastighedskonstanten den samme. Hvorvidt der er forskel mellem iltfrit og iltet miljø

kan derfor ikke bestemmes ud fra disse forsøgsbetingelser. Det samme gør sig gældende for forsøg med et tørt og fugtigt ubrugt filter. Her er minimums hastighedskonstanten også den samme.

Generelt ses det i tabellen at filterhastigheden har en betydning for hastighedskonstanten.

På figur 4.8 sammenlignes hastighedskonstanter for de forskellige filtre afhængig af filterhastigheden. Hastighedskonstanterne i denne figur er regnet som gennemsnittet af hastighedskonstanter fra forsøg med samme filterhastighed.



Figur 4.8. Gennemsnitlige hastighedskonstanter for hhv. filter OF1, OF5 og UB for forskellige filterhastigheder.

Af figur 4.8 ses det, at jo større filterhastighed jo større hastighedskonstant og dermed hurtigere fjernelse af  $H_2S$ . Det formodes at hastighedskonstanten opnår et maksimum såfremt filterhastigheden er høj nok. I disse forsøg er opholdstiden i filtret hhv. 125, 38 og 15 sekunder, hvilket er relativt højt set i forhold til kapacitetsforsøg, afsnit 4.1.1. Hastighedskonstanten for filter OF1 ved en filterhastighed på 1,27  $mm/s$ , er lav sammenlignet med de to andre filtre. Dette skyldes formentlig at filter OF1 inden forsøget var blevet varmebehandlet ved 105 °C.

Ud fra hastighedskonstanter for fjernelseshastigheden for de enkelte forsøg, er der ikke fundet nogen sammenhænge for betydningen af hhv. ilt og vandindhold for  $H_2S$ -fjernelsen, under de undersøgte forhold, idet der i de fleste forsøg kun er bestemt en minimums fjernelseshastighed. Dette kan muligvis skyldes at ilt kan have været bundet til overfladen af filtrene inden forsøgsstart, og derfor måske bidrager til  $H_2S$ -fjernelsen via oxidation i forsøg med iltfrit miljø, jf. afsnit 2.2.

En anden forklaring på de manglende sammenhænge kan være at  $H_2S$ -belastningen af filtrene har været for lav under recirkulationsforsøgene. Dermed overskrides den fysiske adsorptionskapacitet ikke for de fleste filtre, hvilket kan forklare hvorfor der i de fleste tilfælde ikke ses et gennembrud. Længere forsøg, hvor filtrene belastes med en høj  $H_2S$ -koncentration, og hvor forsøgsopstillingen blæses igennem med  $N_2$  vil være bedre ift. at bestemme hvorvidt tilstedeværelsen/fraværet af ilt

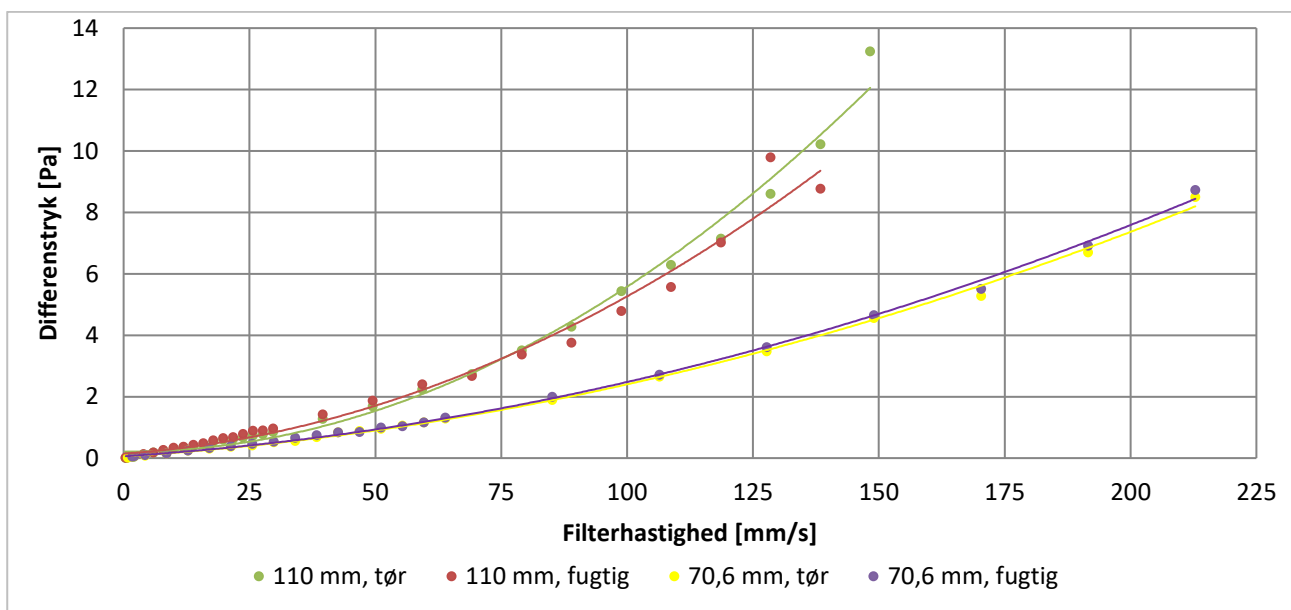
har nogen indflydelse på H<sub>2</sub>S-fjernelsen. Betingelserne ved et sådan forsøg skal være således at der sker gennembrud i hvert filter, således at fjernelseshastigheden kan bestemmes.

## 4.2 Differenstryk og flow sammenhænge

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater fra forsøg, hvor det undersøges om der er sammenhæng mellem differenstryk og luftflow gennem Hybrid Brøndkarmsfiltre.

### 4.2.1 Hybrid Brøndkarmsfilterudsnit

På figur 4.9, ses resultater for forsøg med filterudsnit, med diametre på hhv. 70,6 og 110 mm, med hhv. tør og fugtig luft. Disse målinger er korrigeret for det tryktab der i opstillingen når der ikke er monteret et filterudsnit, og er derfor et udtryk for det tryktab som skabes af filterudsnittet alene.



Figur 4.9. Sammenhæng mellem filterhastighed [mm/s] og differenstryk [Pa] for forsøg med filterudsnit med diametre på hhv. 70,6 og 110 mm, med tør og fugtig luft.

Af figur 4.9 ses, at de fire måleserier følger et 2. grads polynomium. I tabel 4.9 ses tendenslinjeligninger og R<sup>2</sup>-korrelationskoefficienter for de forskellige regressioner. De målte differenstryk er angivet i Pascal (Pa), hvor 1 Pa svarer til 0,102 mm vandsøjle.

Tabel 4.9. 2. grads polynomiske tendenslinjeligninger og R<sup>2</sup>-korrelationskoefficienter for forsøg med ét filterudsnit ved forskellige filterdiametre og fugtighed i filtrene. Vandindholdet er angivet som den procentvise vægt af vand ift. vægten af et tørt filterudsnit.

Filterdiameter [mm]	Vandindhold [% (v/v)]	Tendenslinjeligning	R <sup>2</sup>
110	20	$\Delta P = 0,0004v^2 - 0,0112v + 0,1465$	0,9809
110	0	$\Delta P = 0,0005v^2 - 0,0006v + 0,2106$	0,9921
70,6	22	$\Delta P = 0,0001v^2 - 0,0107v + 0,0589$	0,9983
70,6	0	$\Delta P = 0,0001v^2 - 0,0103v + 0,0569$	0,9979

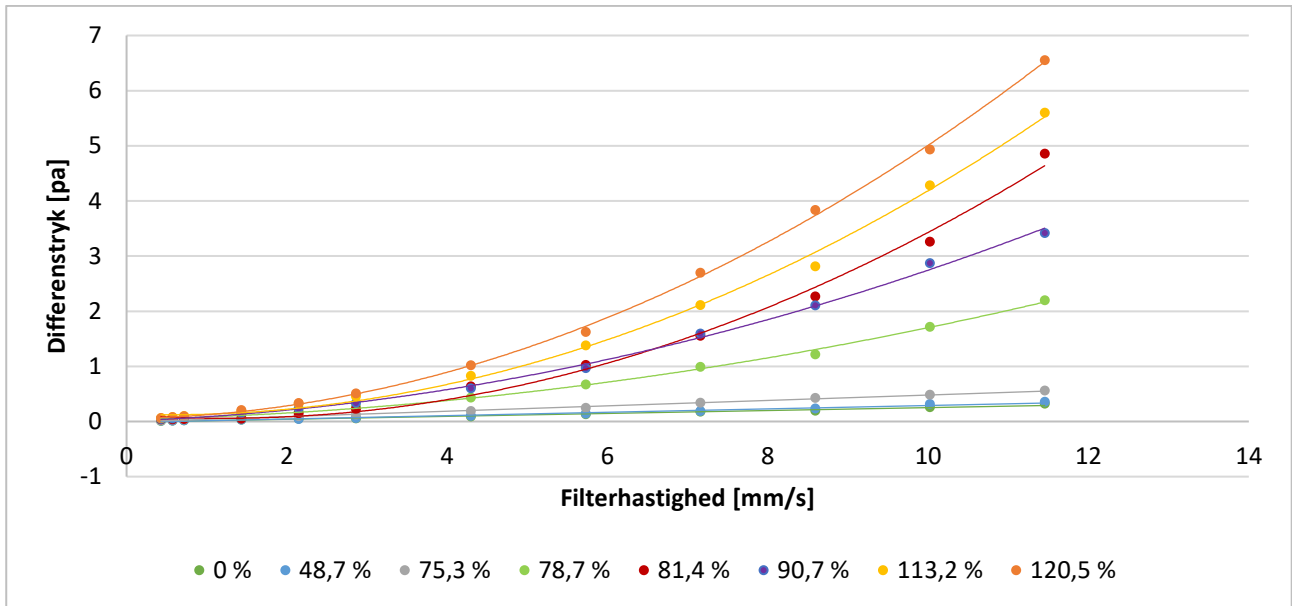
I figur 4.9 er de målte differenstryk plottet som funktion af filterhastighed, og ikke af luftflow som er den variabel der ændres. Dette gøres for at lave en skalering mellem filterudsnittene med forskellige diametre, idet der ved samme flow er en højere filterhastighed i filteret med den mindste diameter. Af figuren ses det, at jo højere filterhastigheden er, jo mere adskiller målingerne for filterudsnittene med forskellige diametre sig fra hinanden. Det er derfor ikke muligt at lave en skalering af sammenhænge mellem differenstryk og filterhastighed fundet for små filterudsnit, til hele Hybrid Brøndkarmsfilteret. Dette kan skyldes filternes heterogenitet og forskellige porøsiteter. Idet der er fundet sammenhænge mellem differenstryk og filterhastighed ved udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre, forventes det, at der er en lignende sammenhæng for hele filteret.

Ved forsøg med fugtige filtre udgør vandindholdet i filtrene 20 til 22 % af tørvægten af filtret med et gennemsnit på 21 %. Af resultaterne på figur 4.9 kan det konkluderes at en fugtighed i det målte interval ikke har en betydende effekt for differenstrykket ved forsøg med ét filterudsnit, gældende for begge filterdiametre.

Ved filterhastighed under hhv. 30 og 50 mm/s tenderer datapunkterne til at være lineære for forsøg med filterudsnit med diametre på hhv. 110 og 70,6 mm. Flere studier har undersøgt sammenhæng mellem differenstryk og flow gennem porøse medier. For laminært flow der følger Darcys lov, dvs. en lineær sammenhæng mellem tryktab og filterhastighed, karakteriseres flowet som havende et ubetydeligt inertibidrag og være domineret af viskøse kræfter. Hvis strømmingen er påvirket af inertieffekt men stadig laminært kaldes flowet for Forcheimer-flow, og beskrives ved et 2. grads polynomium (Andreasen & Poulsen, 2013; Trussell & Chang, 1999). Dette stemmer overens med resultaterne fra de forskellige forsøg, og det forventes derfor at strømmingen er laminar i filtrene.

#### 4.2.2 Fuldskalaforsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre

På figur 4.10, ses differenstryk som funktion af filterhastighed for et helt Hybrid Brøndkarmsfilter. Vandindholdet i filtermåtten varieres fra 0 til 120,5 %, angivet som den procentvise vægt af vand i forhold til tørvægt af filteret. Tørvægt af filtermåtten er 499 g.



Figur 4.10. Differenstryk som funktion af filterhastighed for fuldskalaforsøg med Hybrid Brøndkarmsfiltre med forskellige vandindhold i filtermåtten varierende fra 0 til 120,5 % i forhold til tørvægten af filtermåtten.

Af figur 4.10 ses, at jo større filterhastighed jo større forskel bliver der mellem differenstrykket ved forskellige vandindhold og jo mere krummer kurven. Sammenhængene ændrer karakter, fra at være lineære ved lavt vandindhold til at følge et 2. grads polynomium ved vandindhold på 78,7 % eller højere. Dette skyldes formentlig at porerne i filteret fyldes med vand, hvilket giver større modstand og derved højere flowpåvirkning. Flowet går derfor fra at følge Darcys lov til at følge Forcheimer ligningen.

I tabel 4.10 ses tendenslinjeligninger samt  $R^2$ -korrelationskoefficienter for forsøg med varierende vandindhold.

Tabel 4.10. Vandindhold i filtermåtte i % (v/v) i forhold til tørvægt og tendenslinjeligninger for lineære og 2. grads polynomiske sammenhænge mellem differenstryk og filterhastighed samt  $R^2$ -korrelationskoefficienter.

Vandindhold [% (v/v)]	Tendenslinjeligning	$R^2$
0	$\Delta P = 0,0264v - 0,012$	0,9837
48,7	$\Delta P = 0,0306v - 0,0165$	0,9829
75,3	$\Delta P = 0,0489v - 0,0094$	0,9959
78,7	$\Delta P = 0,0134v^2 + 0,0328v + 0,0347$	0,998
81,4	$\Delta P = 0,0437v^2 - 0,1061v + 0,1228$	0,9942
90,7	$\Delta P = 0,0219v^2 + 0,0545v + 0,099$	0,9978
113,2	$\Delta P = 0,045v^2 - 0,045v + 0,1323$	0,9973
120,5	$\Delta P = 0,0476v^2 + 0,0192v + 0,0547$	0,9993

Af figur 4.10 og tabel 4.10 ses, at der er meget tydelige sammenhænge mellem differenstrykket og filterhastigheden når vandindholdet holdes konstant. Det er derfor muligt at bestemme luftudskiftningen i en kloakbrønd ved at måle af differenstrykket over filtret og vandindholdet i filtret.

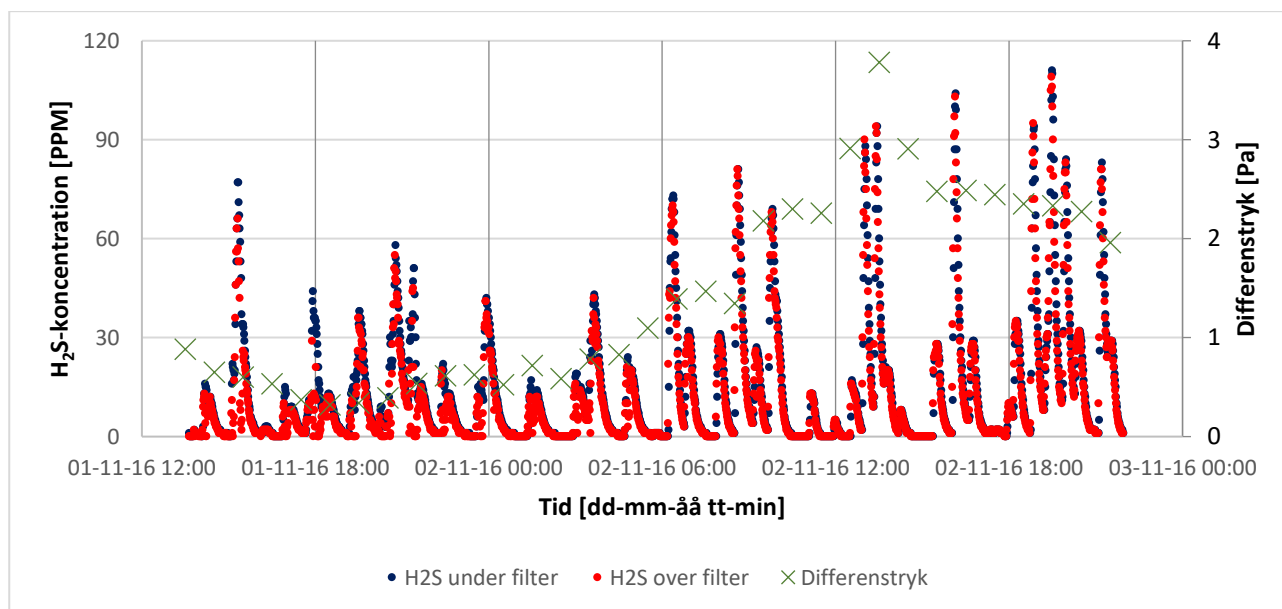
### 4.3 Test af Hybrid Brøndkarmsfiltre i kloakbrønde

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater fra målinger af H<sub>2</sub>S-koncentrationer og differenstryk over Hybrid Brøndkarmsfiltre, udført i Krogsbølle. Først præsenteres målinger af H<sub>2</sub>S-koncentration og differenstryk for perioden 1. til 3. november, hvor H<sub>2</sub>S-koncentrationen måles. Dette gøres for at sammenholde de to, for derved at kunne bedømme troværdigheden af målingerne da en høj H<sub>2</sub>S-koncentration over filteret ikke stemmer overens med differenstryk der viser at luften bevæger sig igennem filteret. Ud fra de målte differenstryk laves beregninger af lufthastigheder i brønden, som bruges til at beregne luftens bevægelse i brønden. Bevægelsen sammenlignes også med de målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer.

Efterfølgende præsenteres differenstrykmålinger for hele måleperioden fra 1. til 7. november. Endeligt præsenteres data for filtrenes effektivitet til at fjerne H<sub>2</sub>S. Til dette benyttes, i tillæg til projektets egne målinger, data som er målt før projektperioden, udført af andre end projektets forfattere.

#### 4.3.1 H<sub>2</sub>S-koncentration og luftudskiftning i perioden 1. til 3. november

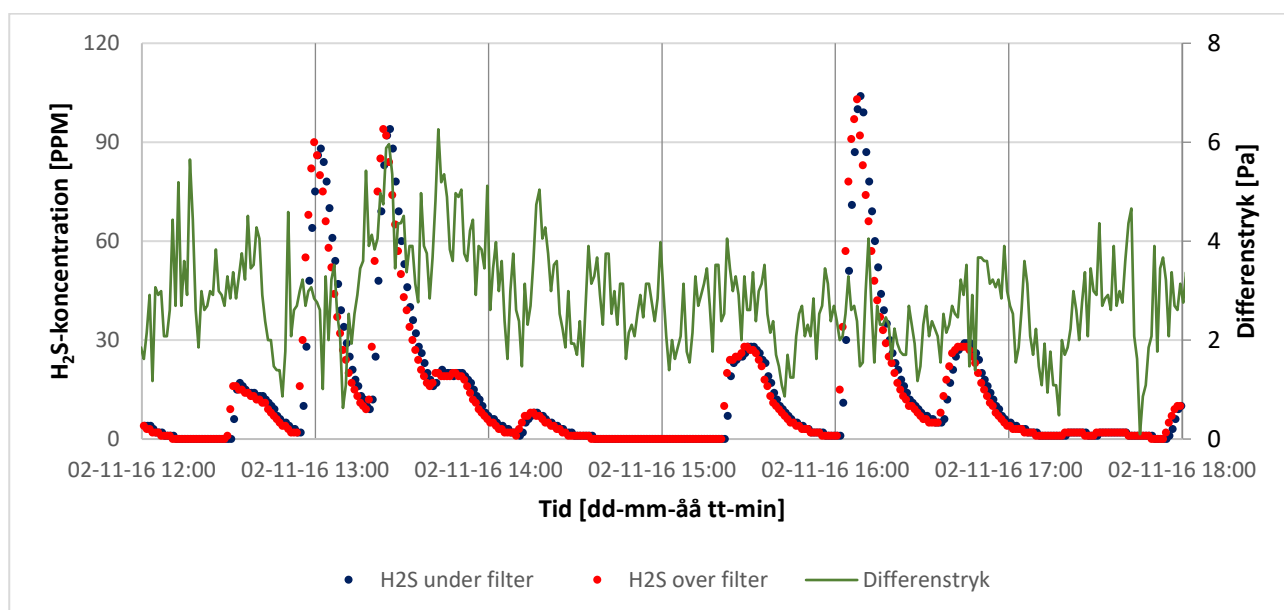
På figur 4.11, ses målte koncentrationer af H<sub>2</sub>S over og under filteret samt differenstrykmålinger for filteret i brønden opstrøms. De viste differenstryk er gennemsnit af datapunkter fra en times målinger.



Figur 4.11. Målt H<sub>2</sub>S-koncentration og differenstryk over Hybrid Brøndkarmsfilter ved brønden opstrøms i Krogsbølle.



Af figur 4.11 ses det umiddelbart, at filteret ikke er særlig effektivt, idet målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under filtret er stort set identiske. Det positive differenstryk indikerer at der sker luftudstrømning fra kloakken, idet et positivt differenstryk angiver at trykket er højest under filteret. Luftudstrømning fra kloakken stemmer overens med at der måles H<sub>2</sub>S over og under filteret. De højeste koncentrationer af H<sub>2</sub>S ses i den periode hvor differenstrykket er højest. Det tyder på, at de højeste H<sub>2</sub>S koncentrationer over filteret forekommer når luftudskiftningen er højest. For at undersøge dette nærmere laves et zoom af figur 4.11. Dette ses i figur 4.12, hvor der er plottet en periode på 6 timer, og hvor samtlige målinger af differenstrykket er plottet, for at undersøge variationen nærmere. Målingerne af differenstrykket og H<sub>2</sub>S-koncentrationen har en opløsning på 1 minut.



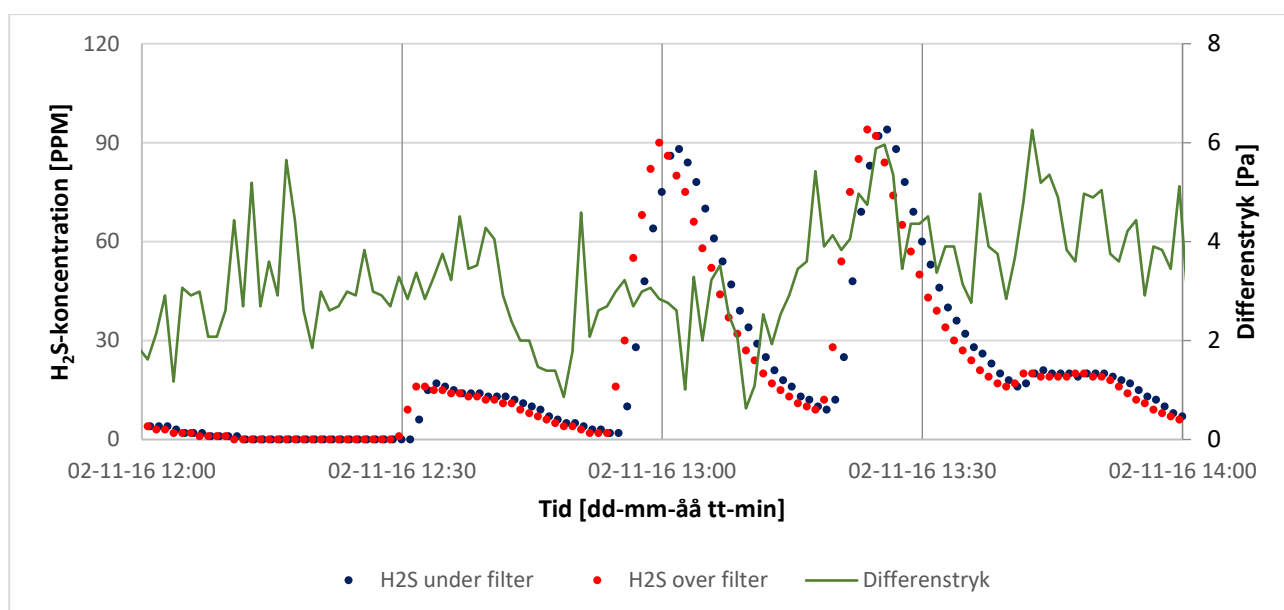
Figur 4.12. Zoom af figur 4.11 i perioden fra 2-11-2016 kl. 12 til 2-11-2016 kl. 18.

Af figur 4.12 ses, at differenstrykket fluktuerer både når der er H<sub>2</sub>S tilstede og når det ikke er til stede. Dog ser det ud til, at en stigning i H<sub>2</sub>S-koncentrationen er sammenfaldende med at differenstrykket stiger. Dette tyder på, at når der tilføres spildevand fra pumpeledningen, øges luftudskiftningen gennem filteret.

Det forventes at koncentrationen af H<sub>2</sub>S stiger hver gang der pumpes spildevand til rørstrækningen der måles på. Idet der ikke tilføres spildevand fra andre kloakrør, er der kun vand i ledningen efter der er pumpet, eller der er tilført noget fra de huse som ligger på rørstrækningen. To huse er placeret før brønden opstrøms, og yderligere 5 huse mellem de to brønde, se bilag 6. I oppumpningsbrønden samles to trykledninger, hvor vandet pumpes over en strækning på hhv. ca. 1,4 og 1,5 km (Nordfyns Kommune, 2017).

Af figur 4.12 ses det, at H<sub>2</sub>S-koncentrationen stiger 8 gange i løbet af de 6 timer som er plottet. I perioden fra d. 1-11-2016 kl. 18 til 2-11-2016 kl. 18 stiger H<sub>2</sub>S-koncentrationen i alt 28 gange, hvilket indikerer at der i gennemsnit pumpes ca. hvert 50'ende minut.

For at undersøge differenstrøksfluktuationerne nærmere plottes en periode på 2 timer, se figur 4.13.



Figur 4.13. Zoom af figur 4.12 i perioden fra 2-11-2016 kl. 12 til 2-11-2016 kl. 14.

Af figur 4.13 ses, at differensstrykket i gennemsnit er stigende eller faldende i en længere sammenhængende periode trods fluktuationer. Disse stigninger og fald må være styret af forskellige fysiske parametre. Idet differensstrykket fluktuerer i perioder hvor der ikke pumpes, er det ikke kun fortrængningen af luft, forårsaget af det oppumpede vand, som styrer luftudskiftningen.

I perioderne mellem der pumpes er der ikke vand i kloakken, og vandets træk i luften er derfor heller ikke den eneste betydende faktor. Hvis luften blev trukket med af vandet, pga. friktion mellem vand- og luftoverflade, vil luftflowet være i nedstrøms retning (Lowe, 2016). Dette stemmer ikke overens med de positive differenstryk målt i brønden opstrøms, idet et luftflow i nedstrøms retning vil kræve at der suges luft ind i brønden opstrøms.

En mulig forklaring på de positive differenstryk ved brønden opstrøms, kan være at luftudstrømningen er opdriftsdrivet. Den fugtige luft i kloakken kan være lettere end luften over kloakken, idet vanddamp med molarmasse på 18 g/mol er lettere end både nitrogen og ilt. Hvis kloakluften har højere temperatur end luften over kloakken, vil dette også gøre kloakluften lettere. Begge disse faktorer kan føre til, at luften strømmer fra kloakken til atmosfæren (Lowe, 2016).

Vind hen over kloakdækslerne kan også medføre luftudskiftning idet vindens bevægelse hen over kloakdækslet kan trække luft med sig fra kloakken. Ward et al. (2011) udførte forsøg i flere forskellige store kloakrør (diametre på 0,61 til 2,5m), hvor der bl.a. blev målt ventilation i kloakrøret og luftudskiftning gennem brønde. Luftudskiftningen blev målt i et mindre rør som blev sat ovenpå brønden. Forsøgene viste at luftudskiftningen i 3 af rørene, med diametre på hhv. 0,84, 1,4 og 2,5, nogle steder udgjorde 27 % af luftflowet i røret, og andre steder kun få procent.

Grundet lave vindhastigheder, blev vinden simuleret henover et af de rør som var monteret

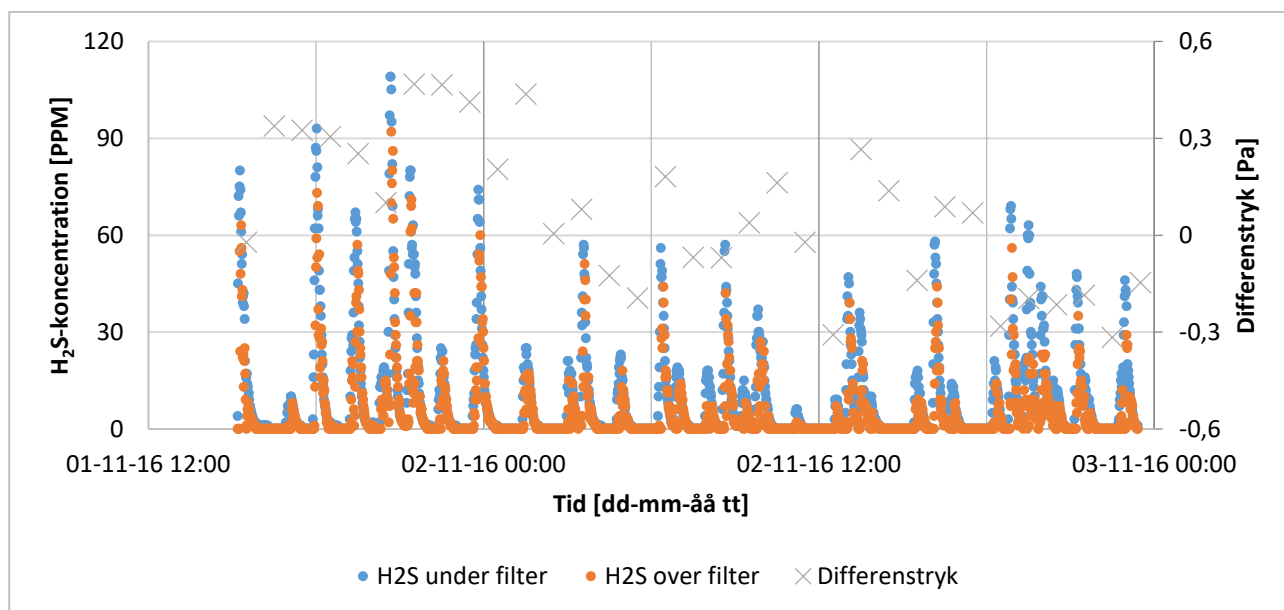
ovenpå en brønd. Dette forsøg blev udført på brønden nedstrøms, på et kloakrør med en diameter på 1,4 m. Den simulerede vind medførte en luftudskiftning ud af kloakken, men den udgjorde kun ca. 3 % af luftflowet i kloakrøret (Ward et al., 2011). Ifølge Ward et al. (2011) er luftstrømningen i kloakrøret påvirket af bl.a. vandets træk i luften, men også andre faktorer udenfor den undersøgte rørstrækning f.eks. blokeringer af luftfasen.

Idet kloakrøret, anvendt til feltforsøg i dette projekt, er meget mindre og ikke indeholder vand hele tiden, har luftudskiftning skabt af vinden muligvis større betydning end i forsøget udført af Ward et al. (2011).

En anden strækning undersøgt af Ward et al. (2011) havde en diameter på 0,61 m, og der blev kun tilført vand til brønden opstrøms gennem en pumpeledning. Luftudskiftningen skete som indstrømning i kloakken både i brønden opstrøms og nedstrøms, hvilket ifølge Ward et al. (2011) tydede på, at luften blev trukket med af friktionen mellem vand og luft samt en indsvævning af luft pga. densitetsforskelle.

Idet der i det udførte forsøg, i dette projekt, sker luftudstrømning fra kloakken i brønden opstrøms, tyder det igen på, at vandets træk i luften har mindre betydning for luftudskiftningen i kloakken der måles på i Krogsbølle.

Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under filteret samt time-gennemsnit for differensterk målinger i brønden nedstrøms ses på figur 4.14.



Figur 4.14. H<sub>2</sub>S-koncentration over og under Hybrid Brøndkarmsfiltret, samt differensterk henover filtret, i brønden nedstrøms i Krogsbølle.

Af figur 4.14 set det, at H<sub>2</sub>S-koncentrationerne ligger i samme interval som i brønden opstrøms. Der er dog den forskel, at der i brønden nedstrøms måles de højeste koncentrationer i starten af perioden.

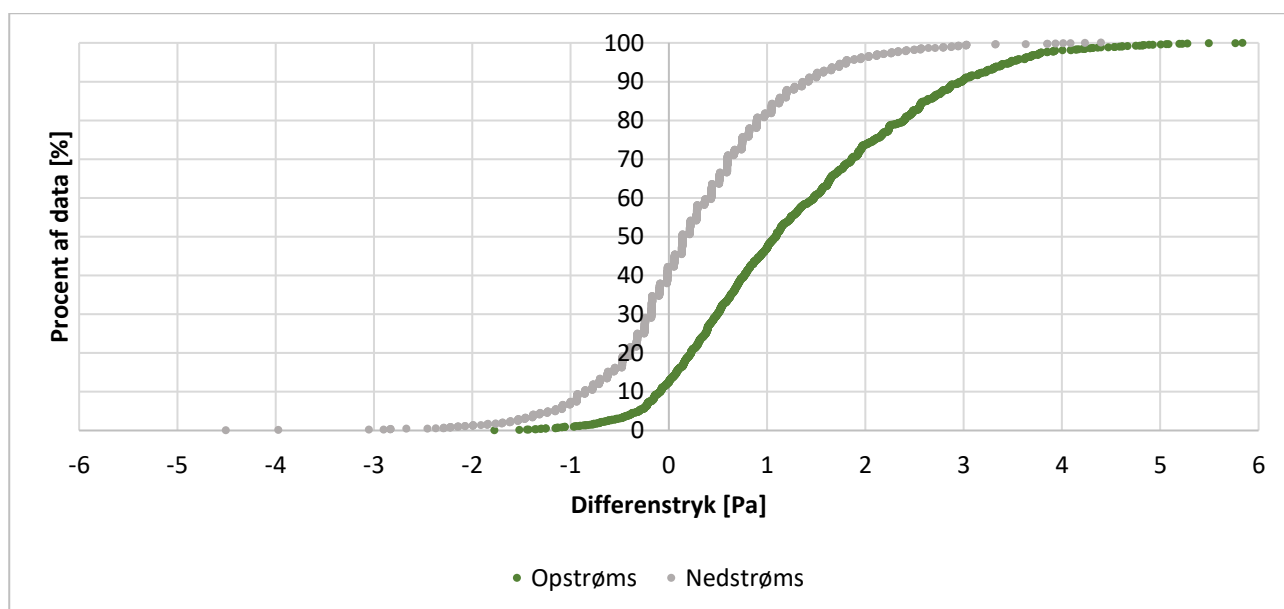
Det gennemsnitlige time-differenstryk i brønden nedstrøms er væsentligt lavere end i brønden opstrøms, og i dele af perioden er der et negativt differenstryk, hvilket indikerer en hhv. lavere luftudskiftning og periodevis luftindsivning i systemet.

Ligesom i brønden opstrøms, ses de højeste H<sub>2</sub>S-koncentrationer generelt når differenstrykket er højest.

Den konstante udstrømning af luft i brønden opstrøms og den meget varierende ud- og indstrømning i brønden nedstrøms, tyder på at luften i kloakken generelt bevæger sig i opstrøms retning i systemet.

En sådan bevægelse kan være opdriftsdrivet pga. luftfugtighed og temperatur som beskrevet tidligere.

Figur 4.15 viser fordelingen af differenstryk i perioden fra d. 1. til 3. november.



Figur 4.15. Fordeling af målte differenstryk fra 1. til 3. november.

Af figur 4.15 ses det at, de målte differenstryk i brønden nedstrøms er meget ligeligt fordelt mellem positive og negative differenstryk, mens differenstrykket er overvejende positivt i brønden opstrøms. Dette stemmer overens med tendenserne i figur 4.11 til 4.14, og bekræfter igen at der primært sker udstrømning i brønden opstrøms og at luftstrømningen er ca. ligeligt fordelt mellem ud- og indstrømning i brønden nedstrøms.

Det gennemsnitlige differenstryk, og intervallet hvori det varierer, angives i tabel 4.11. Filtefvægt og vandindhold blev ikke målt ved de udførte forsøg, men det blev observeret at filteret var meget vådt. Derfor bruges målte standardkurver for tryk/flow sammenhænge i et Hybrid Brøndkarmsfilter, med de tre højeste vandindhold til at regne luftudskiftningen. De beregnede luftudskiftninger ses også i tabel 4.11.

Tabel 4.11. Gennemsnits differenstryk og 95 % datainterval for differenstrykket, samt udregnede luftflow ud fra 3 standardkurver for Hybrid Brøndkarmsfiltre med varierende vandindhold. 95 % datainterval findes som 2,5 % og 97,5 % fraktiler. Hvis luften strømmer ned i brønden, angives dette som negativ udstrømning.

Placering		Differenstryk Under-Over [Pa]	Beregnet udstrømning [L/min] ud fra standardkurve med givet vandindhold % (v/v)		
			Vandindhold 90,7 %	Vandindhold 113,2 %	Vandindhold 120,5 %
Opstrøms	Gennemsnit	1,44	47,6	41,4	36,2
	95 % interval	(-0,427 - 3,98)	(-28,7 - 74,4)	(-21,7 - 68,3)	(-18,1 - 61,9)
Nedstrøms	Gennemsnit	0,0648	11,0	< 3,5*	2,11
	95 % interval	(-1,75 - 2,14)	(-51,8 - 56,5)	(-45,6 - 50,4)	(-40,2 - 44,8)

\* Denne standardkurve har et minimums differenstryk på 0,12 Pa svarende til et luftflow på 3,5 L/min.

Af tabel 4.11 ses det, at den gennemsnitlige strømningsretning er udgående fra begge brønde, men ved brønden nedstrøms er gennemsnitsflowet tæt ved 0. Dette ses også fra 95 % dataintervallerne, hvor intervallet i brønden opstrøms er overvejende positivt, mens det i brønden nedstrøms er stort set ligeligt fordelt mellem positiv og negativ udstrømning. Dette er forventet ud fra figur 4.15.

Ward et al. (2011) måler også luftudskiftningen gennem brønde op- og nedstrøms på de 4 kloaker som undersøges. I 3 af rørledningerne, med diametre på hhv. 0,84, 1,4 og 2,5 m, måles gennemsnitlige luftudskiftninger i intervallet -1,9 til 8,5 L/s svarende til -114 til 510 L/min, hvor et negativt tal angiver udstrømning. Normaliseres disse luftudskiftninger ift. diameteren af rørene, svarer det til -135,7 til 571 L/min·m. I den 4. rørledning, med en diameter på 0,61 m og hvor der ved brønden opstrøms alene tilføres vand fra en pumpeledning, er luftudskiftningen mellem 24 og 27 L/s svarende til 1440 til 1740 L/min hvilket normaliseret svarer til 2361 til 2656 L/min·m.

Kloakken undersøgt i dette projekt har en diameter på 30 cm. Normaliseres luftudskiftningen i brønden opstrøms ift. diameteren af røret, er den gennemsnitlige luftudskiftning i intervallet 121 til 159 L/min·m.

De normaliserede luftudskiftningerne fundet i dette projekt er dermed indenfor intervallet fundet af Ward et al. (2011) for 3 af rørledningerne. Luftudskiftningen i den 4. rørledning undersøgt af Ward et al. (2011) er markant større end luftudskiftningen fundet i dette projekt, selvom denne minder mest om rørledningen undersøgt i dette projekt.

#### 4.3.2 Sammenligning af luftbevægelse ud fra H<sub>2</sub>S-koncentration og differenstryk

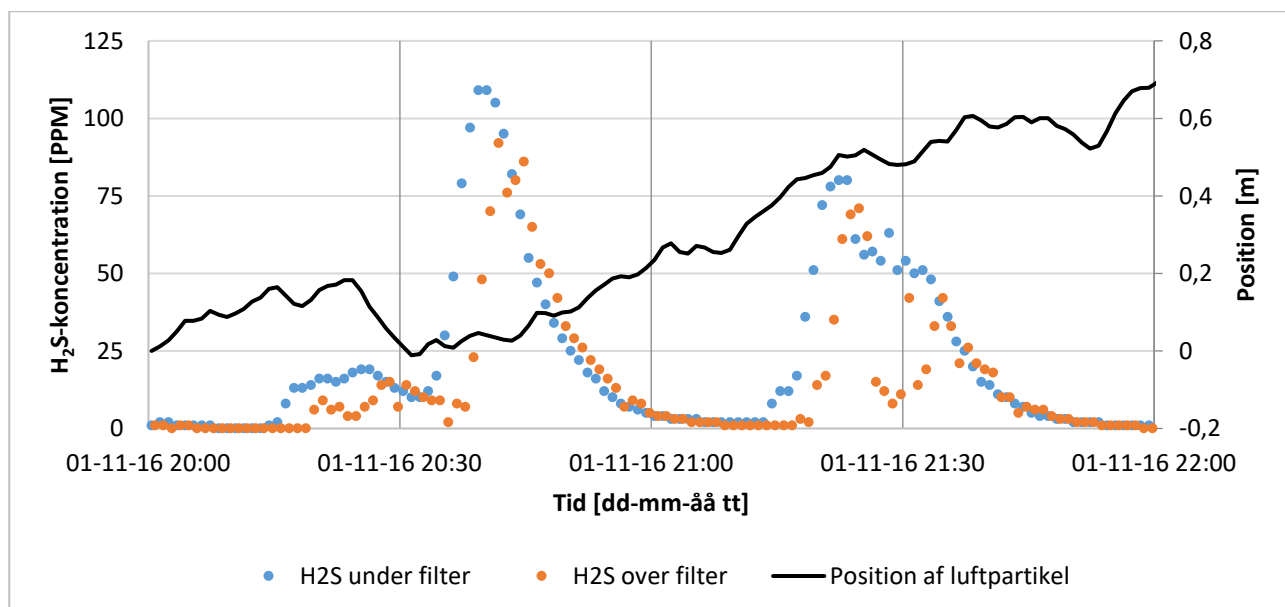
For at undersøge luftbevægelsen i de undersøgte kloakbrønde, udregnes positionen for en afgrænset luftpartikel. Positionen af luftpartiklen udregnes ud fra hastigheder beregnet på baggrund af de målte differenstryk henover Hybrid Brøndkarmsfilteret. For hvert minut regnes en gennemsnitlig lufthastighed i brønden ud fra den beregnede hastighed ved start og slut af det pågældende minut. Disse hastigheder benyttes til at beregne bevægelsen af luft i dette minut. Luftpartiklens

I lodrette position følges ved at summere de beregnede bevægelser.

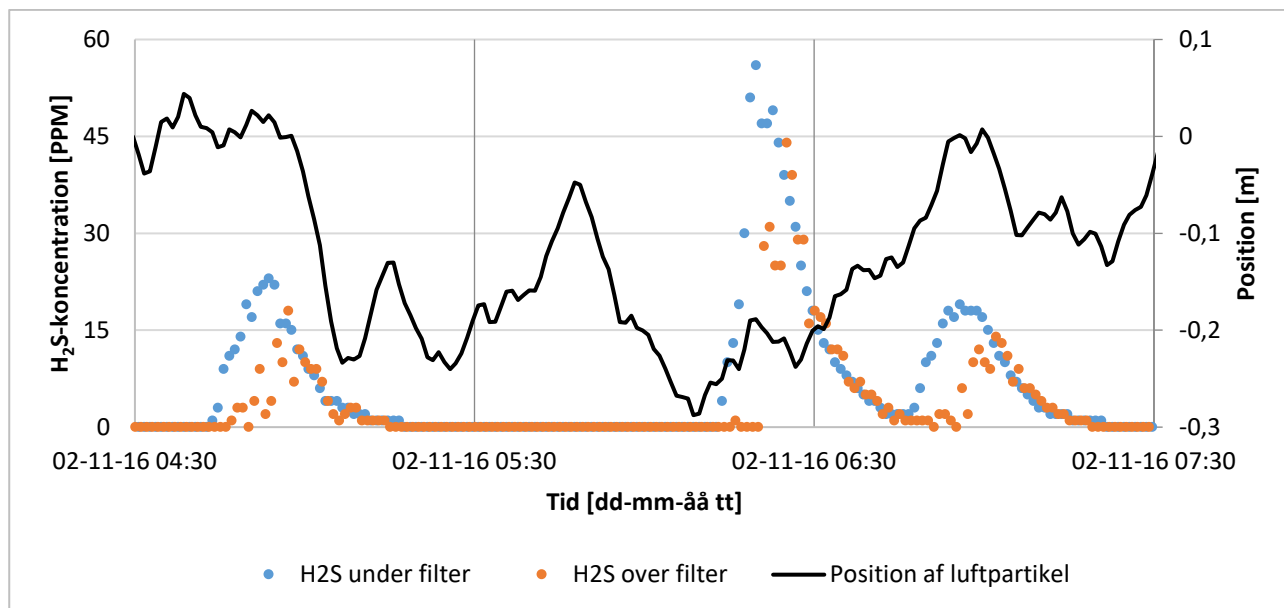
En sådan luftpartikel kan selvfølgelig ikke spores i brønden. Hvis luftpartiklen har forladt brønden i en periode med udstrømning, kommer den ikke ned i brønden igen når der sker indstrømning. Derfor er det ikke den numeriske værdi af positionen, men den retning som luften strømmer i som er vigtig.

Den beregnede bevægelse sammenholdes med målinger af H<sub>2</sub>S-koncentrationen for at undersøge om der er nogle sammenhænge. Idet der næsten udelukkende sker udstrømning i brønden opstrøms, laves denne undersøgelse kun for brønden nedstrøms da der her er potentiale for at kunne spore sammenhænge.

På figur 4.16 og 4.17 ses målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i brønden nedstrøms, samt den udregnede position for luftpartiklen for en periode på hhv. 2 timer og 3 timer.



Figur 4.16. Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under filteret samt beregnet position af en afgrænset luftpartikel i perioden 1-11-16 fra kl. 20:00-22:00.



Figur 4.17. Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer over og under filteret samt beregnet position af en afgrænset luftpartikel i perioden 2-11-16 fra kl. 4:30-7:30.

Af figur 4.16 og 4.17 ses, at positionskurven har en positiv hældning før der måles H<sub>2</sub>S, og at hældningen forbliver positiv mens H<sub>2</sub>S-koncentrationen stiger. Af figur 4.16 og især figur 4.17 ses at luftbevægelsen, efter den første H<sub>2</sub>S-top, vender og bliver til indstrømning. Samme tendens ses efter den 3. top, men ikke så tydeligt. At luftbevægelsen ved den 2. top i begge tilfælde fortsætter med at være udadgående, dog med et meget lille fald i figur 4.17, er muligvis skyld i, at den højeste H<sub>2</sub>S-koncentration måles her. Det er også muligt at spildevandet ved top nr. 2 har haft en længere opholdstid i trykledningen, og derfor indeholder mere sulfid. Af figurerne ses desuden, at luftens bevægelse i brønden foregår meget langsomt, hvilket også er forventet ud fra den gennemsnitlige lave luftstrømning i brønden nedstrøms.

Idet luftstrømningen sker som udstrømning når der måles H<sub>2</sub>S over filteret, er der overensstemmelse mellem målingerne, hvilket bekræfter at det differenstryk som måles angiver luftbevægelse i den rigtige retning.

Ud fra målingerne af H<sub>2</sub>S-koncentrationen er det muligt at estimere lufthastigheden. Den tidlige forskydning af H<sub>2</sub>S-kurven under og over filtret, må afhænge af, hvor hurtigt luften bevæger sig mellem målepunkterne, dvs. fra OdaLogger under filtret til OdaLogger over filtret. Afstanden mellem OdaLoggerne er målt til 45 cm. Hastigheden regnes som afstanden mellem OdaLoggerne delt med tidsforskydningen af H<sub>2</sub>S-kurverne.

Ud fra målinger af differenstrykket beregnes en gennemsnitlig filterhastighed i perioden fra H<sub>2</sub>S-koncentrationen begynder at stige under filtret til den når maksimum for den pågældende top. Hastighederne beregnes for de sidste to H<sub>2</sub>S-toppe på figur 4.16, samt den første og sidste H<sub>2</sub>S-top på figur 4.17. I tabel 4.12 sammenlignes lufthastigheden bestemt ud fra H<sub>2</sub>S-målinger med en gennemsnitlig filterhastighed beregnet ud fra målinger af differenstrykket.

Tabel 4.12. Lufthastighed i filtret bestemt ud fra forskydning af H<sub>2</sub>S-koncentrationen under og over filtret, samt gennemsnitlig lufthastighed i perioden hvor H<sub>2</sub>S-koncentrationen stiger, beregnet ud fra målinger af differenstrøkket.

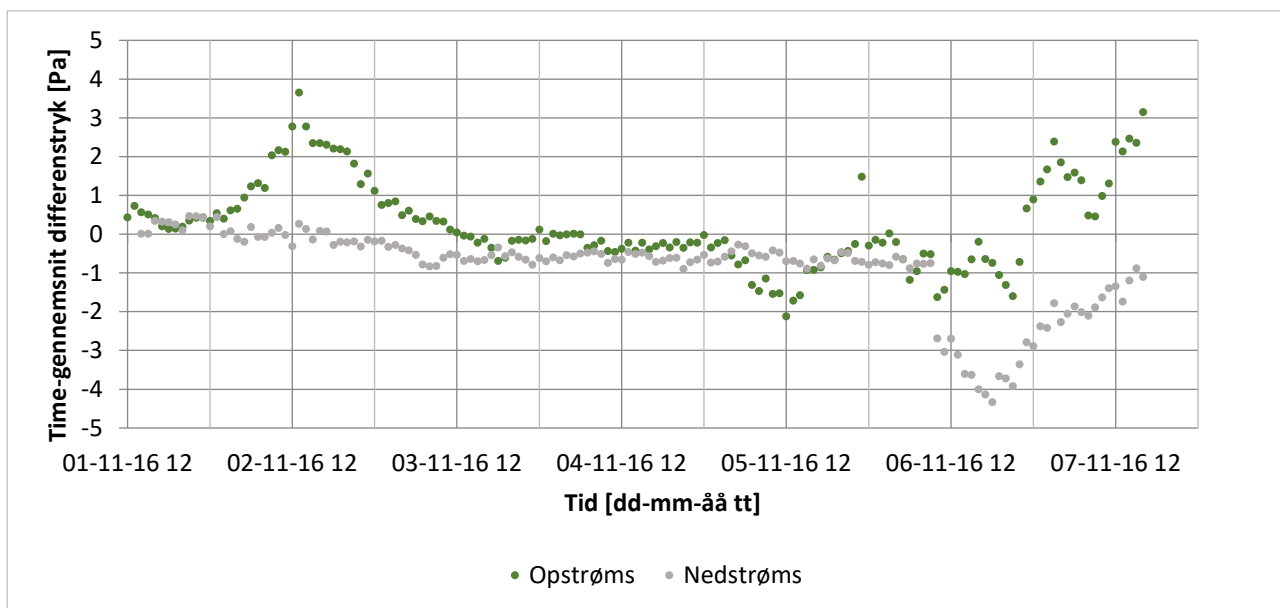
Dato	Periode hvor H <sub>2</sub> S-koncentration stiger [tt:mm til tt:mm]	Forskydning af H <sub>2</sub> S-kurver [min]	Filterhastighed ud fra forskydning af H <sub>2</sub> S-kurver [cm/min]	Filterhastighed ud fra differenstrøkket [cm/min]
1-11	20:33 til 20:39	3	15	5,0
1-11	21:14 til 21:22	3	15	17
2-11	04:43 til 04:54	6	7,5	1,6
2-11	06:48 til 06:56	7	6,4	13

Af tabel 4.12 ses, at de beregnede hastigheder er forholdsvis ens, hvor den største forskel er ca. en faktor 5. Der er ikke nogen entydig sammenhæng mellem om det er den ene eller den anden beregningsmetode som angiver den største lufthastighed. Der er usikkerheder ved begge metoder, men de faktiske hastigheder er formentlig omkring de beregnede.

Idet de beregnede hastigheder i tabel 4.12 er regnet som en filterhastighed, er de markant højere end den hastighed som hældningen af kurverne på figur 4.16 og 4.17 angiver. Dette skyldes at arealet af filtret, som har en diameter på 0,385 m, kun udgør ca. 9,5 % af arealet af brønden som har en diameter på 1,25 m. Derfor bliver filterhastigheden ca. 10,5 gange større end hastigheden i brønden.

#### 4.3.3 Luftudskiftning i hele måleperioden

Figur 4.18 viser time-gennemsnit af differenstrøkkmålingerne i brøndene op- og nedstrøms i hele måleperioden fra d. 1. til 7. november.

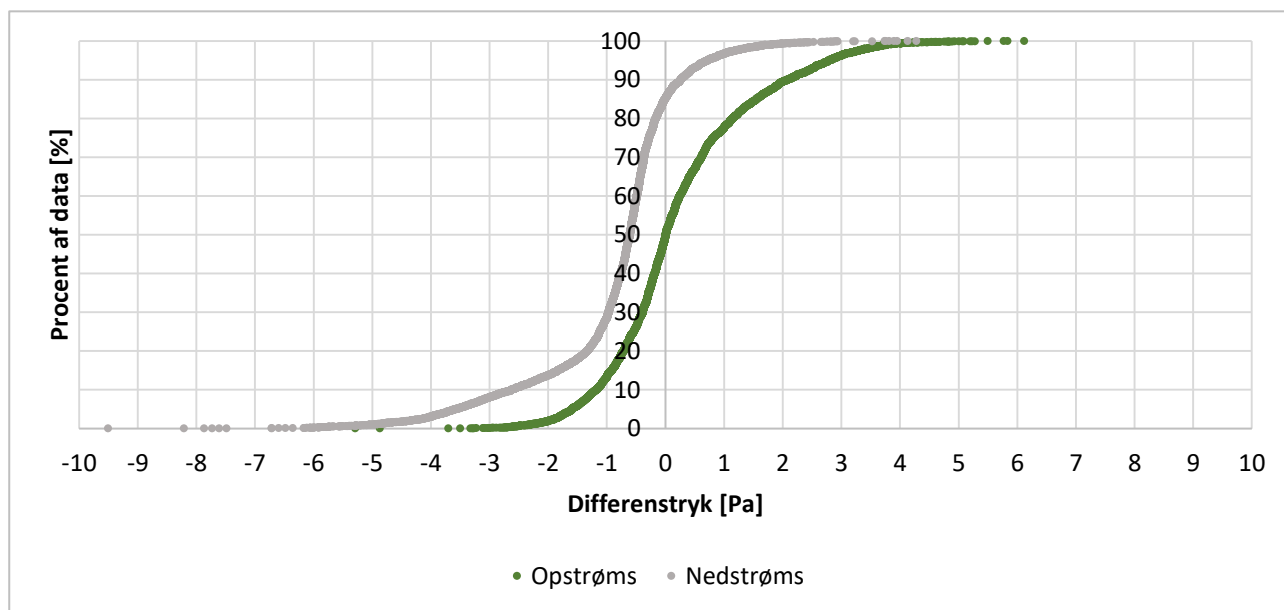


Figur 4.18. Time-gennemsnit af differenstrøkkmålingerne i brøndene op- og nedstrøms i hele måleperioden.



Af figur 4.18 ses, at time-gennemsnittet af differenstrykmålingerne generelt er negativt i brønden nedstrøms, og at der derfor primært sker indstrømning af luft i denne brønd. Fra 3. til 6. november sker der indstrømning i både brønden op- og nedstrøms, og de målte time-gennemsnit ligger tæt. I starten og slutningen af måleperioden observeres stor forskel mellem hvad der måles i brønden op- og nedstrøms. I disse perioder er der tydelig udstrømning i brønden opstrøms, mens der i den sidste periode er tydelig indstrømning i brønden nedstrøms. En mulig årsag til forskellen mellem hvad der måles i starten af perioden ift. resten af perioden er, at vindretningen ændrer sig i løbet af måleperioden. De første dage, 1. til 3. november, var vindretningen mellem nordvest og sydvest, mens den i resten af perioden var syd, sydøst, øst og nordøst (DMI, 2017). Middelvinden var meget stabil omkring 5 m/s, men den skiftende retning kan have betydet større eller mindre påvirkning af brøndene. Den lavere luftudstrømning i brønden opstrøms kan være et resultat af, at brønden ikke påvirkes så meget af vinden pga. læforhold, og der derfor trækkes mindre luft op af brønden.

På figur 4.19 ses fordelingen af målte differenstryk for brøndene op- og nedstrøms i hele måleperioden fra 1. til 7. november.



Figur 4.19. Fordeling af differenstryk i hele måleperioden fra 1. til 7. november.

Af figur 4.19 ses tydeligt, at der primært sker indstrømning i brønden nedstrøms, og at der i brønden opstrøms er ca. lige meget data med positive og negative differenstryk. Disse fordelinger er væsentligt forskellige fra dem på figur 4.15 for de første dage i måleserien.

Af data på figur 4.19, kan det forventes at luften bevæger sig opstrøms i rørledningen, og udluftes i brønden opstrøms i ca. halvdelen af tiden.

Det gennemsnitlige differenstryk, 95 % dataintervallet hvori det varierer og beregnede luftflow angives i tabel 4.13.

Tabel 4.13. Gennemsnits differenstryk og 95 % datainterval for differenstrykket, samt udregnede flow ud fra 3 standardkurver med varierende vandindhold. 95 % datainterval findes som 2,5 % og 97,5 % fraktiler. Hvis luften strømmer ned i brønden, angives dette som negativ udstrømning.

Placering		Differenstryk Under-over [Pa]	Beregnet udstrømning [L/min] ud fra standardkurve med givet vandindhold % (v/v)		
			Vandindhold 90,7 %	Vandindhold 113,2 %	Vandindhold 120,5 %
Opstrøms	Gennemsnit	0,21	21,4	13,3	11,3
	95 % interval	(-1,89 - 3,30)	(-53,5 - 68,5)	(-47,4 - 62,3)	(-41,9 - 56,2)
Nedstrøms	Gennemsnit	-0,8264	-37,6	-31,2	-26,7
	95 % interval	(-4,14 - 1,19)	(-75,8 - 43,9)	(-69,6 - 37,6)	(-63,2 - 32,7)

De angivne luftudstrømninger i tabel 4.13 er væsentligt lavere for brønden opstrøms end i tabel 4.11. Nedstrøms er strømningsretningen vendt og der er et betydeligt større negativt flow. Dette er også forventet ud fra figur 4.19.

#### 4.3.4 H<sub>2</sub>S-fjernelseseffektivitet af Hybrid Brøndkarmsfiltre

Den procentdel af tiden hvor der er H<sub>2</sub>S til stede, den gennemsnitlige H<sub>2</sub>S-koncentration når der er H<sub>2</sub>S til stede, intervallet for målingerne af H<sub>2</sub>S-koncentrationen, samt gennemsnitstemperatur for de 3 perioder hvor H<sub>2</sub>S-koncentrationen måles, angives i tabel 4.14. Alle disse informationer er angivet ud fra målinger under filtret. Kun målingerne i november er udført af rapportens forfattere.

Tabel 4.14. Procentdelen af tiden hvor der er H<sub>2</sub>S til stede, gennemsnitlig H<sub>2</sub>S-koncentration, det målte H<sub>2</sub>S-koncentrationsinterval samt gennemsnitstemperatur i de forskellige måleperioder. Alt data er angivet ud fra målinger under filtret.

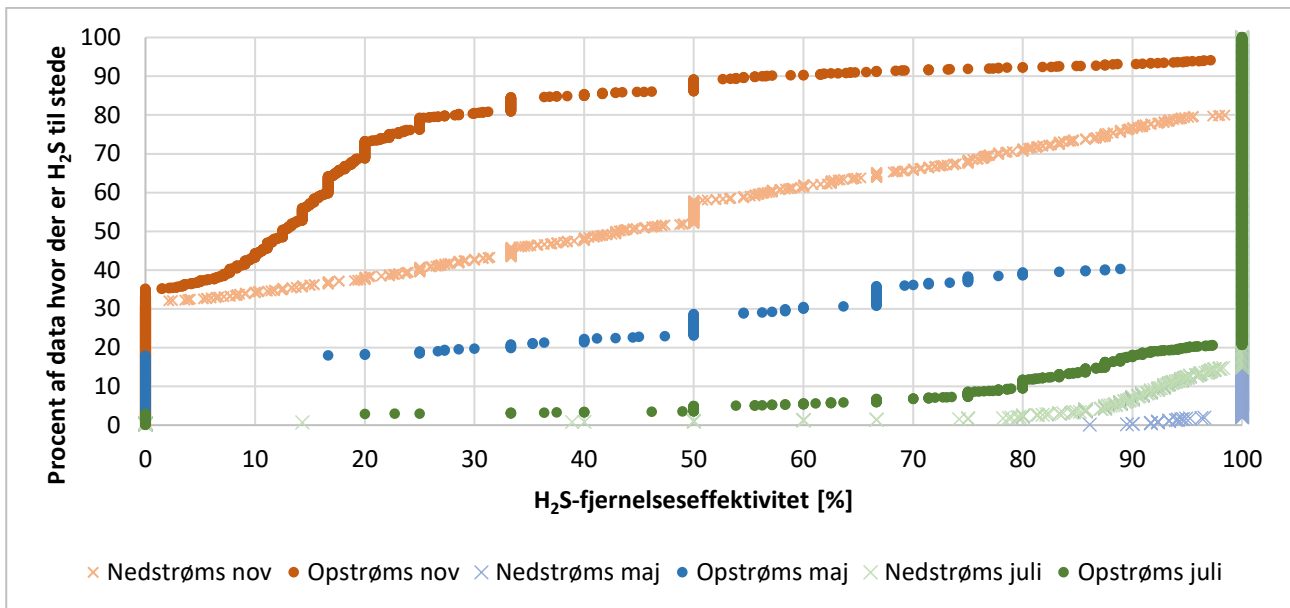
Periode	Brønd	Tid hvor H <sub>2</sub> S er til stede [%]	Gennemsnitlig H <sub>2</sub> S-koncentration* [PPM]	H <sub>2</sub> S interval** [PPM]	Gennemsnits-temperatur [°C]
17 til 23 maj	Opstrøms	6,80	2,52	0 – 21	16,6
	Nedstrøms	13,6	4,22	0 – 39	14,3
1 til 4 juli	Opstrøms	48,0	4,69	0 - 67	16,4
	Nedstrøms	32,2	8,13	0 - 60	16,4
1 til 2 november	Opstrøms	84,6	16,4	0 – 111	11,7
	Nedstrøms	61,7	14,6	0 – 109	9,73

\* Gennemsnitlig H<sub>2</sub>S-koncentration når der måles H<sub>2</sub>S i brønden.

\*\* Interval fra laveste til højeste målte H<sub>2</sub>S-koncentration i brønden.

Af tabel 4.14 ses, at den procentdel af tiden, hvor der er H<sub>2</sub>S til stede under filtret, stiger signifikant fra maj til november. Det samme er gældende for både den gennemsnitlige H<sub>2</sub>S-koncentration samt det interval hvori H<sub>2</sub>S-koncentrationen måles. Dette skyldes formentlig at H<sub>2</sub>S-dannelsen tidligere blev forsøgt reduceret ved at tilføre jern til trykledningerne. Denne tilførsel stoppede omkring en uge før de første målinger i maj. Efter tilførslen af jern er stoppet, er belastningen af filtrene dermed øget.

Effektiviteten af filtrene, regnet som forskellen mellem målt H<sub>2</sub>S-koncentration over og under filteret ift. koncentrationen under filteret, for målinger i november samt maj og juli 2016, ses i figur 4.20. Kun datapunkter hvor der er målt H<sub>2</sub>S enten over eller under filteret medtages i denne figur. Hvis der måles H<sub>2</sub>S over filteret og ikke under, angives dette som 0 % effektivitet.



Figur 4.20. H<sub>2</sub>S-fjernelseseffektivitet i de forskellige perioder i brøndene op- og nedstrøms.

Af figur 4.20 ses, at filteret i brønden nedstrøms fjerner stort set alt svovlbrinten i måleperioden i maj, at der er 100 % fjernelse i ca. 85 % af tiden i måleperioden i juli, og at der kun er 100 % fjernelse i ca. 20 % af tiden i måleperioden i november.

Filteret i brønden opstrøms fjerner svovlbrinte mere effektivt i måleperioden i juli end i maj. I maj fjernes 100 % af svovlbrinten i ca. 60 % af tiden, mens det i juli sker i ca. 80 % af tiden. I november er der kun 100 % fjernelse i ca. 5 % af tiden, og der er under 50 % fjernelses effektivitet i ca. 90 % af tiden. Fra start af målingerne i maj til start af målinger i november går ca. 5,5 måned, og i denne periode ændres filternes effektivitet fra at fungere godt og rigtig godt for brøndene hhv. op- og nedstrøms, til at der gennembrud af H<sub>2</sub>S i filteret, det meste af den tid hvor der er H<sub>2</sub>S tilstede i brøndene. Det vides ikke hvornår disse filtre er placeret i brøndene, og derfor kan der ikke gives et præcist estimat for, hvor længe filtrene forbliver effektive, når de benyttes i kloakbrønde.

Hvis den forbedrede effektivitet af filteret i brønden opstrøms mellem maj og juli skyldes, at filteret et blevet udskiftet i perioden mellem målingerne, er den tid hvor filteret effektivt fjerner H<sub>2</sub>S kortere end 4 til 5 måneder i brønden opstrøms. Den højere effektivitet i filteret i juli end i maj, skyldes formentlig ikke at vandlåsen i filterindsatsen er tørret ud, idet der i ugen før målingerne i maj, juli og november faldt hhv. ca. 6, 25 og 4 mm regn, og under måleperioderne hhv. ca. 15, 17 og 17 mm regn (DMI, 2017). Disse nedbørsdata er for Fyn, og det vides derfor ikke med sikkerhed, om en tilsvarende mængde regn er faldet i Krogsbølle.

#### 4.4 Forbedringer af Hybrid Brøndkarmsfiltre

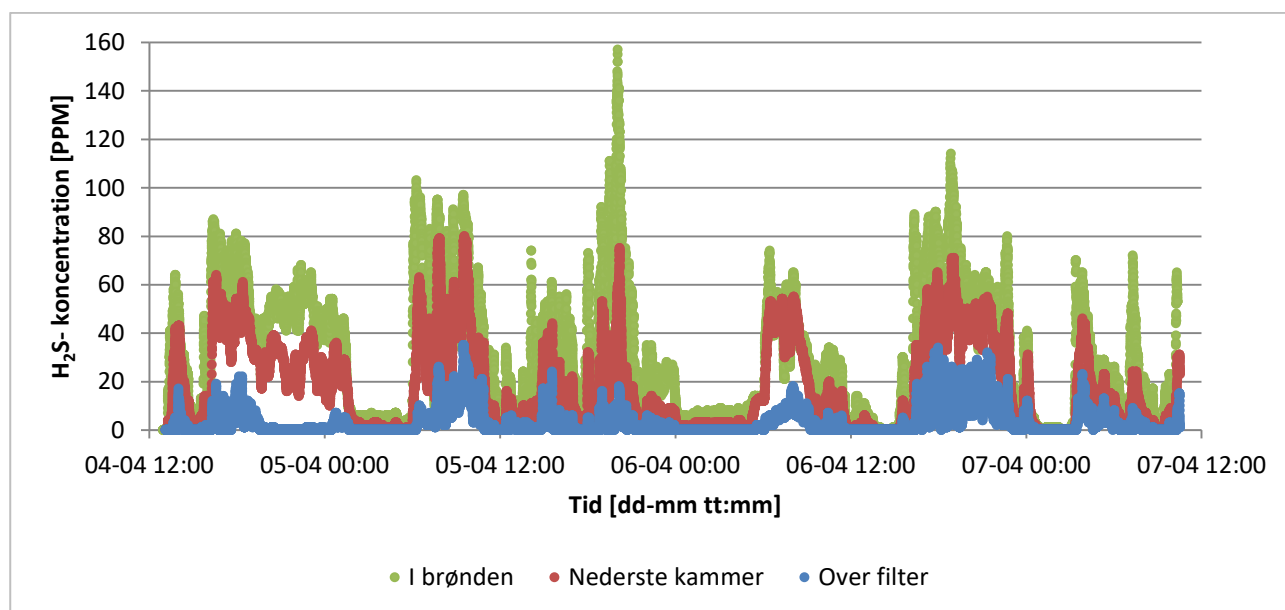
Forskellige tiltag til hvordan Hybrid Brøndkarmsfiltre kan forbedres er blevet undersøgt. I afsnit 4.1.3, er muligheden for regenerering af filtre, og dermed en forøgelse af filteres kapacitet, beskrevet.

vet. I de følgende afsnit beskrives hvordan filterindsatsen kan optimeres ved udbygning med ekstra kamre for at nedsætte belastningen af filtret, samt en undersøgelse af om filtermåtten belastes jævnt, og derved om kapaciteten udnyttes fuldt ud.

#### 4.4.1 Optimering af filterindsats med kamre

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater fra undersøgelsen af, om Hybrid Brøndkarmsfiltre kan forbedres ved at udbygge filterindsatsen med ekstra kamre, udført opstrøms i en offerledning i Hjarup.

Målte  $H_2S$ -koncentrationer i brønden under filterindsatsen, i det nederste kammer og over filtret i perioden fra 4-4-2017 til 7-4-2017 er præsenteret i figur 4.21.



Figur 4.21 Målinger af  $H_2S$ -koncentrationen i brønden, i det nederste kammer og over filtret. Data fra det øverste kammer er ikke vist her, da data fra denne tidsperiode er gået tabt.

Af figur 4.21 ses en klar reduktion af  $H_2S$ -koncentrationen i det nederste kammer ift. koncentrationen under opstillingen i brønden.

$H_2S$ -belastningen af filtret beregnes som produktet af luftudskiftningen og arealet under de målte  $H_2S$ -koncentrationskurver på figur 4.21, samt kurven for det øverste kammer. Luftudskiftningen fra brønden kendes ikke, og derfor antages det at denne er konstant gennem hele måleperioden. Derfor sammenlignes belastningen af filtret alene ud fra arealerne under  $H_2S$ -koncentrationskurverne. Det nederste kammer reducerer  $H_2S$ -belastningen af filtret med 38 % ift. belastningen hvis der ikke er noget kammer. Den samlede reduktion af belastningen ved at tilføje 2 kamre er 58 %.

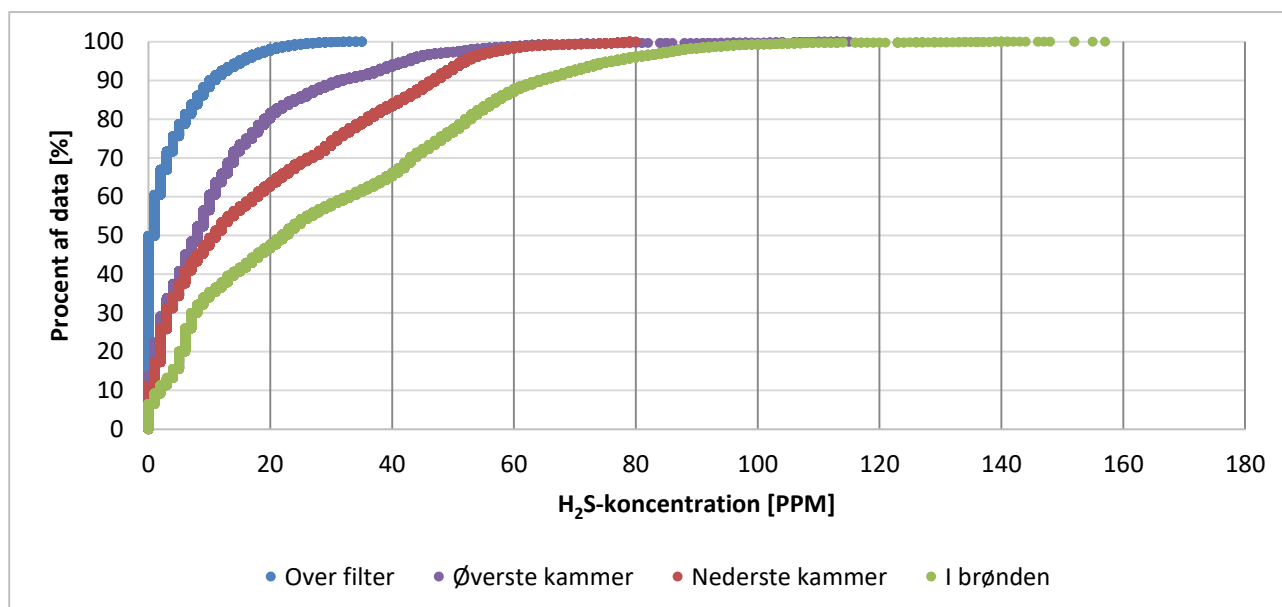
I tabel 4.15 og figur 4.22 sammenlignes resultaterne af målingerne i alle målepunkter, hvor målinger i det øverste kammer er foretaget fire døgn senere end de andre målinger.

Tabel 4.15. Gennemsnitlig H<sub>2</sub>S-koncentration målt over tre døgn og 95 % datainterval ud fra 2,5 og 97,5 % fraktiler, samt gennemsnits H<sub>2</sub>S-koncentration når der er H<sub>2</sub>S til stede.

Måleposition	Gennemsnits H <sub>2</sub> S-koncentration [PPM]	95 % datainterval [2,5-97,5%] [PPM]
I brønden	29	0-86
Nederste kammer	18	0-57
Øverste kammer*	12	0-51
Over filter	3	0-19

\* Data fra det øverste kammer er forskudt med 4 døgn i forhold til andet data.

Fordelingen af målinger af H<sub>2</sub>S-koncentrationen ses på figur 4.22.



Figur 4.22. Fordeling af data i brønden, i det nederste og øverste kammer og over filtret.

Af figur 4.22 ses, at fordelingen af målinger i det øverste kammer stemmer godt overens med fordelingerne af de andre målinger. Fordelingen af data i det øverste kammer, ligger mellem fordelingen af data over filtret og i det nederste kammer. Procentdelen af tiden hvor H<sub>2</sub>S-koncentrationen er  $\geq 40$  og  $\geq 20$  PPM i de forskellige positioner er angivet i tabel 4.16.

Tabel 4.16. Procent af tiden hvor H<sub>2</sub>S-koncentrationen er hhv.  $\geq 40$  og  $\geq 20$  PPM i de forskellige positioner.

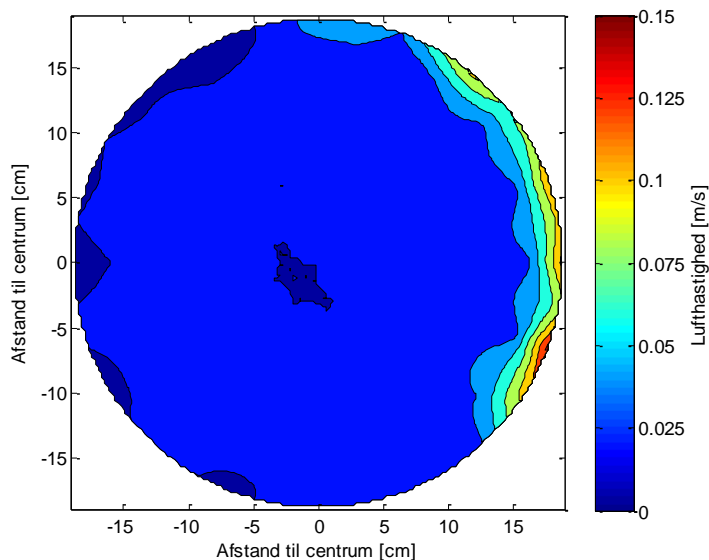
Måleposition	Tid hvor H <sub>2</sub> S $\geq 40$ PPM [%]	Tid hvor H <sub>2</sub> S $\geq 20$ PPM [%]
Over filter	0	2
Øverste kammer	6	19
Nederste kammer	16	37
I brønden	34	53

Af tabel 4.16 ses, at den tid hvor filtret er belastet med 40 PPM H<sub>2</sub>S eller derover reduceres fra 34 til 6 % af tiden svarende til en reduktion på 82 %, ved at tilføje to kamre til filterindsatsen. Ligeledes reduceres tiden hvor filtret er belastet med 20 PPM H<sub>2</sub>S eller derover fra 53 til 19 %. Dette svarer til en reduktion af tiden på 64 %. Selv med ét kammer ses en væsentlig reduktion af tiden hvor H<sub>2</sub>S-koncentrationen er over hhv. 40 og 20 PPM.

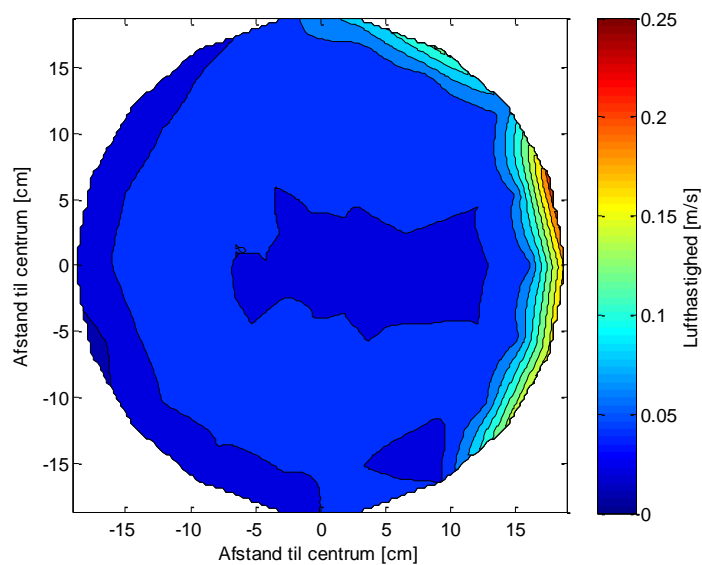
Udvidelsen af Hybrid Brøndkarmsfiltret med kamre giver en væsentlig reduktion af H<sub>2</sub>S-mængden, der ledes igennem filtermåtten. Dette kan skyldes at luftudskiftningen er relativt lavt og at luften er næsten stillestående i de to kamre, og det således er den samme luft der bevæger sig op og ned. Reduktionen af H<sub>2</sub>S-mængden der belaster filtret er en klar optimering, da det både vil forlænge levetiden, da filtret skal fjerne mindre H<sub>2</sub>S, og samtidig vil udledningen af H<sub>2</sub>S reduceres og lugtgener mindskes.

#### 4.4.2 Fordeling af filterhastighed

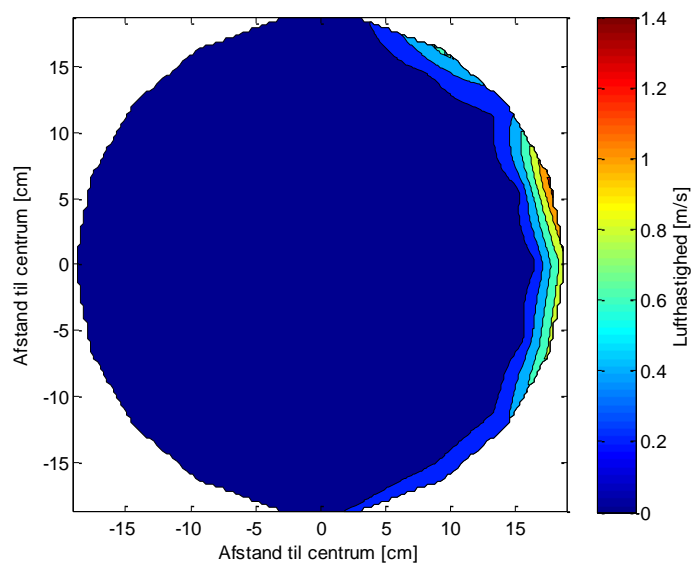
Lufthastigheden gennem et Hybrid Brøndkarmsfilter hvor vandindholdet, angivet som den procentvise masse af vand ift. tørvægten af filtret, varierer ses på figur 4.23, 4.24 og 4.25. Lufthastigheden er målt over forskellige punkter på filteret, og der er lavet en interpolation mellem disse punkter, jf. afsnit 3.1.6. De seks udførte forsøg med forskelligt vandindhold viser samme tendens, og derfor vises kun resultater fra tre af forsøgene med vandindhold på hhv. 0, 26 og 98 % (v/v) i de følgende figurer.



Figur 4.23. Lufthastighed over et Hybrid Brøndkarmsfilter ved vandindhold på 0 % (v/v).



Figur 4.24. Lufthastighed over et Hybrid Brøndkarmsfilter ved vandindhold på 26 % (v/v).



Figur 4.25. Lufthastighed over et Hybrid Brøndkarmsfilter ved vandindhold på 98 % (v/v).

Af figur 4.23 til 4.25 ses, at luften generelt strømmer gennem filteret i den ene side, hvor filteret møder siphonen. Jo større vandindholdet er, desto mere udpræget bliver denne tendens.

De interpolerede hastigheder over filtret benyttes til at beregne luftflowet gennem filtret. Heraf beregnes hvor stor en del af luftflowet som strømmer gennem de 10 % af filterarealet som er længst til højre på figur 4.23 til 4.25. Disse resultater angives i tabel 4.17.



**Tabel 4.17.** Det beregnede luftflow gennem filtret ved forskellige vandindhold, samt hvor stor en del af luftflowet som passerer gennem 10 % af filterarealet. Vandindholdet angives som den procentvise masse af vand ift. tørvægten af filtret.

<b>Vandindhold [% (v/v)]</b>	<b>Beregnet total flow [L/min]</b>	<b>Beregnet flow gennem 10 % af filterarealet [L/min]</b>
<b>0</b>	227	19,0
<b>26</b>	343	18,9
<b>45</b>	317	37,1
<b>65</b>	339	20,4
<b>98</b>	467	50,7
<b>115</b>	506	60,7

Af tabel 4.17 ses, at når vandindholdet overstiger 65 %, så øges procentdelen af det samlede flow som bevæger sig gennem 10 % af filterarealet markant. Dog afviger målingen med et vandindhold på 45 % fra denne tendens. Det ses også at usikkerheden af målingerne stiger med vandindholdet, idet det beregnede totale flow afviger mere og mere fra de 100 L/min som anvendtes til forsøget. Idet de målte filterhastigheder i den ene side af filtret stiger, når vandindholdet stiger, og flowet holdes konstant på 100 L/min, må den procentdel af flowet som passerer gennem de 10 % af filtret som er længst til højre på figur 4.23 til 4.25 stige med vandindholdet. De beregnede værdier i tabel 4.17 for vandindhold under 65 % (v/v) modstrider dette, hvilket skyldes usikkerheden i det beregnede totale flow. Procentdelen af flowet som passerer gennem 10 % af filtret er derfor formentlig endnu højere end angivet i tabel 4.17.

Sammenlignes resultaterne for fordelingen af filterhastigheder med målinger for sammenhænge mellem differenstryk og flow, se afsnit 4.2.2, begynder sammenhængen først at afvige fra en lineær tendens når vandindholdet er større end 75,3 %. Dette kan hænge sammen med, at når vandindholdet bliver så højt, passerer en stor del af luften gennem en lille del af filtret.

Filtret som anvendes til undersøgelse af fordelingen af filterhastighed ses i den anvendte siphon på figur 4.26.



Figur 4.26. Hybrid Brøndkarmsfilter brugt til forsøg med filterhastighed.

Af figur 4.26 ses, at der langs det meste af kanten af filteret, er en sprække hvor den aktive del af filtermåtten ikke slutter tæt til siphonen. Dette medfører sandsynligvis at luften har lettere ved at trænge gennem måtten på disse steder, ift. midten hvor luften skal igennem både gasfordelings-, ITS- og den aktive måtte. At luften primært trænger gennem den ene side af filteret, må skyldes at modstanden her er særlig lille.

Luftflowet i den ene side af filteret, skyldes ikke at luften ledes direkte mod dette område, idet luften fordeles af Leca-nødderne i spanden i bunden af opstillingen.

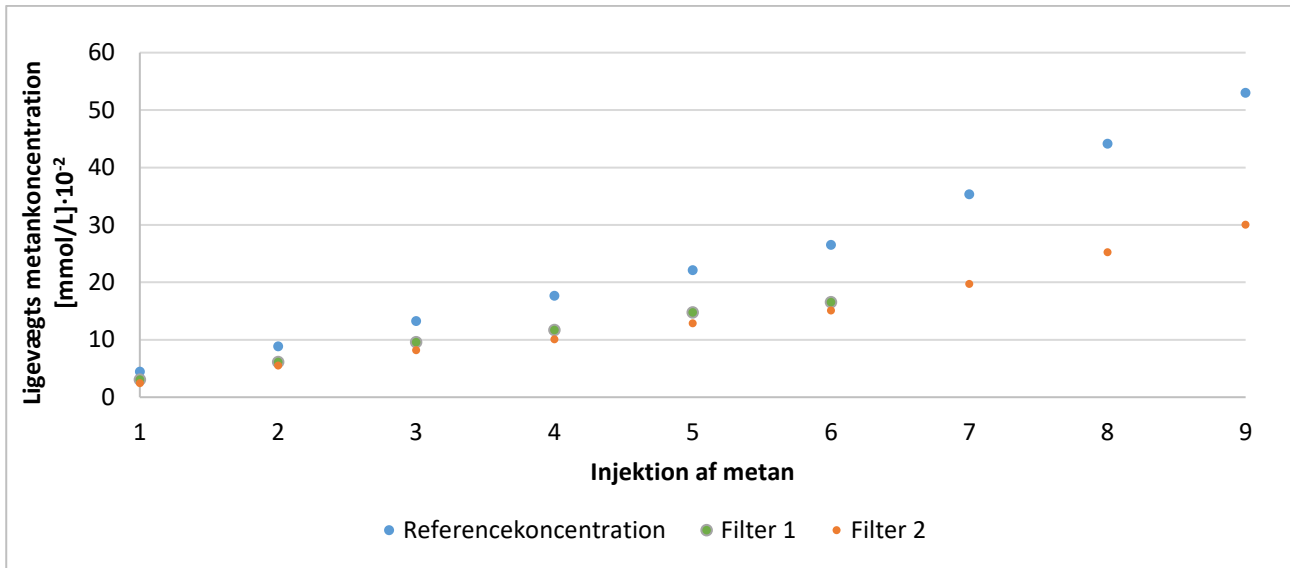
Hvis filteret anvendt til kortlægning af filterhastigheder, monteres i en kloakbrønd må det forventes, at det optager en del vand. I så fald vil der være en uhomogen belastning af filtret, og filterets kapacitet vil ikke være brugt når der sker gennembrud i den del som belastes mest.

Det er muligt at når filteret anvendes, og der optages noget  $H_2S$ , vil der opstå større modstand i det område hvor  $H_2S$  adsorberes, og flowet i filteret kan blive mere jævnt fordelt. Dette sker kun, hvis den aktive del af filtermåtten dækker de områder hvor der er højest flow.

#### 4.5 Metan adsorption på Hybrid Brøndkarmsfilterudsnit

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater af forsøg med metanadsorption på udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre.

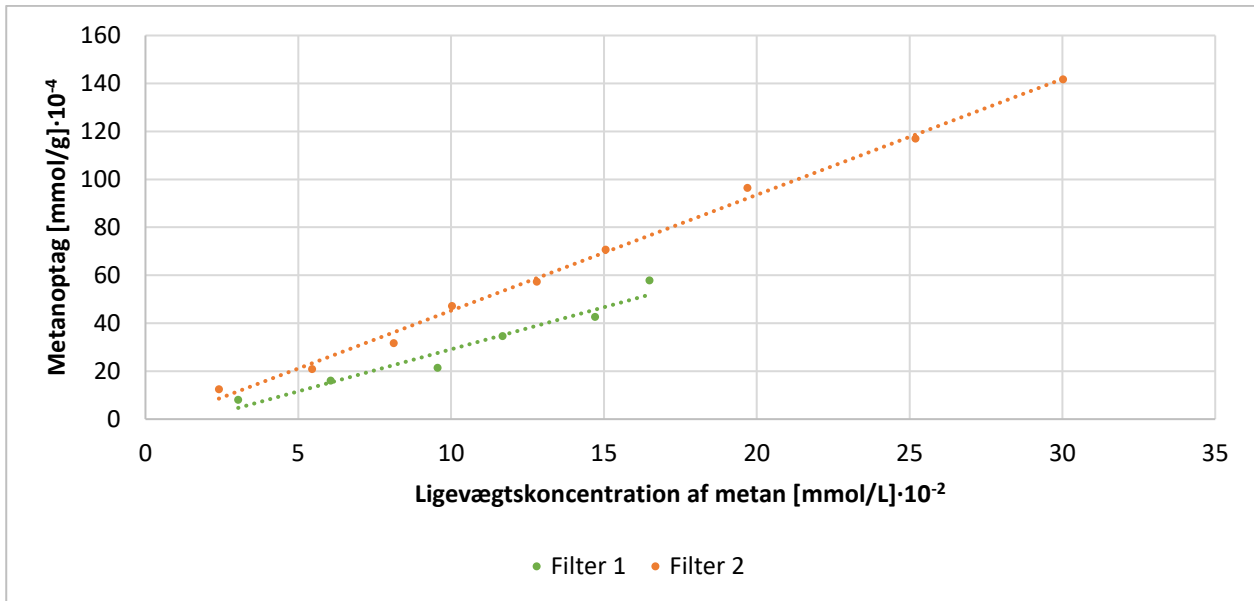
På figur 4.27 ses, målte metankoncentrationer for forsøg med metanoptag på to forskellige ubrugte filterudsnit, samt en referencekoncentration. Referencekoncentrationen er beregnet som den koncentration der vil være i opstillingen hvis der ikke sker adsorption af metan til filtret. Ved de første seks injektioner tilsættes 2 ml ren metangas og derefter 4 ml.



Figur 4.27. Ligevægtskoncentrationer af metan efter hver injektion i opstillingen med hhv. filter 1 og filter 2. Referencekoncentrationen angiver den koncentration som vil være i opstillingen efter hver injektion hvis filtrere ikke optager noget metan.

I forsøg med metanoptag på filterudsnit ses der, ved ligevægt efter injektion, en reduktion af metankoncentrationen i forhold til referencekoncentrationen i opstillingen, se figur 4.27. Metankoncentrationen måles et minut efter injektion, og løbende i de næste 30 minutter. Disse målinger ligger i gennemsnit indenfor 5 % af hinanden, og viser at optaget af metan sker inden for det første minut. Ligevægtskoncentrationerne for forsøg med filter 1 og 2 er i gennemsnit reduceret med hhv. 33 % og 42 % ift. referencekoncentrationen, se tabel 4.18.

På figur 4.28 ses adsorptionsisotermer for metan på de to forskellige udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre, som optag af metan som funktion af koncentrationen i opstillingen ved ligevægt. Optag af metan i filtret er angivet som mmol metan pr. g estimeret kul i den aktive kulmåtte. Massen af kul er estimeret som vægtforskellen mellem gasfordelingsmåtte og den aktive kulmåtte, da det formodes at disse er opbygget af samme materiale.



Figur 4.28. Adsorptionsisoterm for metanoptag i to udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre.

Af figur 4.28 ses det, at adsorptionsisotermene kan fittes med lineære tendenslinjer under de undersøgte forhold. Derved kan både en lineær adsorptionsisoterm og en Langmuir-isoterm beskrive de målte data, idet en Langmuir-isoterm er retlinjet ved lave koncentrationer (Laidler et al., 2003). Da det ikke kan afgøres hvilken isoterm, der gør sig gældende antages en retlinjet isoterm, da denne er simplest. Hældningen på isotermen bliver en fordelingskoefficient mellem optaget mængde af metan og ligevægtskoncentrationen i luften.

I Tabel 4.18 er fordelingskoefficienter samt R<sup>2</sup>-korrelationskoefficienter for de lineære isotermer vist.

Tabel 4.18. Gennemsnitsreduktion af metan i opstillingen ved ligevægt efter injektion. Intervallet for gennemsnitsreduktionen af metan efter injektion angives i parentes. Hældninger på lineære tendenslinjer angivet som fordelingskoefficient samt R<sup>2</sup>-korrelationskoefficient for de to filtre.

Filter	Gennemsnitsreduktion af metan efter injektion [%] (interval)	Fordelingskoefficient [(mmol/g)/(mmol/L)]·10 <sup>-2</sup>	R <sup>2</sup>
1	33 (28-38)	3,51	0,945
2	42 (38-46)	4,83	0,996

Den estimerede kulmængde i hhv. filter 1 og 2 er 32 og 30 g, hvorfor det forventes at de to isotermer er ens. Forskellen på fordelingskoefficienterne for hhv. filter 1 og 2 kan skyldes forskel i overfladearealet af det aktive kul, hvis fordelingen af kul i filtermåtten er heterogen.

Ændringen i CO<sub>2</sub>-koncentrationen under de to adsorptionsforsøg med filter 1 og 2 er under 2 %, hvorfor det forventes at opstillingen er tæt, og målte metankoncentrationer korrigeres ikke. Det er dog observeret at CO<sub>2</sub>-koncentrationen ved forsøg med filter ikke når op på samme niveau som forsøg uden filter. Koncentrationen er i gennemsnit 49 % lavere i de to forsøg med filtre, hvorfor

det må formodes at der også sker en adsorption af CO<sub>2</sub> på filterne. I tilfælde af konkurrencepræget adsorption mellem CO<sub>2</sub> og metan, vil den adsorbere CO<sub>2</sub> gradvis frigives når koncentrationen af metan øges. I det koncentrationen af CO<sub>2</sub> er konstant under forsøgene, omkring  $4,9 \cdot 10^{-2}$  mmol/L, formodes det at der ikke er tale om konkurrence mellem adsorptionen af metan og CO<sub>2</sub>, eller at en så lille del af overfladen er dækket at adsorptionen af de to stoffer ikke påvirker hinanden.

En evt. biologisk omsætning af metan til CO<sub>2</sub>, vil resultere i en stigning af CO<sub>2</sub> tilsvarende reduktionen af metan angivet i PPM, hvilket ikke er tilfældet.

Potentialet for fjernelse af metan i Hybrid Brønnskarmsfiltre er til stede, med en gennemsnitsreduktion på 37 % der sker indenfor et minut, hvilket er favorabelt ift. en kort opholdstid i filtret. Adsorptionen af metan til kuloverfladen vil relativt hurtigt aftage, da kapaciteten vil opbruges. Biologisk omsætning af metan til CO<sub>2</sub> er ikke til stede, hvilket er forventeligt på ubrugte filtre, der ikke har haft mulighed for at generere metanotrofer på filtret. Hvis dette er muligt, vil en biologisk nedbrydning givetvis øge fjernelsen af metan. Nedbrydningen vil tilmed kunne forbedre kapaciteten og levetiden af filtret, da biologisk nedbrydning af metan vil regenerere filtret. Bakterievækst af metanotrofer vil dog stille krav til filtermiljøet i forhold til bl.a. pH, især hvis disse skal leve side om side med H<sub>2</sub>S-fjernelsen.

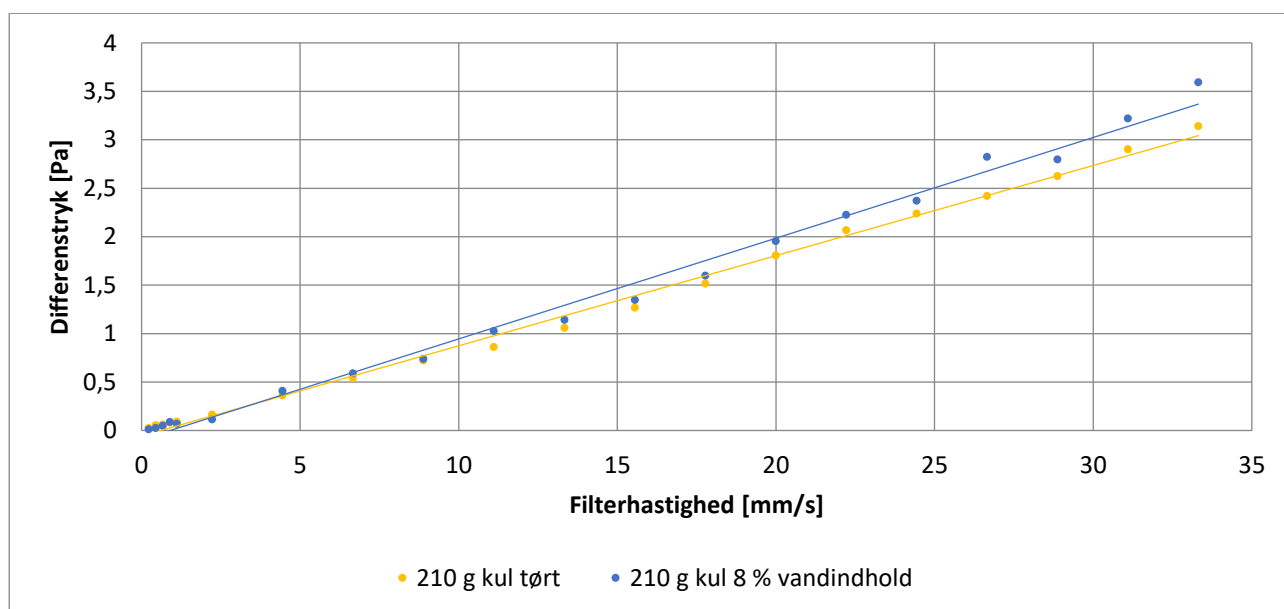
## 5. Resultater og diskussion af forsøg med Hybrid Mini Kulfiltre

I dette kapitel præsenteres og diskuteres resultater fra laboratorieforsøg og feltundersøgelser af Hybrid Mini Kulfiltre.

### 5.1 Sammenhæng mellem differenstryk og luftflow

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater fra forsøg, hvor det undersøges om der er sammenhæng mellem differenstryk og luftflow gennem Hybrid Mini Kulfiltre.

På figur 5.1 ses målinger af filterhastighed og differenstryk for forsøg med 210 g af hhv. tørre og fugtige kulpiller i Mini Kulfiltret.



Figur 5.1. Differenstryk som funktion af filterhastighed for forsøg med Hybrid Mini Kulfilter med 210 g kulpiller med tør og fugtig luft.

Af figur 5.1 ses det, at målingerne for både de tørre og fugtige kulpiller følger en lineær sammenhæng. Tendenslinjeligninger og  $R^2$ -korrelationskoefficienter for begge kurver ses i tabel 5.1.

Tabel 5.1. Vandindhold i kulpiller, angivet som den procentvise vægt af vand ift. tørvægt, og tilhørende lineære tendenslinjeligninger og  $R^2$ -korrelationskoefficienter.

Vandindhold [% (v/v)]	Tendenslinjeligning	$R^2$
0	$\Delta P = 0,093v - 0,056$	0,992
8	$\Delta P = 0,1039v - 0,00938$	0,9959

Af tabel 5.1 ses, at sammenhængen mellem differenstryk og filterhastighed følger en lineær tendens ved de undersøgte filterhastigheder. Jf. afsnit 4.2.1, er flowet indenfor det interval som kan beskrives med Darcys lov.

Hvis målinger af differenstrykket over et Mini Kulfilter, placeret i udluftningsrøret fra en septiktank, ligger i det undersøgte interval, er der mulighed for at bestemme luftudskiftningen fra septiktanken. Det er dog nødvendigt at målingen af differenstrykket ikke påvirkes af andet end luftudskiftningen, f.eks. kan rystelser forårsaget af vinden resultere i støj på målingerne.

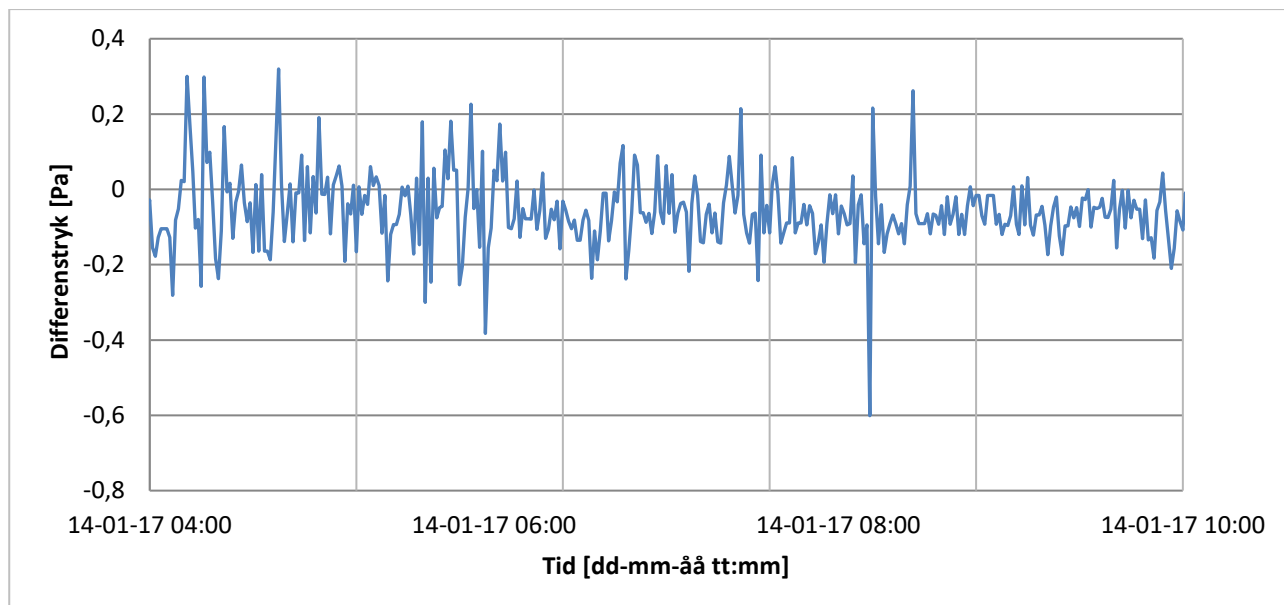
Anvendelsen af fugtig luft og fugtige kulpiller har ingen målbar effekt ift. tør luft og tørre kulpiller. Dette kan skyldes det relative lave vandindhold i kulpillerne på 8 % (v/v) i forhold til forsøg med en Hybrid Brøndkarmsfiltermåtte, hvor der kun ses en lille effekt ved et vandindhold på 48,7 % (v/v) ift. et tørt filter. Det forventes at kulpiller som benyttes i Hybrid Mini Kulfiltre i septiktanke har et lavt vandindhold, idet de ikke udsættes for regn og derfor skal optage fugt fra luften, på samme måde som i de udførte forsøg.

## 5.2 Test af Hybrid Mini Kulfiltre i septiktanke

I dette afsnit præsenteres og diskuteres resultater for undersøgelser af luftudskiftning, svovlbrente- og metankoncentrationer i septiktanke og fjernelse i Hybrid Mini Kulfiltre.

### 5.2.1 Luftudskiftning i septiktanke

I perioden 13. til 19. januar 2017 måles differenstryk over Hybrid Mini Kulfiltre på udluftningsrøret fra septiktankene på lokationerne Østergade og Søgårdsvej. På figur 5.2 ses 6 timer af differenstrykmålingerne i septiktanken placeret på Søgårdsvej.



Figur 5.2. Differenstrykmålinger over Hybrid Mini Kulfilter på udluftningsrøret fra septiktanken placeret på Søgårdsvej.

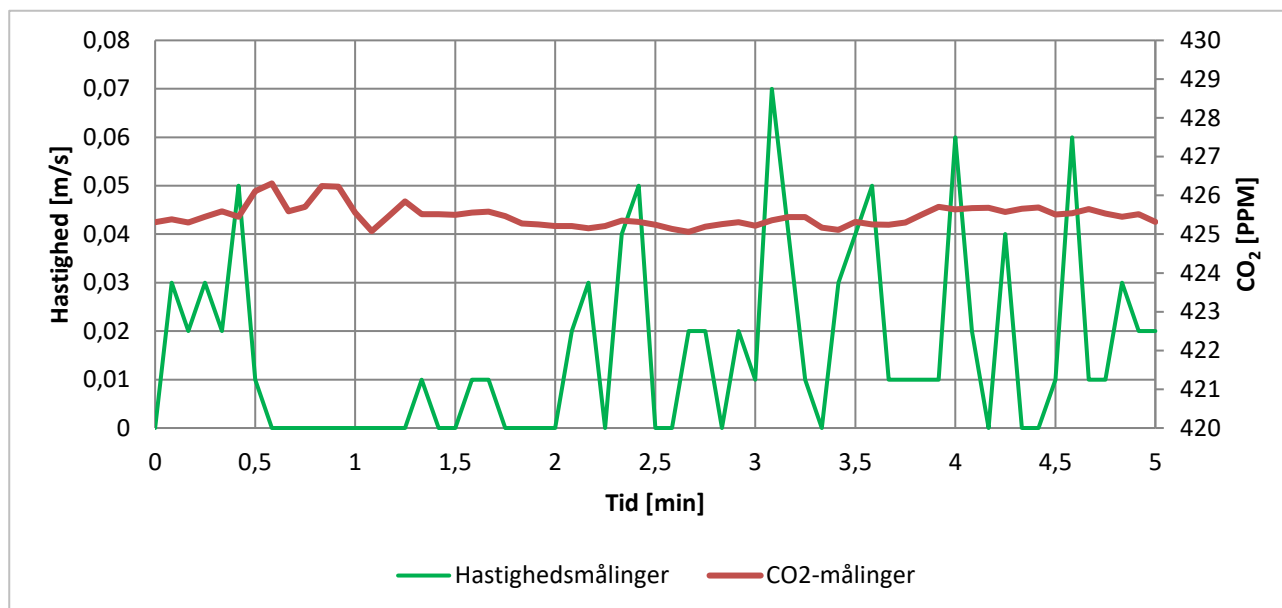
Af figur 5.2 ses, at differenstrykmålingerne fluktuerer omkring 0 Pa, og der ses ikke nogen klar tendens ift. om der sker ind- eller udstrømning fra tanken. Derudover kan det ses at differenstrykket ikke bliver meget større end 0,2 Pa, hvilket svarer til en filterhastighed på 2 til 3 mm/s i Hybrid Mini Kulfiltret, jf. afsnit 5.2.1. Denne hastighed er så lav at der er stor sandsynlighed for at de udsving som måles med tryksensorerne skyldes usikkerheder i forbindelse med målinger i feltet. Usikkerheder som kan have påvirket trykmålingerne kan være temperatursvingninger, vind og vejr, samt rystelser forårsaget af biler eller lignende, i området omkring tryksensorerne. Sidstnævnte er observeret i forbindelse med bestemmelse af tryk/flow-sammenhæng, hvor forstyrrelser i laboratoriet under målingerne, gav udsving på tryksensorerne. En nul-måling med den benyttede sensor har en standardafvigelse på 0,08 Pa. Mange af målepunkterne på figur 5.2 er således indenfor eller tæt på denne usikkerhed. Det er derfor usikkert om der måles et reelt differenstryk, forårsaget af luftudskiftningen, eller om det er resultatet af forstyrrelser. Af målingerne udført på Østergade, findes der heller ikke nogen tendens for luftudskiftningen.

Jf. afsnit 3.4.1, laves forsøg hvor der måles metankoncentrationer over og under filteret mens der med en pumpe blæses 4,8 L luft/min ned i septiktanken. Differenstrykket over filteret måles samtidig. Der er ingen forskel på det differenstryk som måles, når pumpen kører eller ikke kører. Fra laboratoriemålingerne burde et luftflow på 4,8 L/min give et differenstryk omkring 0,85 Pa svarende til en filterhastighed på 11,1 mm/s. Da dette ikke kan registreres af differenstrykmålingerne over filteret, tyder det på, at systemet ikke er tæt og luften forlader septiktanken et andet sted end gennem udluftningsrøret. Differenstrykmålinger over filteret er derfor, i dette tilfælde, ikke en særlig god metode til at bestemme luftudskiftningen fra septiktanke.

Luftudskiftningen forsøges også bestemt med en anden metode i form af målinger med et hot-wire anemometer.



På figur 5.3 ses en måleserie på 5 minutter, hvor hastigheden er målt hvert 5. sekund og CO<sub>2</sub>-koncentrationen hvert sekund.



Figur 5.3. Måleserie af hastighed og CO<sub>2</sub>-koncentration i udluftningsrør til septiktank placeret på Østergade.

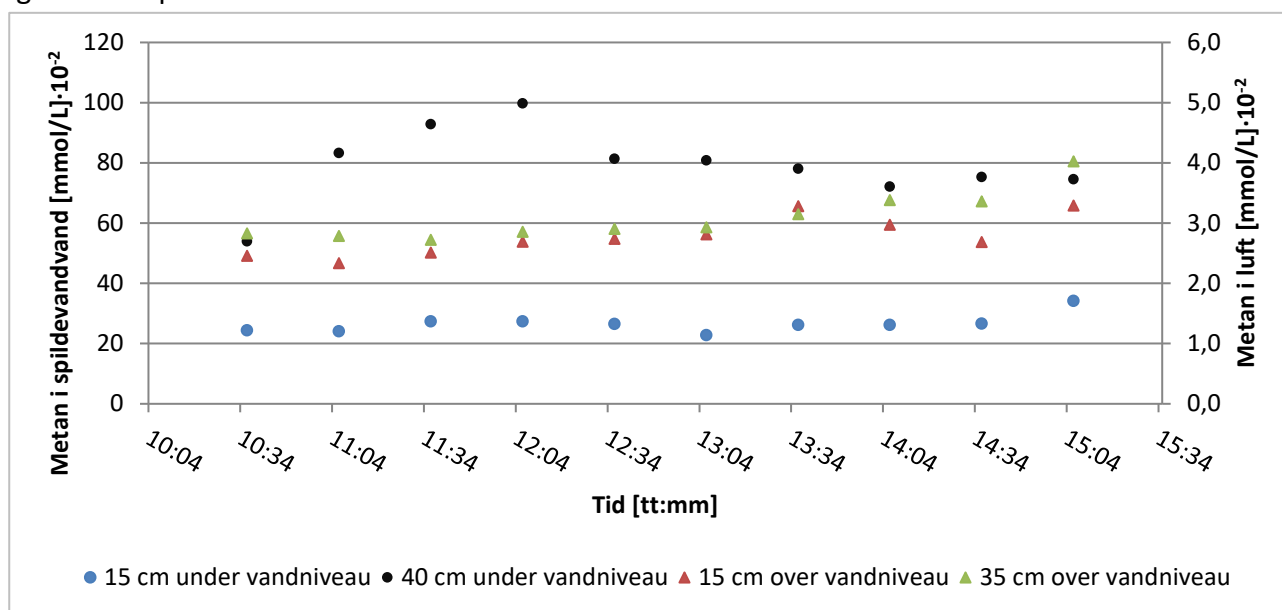
Af figur 5.3 ses, at den målte hastighed varierer i intervallet 0 til 0,07 m/s hvilket svarer til et tryktab på 0 til 7,2 Pa i Hybrid Mini Kulfilteret. Dette tryktab er langt over hvad der måles med tryksensorerne, se figur 5.2. Samtidig ses at CO<sub>2</sub>-koncentrationen det meste af tiden holder sig stabilt på ca. 425 PPM, hvilket er lavt ift. CO<sub>2</sub>-koncentrationen i septiktanken da denne tidligere er målt til 2400 PPM. Dette tyder på at luftflowet sker som indstrømning gennem filteret. Dette sker muligvis pga. en defekt kontraventil i pumpesystemet i septiktanken. Det medfører at vand, som er blevet pumpet ud af septiktanken, løber tilbage fra nedsivningsanlægget. Derfor pumpes der meget ofte fra septiktanken. Når vandet pumpes ud, må det forventes at luft strømmer ned i tanken, hvilket kan forklare hvorfor luftstrømningen formentlig sker som indstrømning ved målingen vist på figur 5.3. Samtlige målinger med hot-wire anemometeret viser dog samme billede, og der blev ikke pumpet ved alle målingerne. Det er derfor mere sandsynligt at de målte hastigheder er en konsekvens af måleusikkerhed i forbindelse med den anvendte metode, idet det blev observeret at hot-wire anemometeret gav udslag ved vindstød. Det er derfor sandsynligt at luften er stillestående i tanken, eller bevæger sig langsommere end hot-wire anemometeret kan registrere. Den forventede utæthed i systemet kan også være årsag til, at der ikke registreres en luftudskiftning gennem udluftningsrøret.

### 5.2.2 Metan og svovlbrinte i septiktanke

I perioden 13. til 19. januar 2017 er der foretaget målinger af metan- og H<sub>2</sub>S-koncentrationen i septiktankene placeret på Østergade og Søgårdsvej.

På figur 5.4 ses den målte metankoncentration i septiktanken på Østergade. Metankoncentrationen er målt fire forskellige steder i septiktanken for at give indblik i koncentrationsgradienten ned

igennem septiktanken.



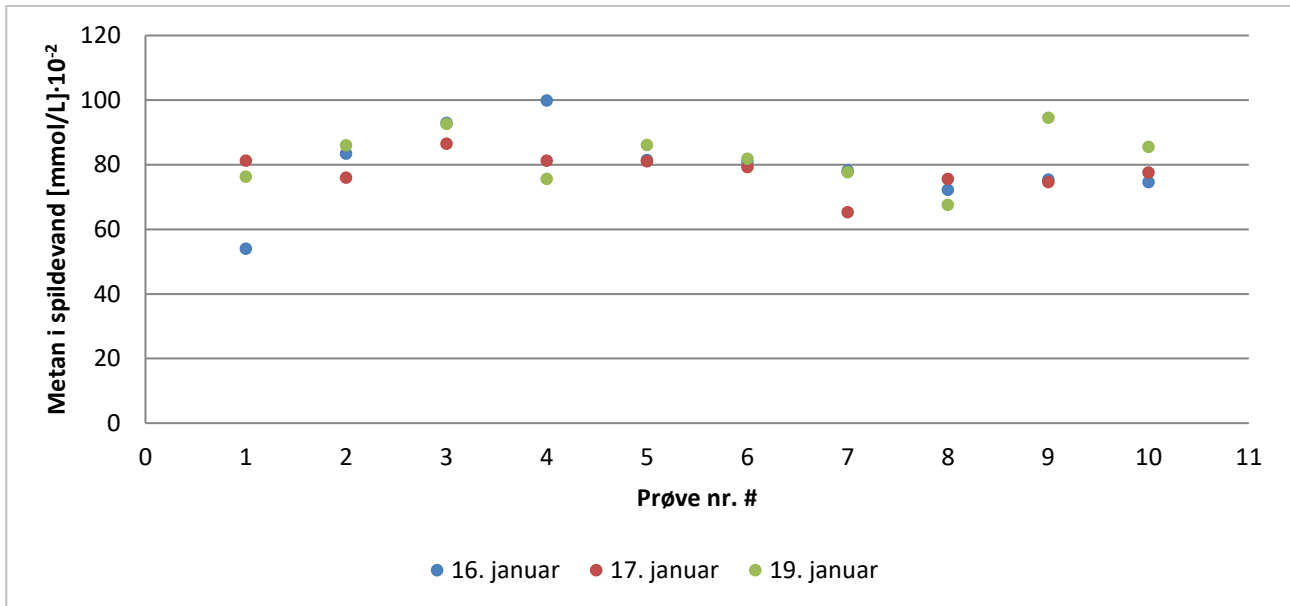
Figur 5.4. Variation af metankoncentration over fem timer, med 30 minutter mellem hver prøve. Måleserien er udført mandag 16-1-2017 med starttidspunkt kl. 10:37.

Af figur 5.4 ses det, at metankoncentrationen stiger ned igennem septiktanken. I luftfasen er koncentrationen ca. den samme hhv. 15 og 35 cm over vandniveau, hvorimod at koncentrationen er signifikant højere 40 cm under vandniveau end 15 cm under vandniveau. Høj metankoncentration, 40 cm under vandniveau, stemmer overens med at metandannelsen primært foregår i sedimentet under anaerobe forhold (Diaz-Valbuena et al., 2011). Den lavere metankoncentration i luftfasen, kan skyldes tilstedeværelse af ilt hvorved metan kan nedbrydes til CO<sub>2</sub> af metanotrofer i grænsefladen mellem spildevands- og luftfasen eller i et evt. flydelag (Leverenz et al., 2010).

Ud fra metankoncentrationen i vandfasen, 15 cm under vandniveau i septiktanken på Østergade, regnes en ligevægtskoncentration i luftfasen ud fra Henrys lov, jf. bilag 2. De udregnede ligevægtskoncentrationer ligger i intervallet 3,9 til 7,4 mmol/L, svarende til  $9,5 \cdot 10^4$  til  $1,8 \cdot 10^5$  PPM, for målinger udført 16-1-2017 til 19-1-2017. Da disse beregnede ligevægtskoncentrationer er væsentligt højere end hvad der er målt i luftfasen tyder det på, at der ikke er ligevægt i septiktanken. Det forventes derfor, at der sker en kontinuerlig afgang af metan fra vandfasen til luftfasen. At der ikke er ligevægt mellem metan i vand- og luftfasen indikerer at der er en luftudskiftning i septiktanken, idet der herved fjernes metan fra luftfasen.

Idet de målte metankoncentrationer i luftfasen i septiktanken på Søgårdsvej er lavere end ligevægtskoncentrationen i septiktanken på Østergade, og metankoncentrationen 40 cm under vandniveau er højere på Søgårdsvej, forventes også en afgang af metan fra vandet i denne septiktank.

På figur 5.5 sammenlignes måleserier af metankoncentrationen, 40 cm under vandniveau, i septiktanken på Østergade. Måleserierne er udført i samme uge hhv. 16., 17. og 19. januar 2017.



Figur 5.5. Variation af metankoncentration over fem timer, med 30 minutters interval mellem hver prøve, 40 cm under vandniveau.

Af figur 5.5 ses det, at metankoncentrationen svinger mellem 0,5 til 1 mmol/L over de tre måledage. Metankoncentrationen er således forholdsvis konstant fra dag til dag.

I tabel 5.2 og 5.3 sammenlignes målte metankoncentrationer for septiktankene på hhv. Østergade og Søgårdsvej.

Tabel 5.2. Målte intervaller af metankoncentrationen, samt gennemsnitsværdier for disse, i fire forskellige målepositioner i septiktanken. De angivne data er fra måledagene 16., 17. og 19. januar 2017. Dataene for 15 cm under vandniveau fra tirsdag 17-1-2017 kasseres grundet fejl under analysen.

Østergade		16-1-2017	17-1-2017	19-1-2017
Måleposition		Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>
35 cm over vandniveau	Gennemsnit	3,1	8,9	13
	Interval	[2,7 - 4,0]	[6,9 - 9,8]	[13 - 14]
15 cm over vandniveau	Gennemsnit	2,8	8,3	12
	Interval	[2,3 - 3,3]	[4,7 - 9,9]	[9,3 - 13]
15 cm under vandniveau	Gennemsnit	27	-	26
	Interval	[23 - 34]	-	[21 - 29]
40 cm under vandniveau	Gennemsnit	79	78	82
	Interval	[54 - 100]	[65 - 86]	[68 - 94]

Tabel 5.3. Målte intervaller af metankoncentrationen, samt gennemsnitsværdier for disse, i fire forskellige målepositioner i septiktanken. De angivne data er fra måledagene 16., 17. og 19. januar 2017. Målinger af metankoncentrationen 15 cm under vandniveau var ikke mulig grundet faldende vandspejl i perioden mellem opsætning af udstyr og målinger, og er derfor udeladt.

Søgårdsvej		16-1-2017	17-1-2017	19-1-2017
Måleposition		Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>
35 cm over vandniveau	Gennemsnit	18	33	13
	Interval	[13 - 21]	[31 - 36]	[11 - 16]
15 cm over vandniveau	Gennemsnit	7,1	30	15
	Interval	[2,4 - 16]	[25 - 33]	[9,0 - 29]
40 cm under vandniveau	Gennemsnit	160	186	121
	Interval	[128 - 174]	[172 - 202]	[65 - 145]

Ud fra de tre måledage ses, i tabel 5.2 og 5.3, samme tendens som i figur 5.4 med en stigende metankoncentration ned igennem septiktanken. Sammenlignes de to septiktanke ses at koncentrationerne i septiktanken på Søgårdsvej er væsentligt højere end på Østergade. Mandag og tirsdag er koncentrationerne 50 til 82 % højere, hvor de kun er 23 til 32 % højere torsdag. Dog er målingerne 35 cm over vandniveau stort set ens om torsdagen. Den lavere metankoncentration i septiktanken på Østergade kan skyldes den ødelagte kontraventil i pumpesystemet i tanken. Dette betyder som nævnt tidligere, at der pumpes ofte fra denne septiktank, hvilket kan have resulteret i en kortere opholdstid og dermed muligvis en lavere metankoncentration. Desuden har spildevandet mulighed for at afgasse i nedsivningsanlægget inden det løber tilbage i septiktanken. I tillæg til dette, blev der ikke observeret noget flydelag i denne septiktank, hvilket også kunne tyde på en lavere opholdstid.

Ud fra tabel 5.2 ses det også, at de målte metankoncentrationer i luftfasen stiger mellem hver dag der måles, hvorimod koncentrationen i spildevandet er forholdsvis konstant.

Samme tendens ses ud fra tabel 5.3, hvor metankoncentrationen i alle målepositioner stiger fra mandag til tirsdag, men falder fra tirsdag til torsdag. Dette fald kan skyldes at der har været pumpet mellem målingerne tirsdag og torsdag.

Da målingerne er taget i vintermåneden januar forventes det, at koncentrationen vil stige i takt med temperaturen udenfor, da der i andre forsøg er observeret højere metankoncentrationer ved målinger i septiktanke om sommeren end om vinteren (Diaz-Valbuena et al., 2011). Derfor tages en enkelt metanprøve hhv. 15 og 35 cm over vandfasen i begge septiktanke 14. og 15. maj 2017. Disse værdier kan ses i tabel 5.4 og 5.5.

Tabel 5.4. Målte metankoncentrationer 14. og 15. maj 2017 i septiktanken placeret på Østergade.

Østergade	14-5-2017	15-5-2017
Måleposition	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>
35 cm over vandniveau	30	5,5
15 cm over vandniveau	37	6,6

Tabel 5.5. Målte metankoncentrationer 14. og 15. maj 2017 i septiktanken placeret på Søgårdsvej.

Søgårdsvej	14-5-2017	15-6-2017
Måleposition	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>	Metan [mmol/L] · 10 <sup>-2</sup>
35 cm over vandniveau	4,3	5,6
15 cm over vandniveau	6,7	7,8

Af tabel 5.4 ses det, at metankoncentrationen er væsentligt højere 14. maj 2017 end ved måleseri-erne udført 16., 17. og 19. januar 2017. Dette kan forklares ved at temperaturen er ca. 10 til 15 °C højere i ugen op til 14. maj end i perioden fra 16. til 19. januar. Efter prøveudtagningen 14. maj blev septiktanken åbnet for at undersøge pH-værdien i spildevandet. Det forventes at dette skabte stor luftudskiftning fra septiktanken, og at metankoncentrationen derfor faldt væsentligt. Dette er formentlig årsagen til den lavere koncentration som måles 15. maj.

Hvis det antages at metankoncentrationen faldt til 0 mmol/L i luftfasen mens tanken var åben, kan metantransporten fra væskefasen til luftfasen over et døgn estimeres ud fra den målte koncentration dagen efter. Det estimeres at spildevands- og luftvolumenet er hhv. 2300 og 300 L i septiktanken, se bilag 7. Hvis det antages at der mellem målingerne af metankoncentrationen hhv. 14. og 15. maj ikke mistes noget metan via luftudskiftning, og at metankoncentrationen i tanken er gennemsnittet af de målte koncentrationer 15. maj, transporteres 18,15 mmol metan fra vandfasen til luftfasen. Dette svarer til ca. 0,3 g metan.

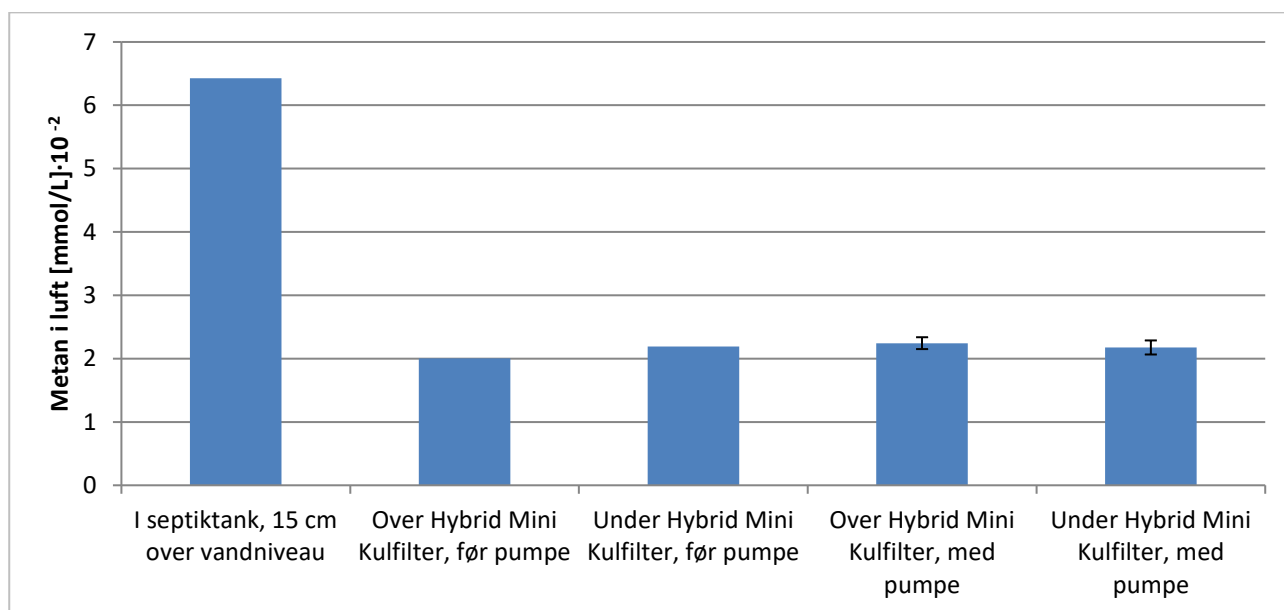
Sammenlignet med andre målinger af metanudledning fra septiktanke er dette meget lavt. Leverenz et al. (2010) har ud fra målinger på 8 septiktanke, i Californien i USA, målt en metanudledning på 6,3 til 17,9 g/person·dag, hvilket er væsentligt over, hvad der estimeres i dette projekt. Denne forskel kan skyldes forskellige anvendte metoder til prøvetagning. Leverenz et al. (2010) benytter sig af et fluxkammer, hvilket giver mere kontrollerede forhold under prøvetagningen, da der ikke mistes luft til omgivelserne f.eks. via udluftning af septiktanken. Forskellen kan som tidligere nævnt, også skyldes temperaturforskelle. Belastningen af septiktanken kan også have indflydelse på den store forskel i metanudledning. Septiktankene i USA antages at være mere belastet end de

septiktanke som benyttes til dette projekt, da anbefalinger for tømning af septiktanke i USA svinger fra 2 til 10 år, alt efter hvilken anbefaling der benyttes (Leverenz et al., 2010). Til sammenligning skal septiktanke i Danmark tømmes hvert år (Jammerbugt Kommune, 2011).

Af tabel 5.5 ses det modsat, at værdierne for 14. maj er lavere end ved de udførte måleserier 16., 17. og 19. januar. Dette skyldes formentlig at tanken, grundet en tilstopning, er blevet spulet igennem i den mellemliggende periode. Det forventes at en sådan gennemspuling har medført tab af bundslam og dermed er potentialet for metandannelse reduceret. Metankoncentrationen stiger lidt ved måling 15. maj.

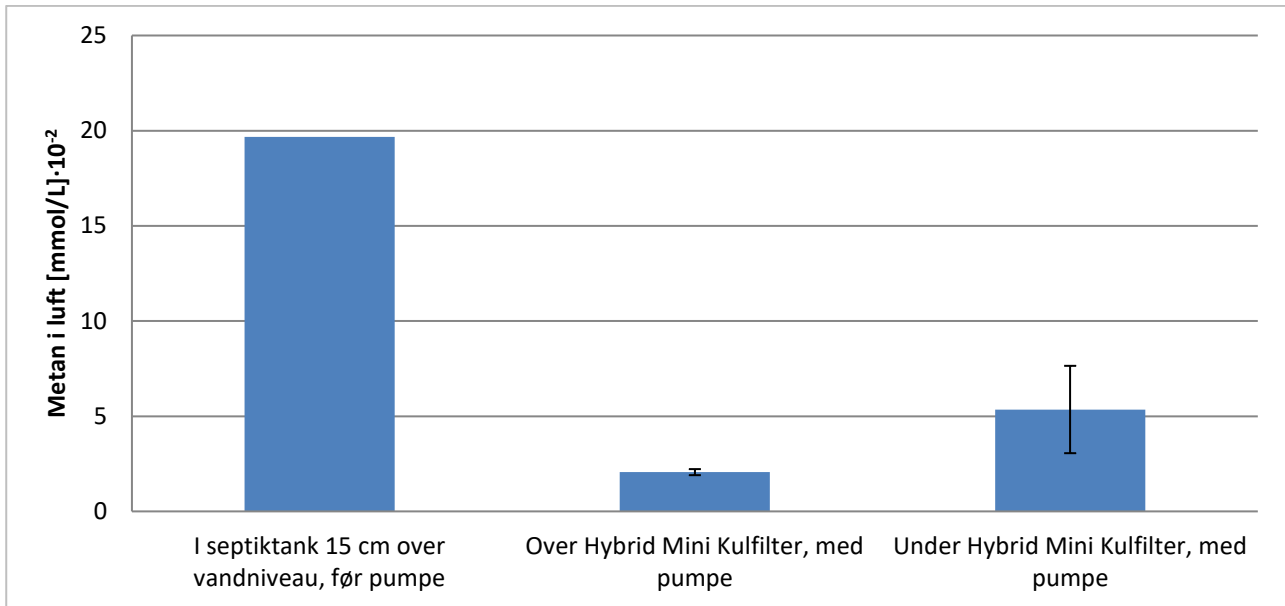
Til undersøgelse af Hybrid Mini Kulfilterets potentiale ift. at fjerne metan, udføres en måleserie hvor metankoncentrationen over og under Hybrid Mini Kulfilteret måles. Under måleserien tilsluttes en akvariepumpe, med et flow på 4,8 L/min, til septiktanken. Dette gøres jævnfør figur 5.2, da det målte differenstryk og dermed flow er meget lavt.

På figur 5.6 ses en måleserie af metankoncentrationen over og under Hybrid Mini Kulfilteret placeret på udluftningsrøret fra septiktanken på Østergade. Måleserien udføres torsdag 26. januar med pumpestart kl. 09:40.



Figur 5.6. Målt metankoncentration 15 cm over vandniveau i septiktanken, samt over og under Hybrid Mini Kulfilteret, før og mens der pumpes. Metankoncentrationen over og under Hybrid Mini Kulfilteret er gennemsnitsværdier ud fra en måleserie med 7 prøvetagninger. Standardafvigelsen angives ikke for metankoncentrationen i septiktanken, samt over og under Hybrid Mini Kulfilteret før der pumpes, da disse er baseret på en enkelt måling.

På figur 5.7 ses en måleserie af metankoncentrationen over og under Hybrid Mini Kulfilteret placeret på udluftningsrøret fra septiktanken på Søgårdsvej. Måleserien udføres torsdag 26. januar med pumpestart kl. 10:15.



Figur 5.7. Målt metankoncentration 15 cm over vandniveau i septiktanken, samt over og under Hybrid Mini Kulfilteret. Metankoncentrationen over og under Hybrid Mini Kulfilteret er gennemsnitsværdier ud fra en måleserie med 6 prøvetagninger. Metankoncentrationen i septiktanken er baseret på en enkelt måling og derfor angives standardafvigelsen ikke for denne. Det var ikke muligt at foretage målinger over og under Hybrid Mini Kulfilteret før pumpen blev startet.

Ud fra figur 5.6 kan det ses, at metankoncentrationen over og under Hybrid Mini Kulfilteret er den samme gennem hele måleserien. Der sker altså ingen fjernelse i dette filter. Desuden ses at metankoncentrationen over og under filteret før akvariepumpen tilsluttes er den samme. Dette tyder på at der var et luftflow fra septiktanken gennem filteret inden pumpen startede. Metankoncentrationen i atmosfæren er ca. 1,8 PPM (Blasing, 2016), hvilket ved en temperatur på ca. 5 °C svarer til ca.  $8 \cdot 10^{-5}$  mmol/L. De målte metankoncentrationer er således signifikant højere end baggrundskoncentrationen. At der måles høje metankoncentrationer ved filtret påviser, at der sker en luftudskiftning fra septiktanken gennem filtret. Denne må dog være så lav, at den ikke kan detekteres ved målinger med hot-wire anemometeret eller målinger af differenstryk.

Ud fra figur 5.7 kan det ses, at metankoncentrationen over Hybrid Mini Kulfilteret er mindre end under filtret. Der sker derfor muligvis en fjernelse i filteret på 8 til 74 %. En mulig forklaring på hvorfor der sker fjernelse i filteret placeret på Søgårdsvej, men ikke på Østergade, kan være den store forskel i metankoncentrationen i septiktankene. På Østergade blev der under forsøg i gennemsnit målt en metankoncentration på 0,022 mmol/L i luften under filteret svarende til 465 PPM. På Søgårdsvej blev der i gennemsnit målt 0,054 mmol/L i luften under filteret svarende til 1145 PPM. Den større belastning af filteret på Søgårdsvej, kan have givet bedre vilkår for vækst af metanotrofer som kan nedbryde metan biologisk.

Den mulige nedbrydning af metan i filtrene undersøges nærmere under mere kontrollerede forhold, se afsnit 5.3.

Udover metan er der i perioden 13. til 19. januar også målt H<sub>2</sub>S i septiktankene samt over og under det tilhørende Hybrid Mini Kulfilter. De målte værdier kan ses i tabel 5.6.

Tabel 5.6. H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 13. til 19. januar. I tabellen angives hvor stor en del af den samlede måleperiode hvori der er målt H<sub>2</sub>S, samt gennemsnitskoncentrationen når der er H<sub>2</sub>S til stede. H<sub>2</sub>S-koncentrationen over og under Hybrid Mini Kul-filteret er ikke taget med, da der ikke er målt noget H<sub>2</sub>S i måleperioden.

	Tid hvor H <sub>2</sub> S er til stede [%]	Gennemsnitlig koncentration når H <sub>2</sub> S er til stede [PPM]	Målt H <sub>2</sub> S interval [PPM]
Østergade	78	2,29	[1 - 20]
Søgårdsvej	33	1,87	[1 - 27]

Af tabel 5.6 ses det, at H<sub>2</sub>S-koncentrationen er forholdsvis lav i begge septiktanke. Dog ses en forskel i andelen af tiden hvor der er H<sub>2</sub>S til stede. Dette kan skyldes den defekte kontraventil, hvilket sandsynligvis skaber bevægelse af spildevandet i tanken, og derfor afgasses H<sub>2</sub>S hurtigere. Idet der ikke måles noget H<sub>2</sub>S hverken over eller under filtrene, forventes det, at filtrene kan opretholde neutrale pH-forhold, hvor metanotrofer kan leve. Der er således et potentiale for vækst af biomasse i Hybrid Mini Kulfiltrene, der kan nedbryde den metan som afgives fra tankene. Da dette ikke er tilfældet i septiktanken på Østergade og kun måske på Søgårdsvej, må der være andre forhold som påvirker dette.

I begge septiktanke er der målt en neutral pH-værdi (7,10 til 7,31) i spildevandet hvilket stemmer overens med at der er H<sub>2</sub>S til stede, da H<sub>2</sub>S har en pK<sub>a</sub>-værdi på 7,1, jf. afsnit 1.

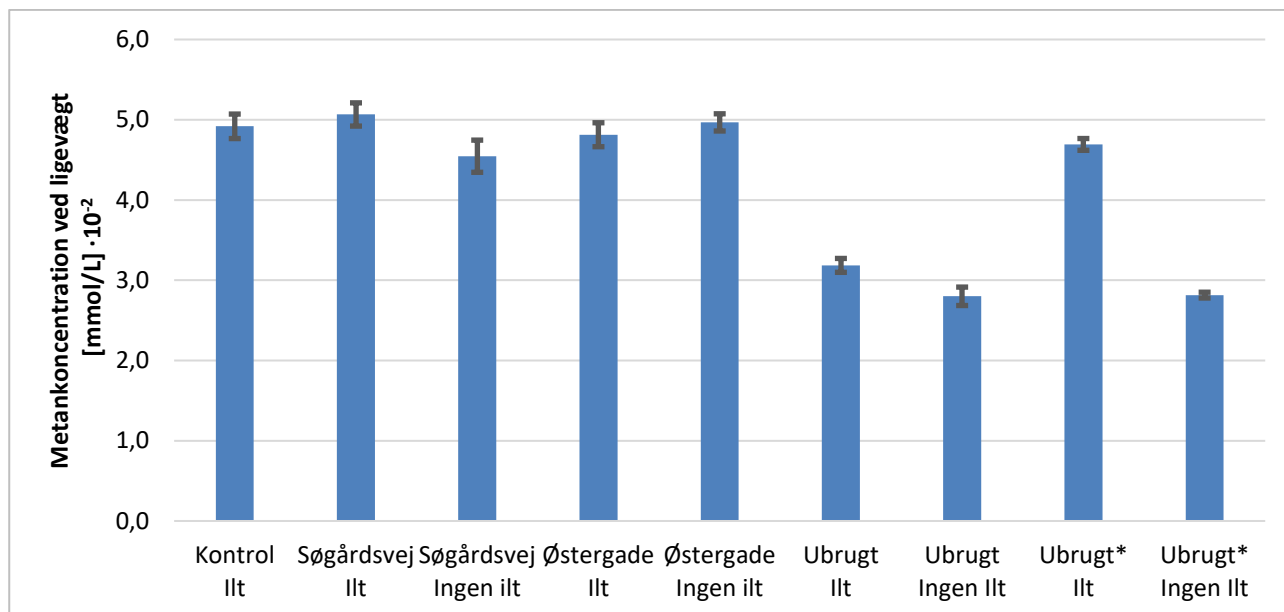
Den neutrale pH-værdi kan være et udtryk for, at der er balance i septiktanken mellem syredannende bakterier og metanogener. Ved anaerob nedbrydning hydrolyseres større organiske molekyler til mindre simple molekyler så som f.eks. CO<sub>2</sub> og H<sub>2</sub>, men også flygtige syrer såsom acetat (Leverenz et al., 2010). Denne hydrolyse vil derfor naturligt sænke pH-værdien i spildevandet. Tilstedeværelsen af metanogener i septiktanken vil derimod have modsat effekt på pH-værdien, da disse mikroorganismer kan benytte flygtige syrer samt hydrogen til metandannelse (Leverenz et al., 2010). Den målte neutrale pH-værdi stemmer derfor overens med at der er målt metan i begge septiktanke jf. tabel. 5.2 til 5.5.

### 5.3 Metanoptag i kulpiller

I dette afsnit præsenteres resultater for forsøg med metanoptag i kulpiller fra Hybrid Mini Kulfiltre.

For hvert forsøg med forskellige kulpiller og iltforhold er den gennemsnitlige ligevægtskoncentration mellem metan optaget på kulpillerne og metan i luftfasen beregnet. Beregningen udføres ud fra løbende målinger af metankoncentrationen i løbet af et døgn efter injektion af metan. Den gennemsnitlige ligevægtskoncentration for de forskellige forsøg, med og uden ilt, med brugte kulpiller, fra de to septiktanke placeret på hhv. Søgårdsvej og Østergade i Brovst, se afsnit 3.3.2, samt ubrugte kulpiller og kontrolforsøg uden kulpiller ses på Figur 5.8.





Figur 5.8. Gennemsnitlige ligevægtskoncentrationer af metan for de forskellige forsøg med brugte og ubrugte kulpiller med og uden ilt, samt kontrol uden kulpiller. Standardafvigelsen for de enkelte forsøg er angivet på figuren. \* Gennemsnit over 60 minutter.

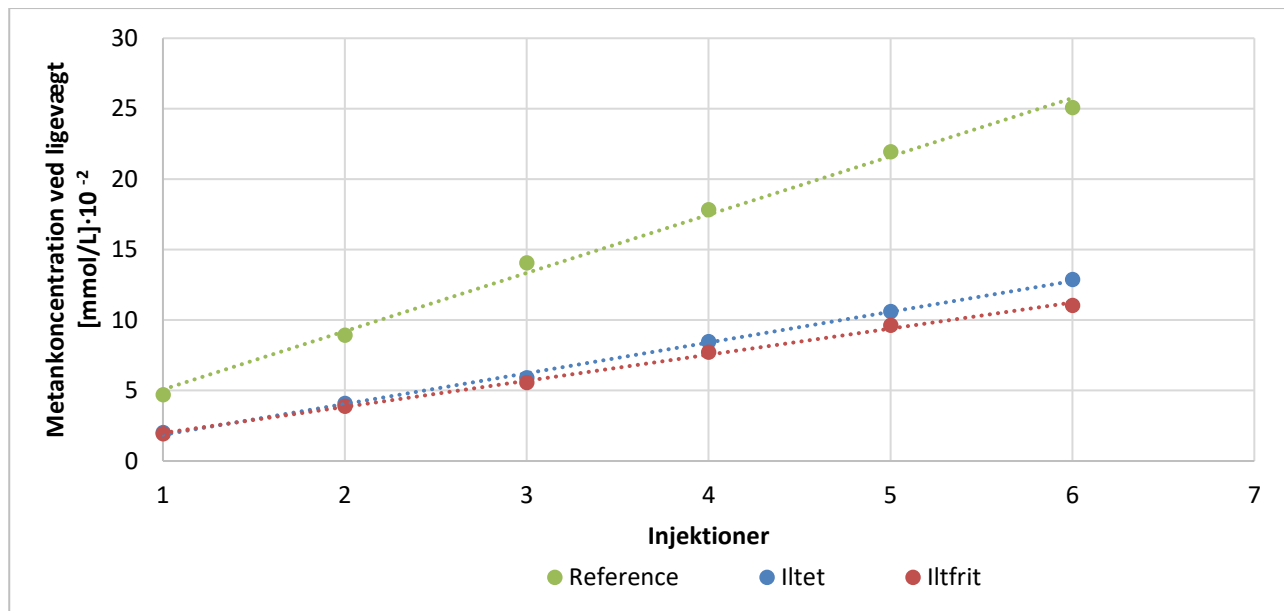
Af figur 5.8 ses det, at de brugte kulpiller anvendt i Mini Kulfilter på udluftningsrør fra septiktankene på Søgårdsvej og Østergade ikke optager metan da ligevægtskoncentrationen er tilsvarende den i kontrolforsøget. Derimod viser 3 ud af 4 forsøg med ubrugte kulpiller en gennemsnitlig reduktion af metankoncentrationen på 40 %.

Optaget af metan påvirkes ikke af iltindholdet under forsøget. Iltindholdet forventes at have betydning såfremt reduktionen af metan sker grundet biologisk nedbrydning. Idet der kun ses reduktion i ubrugte filtre, hvor der ikke forventes biomasse, formodes det, at optaget af metan er styret af adsorption. Dette kan forklare hvorfor der ikke ses optag i brugte kulpiller, da adsorptionskapaciteten i disse muligvis er opbrugt. Selvom de brugte kulpiller fra hhv. Søgårdsvej og Østergade har været belastet med metan, er der ikke vokset metanotrofer på kulpillerne, som kan nedbryde metanen.

Da der er målt H<sub>2</sub>S i begge septiktanke jf. tabel 5.6 er det sandsynligt at Hybrid Mini Kulfilteret bliver udsat for H<sub>2</sub>S i perioder, selvom der i måleperioden ikke måles H<sub>2</sub>S under filtret. Dette kan have indflydelse på pH-værdien i filteret, jf. afsnit 4.1.2, som muligvis kan blive så lav, at metanotrofer ikke kan leve der. pH-værdien for ubrugte kulpiller er i dette projekt målt til 8,23, hvilket er næsten identisk med pH-værdierne for brugte kulpiller, målt ved de to septiktanke, til hhv. 8,12 (Østergade) og 7,95 (Søgårdsvej). Det tyder derfor ikke på, at filterne har været belastet med H<sub>2</sub>S, og pH-værdien er derfor ikke begrænsende for vækst af metanotrofer i disse filtre.

For at undersøge adsorptionen på ubrugte kulpiller laves yderligere forsøg, hvor der trinvist injiceres metan. På figur 5.9 ses ligevægtskoncentrationer af metan efter hver injektion, for forsøg med

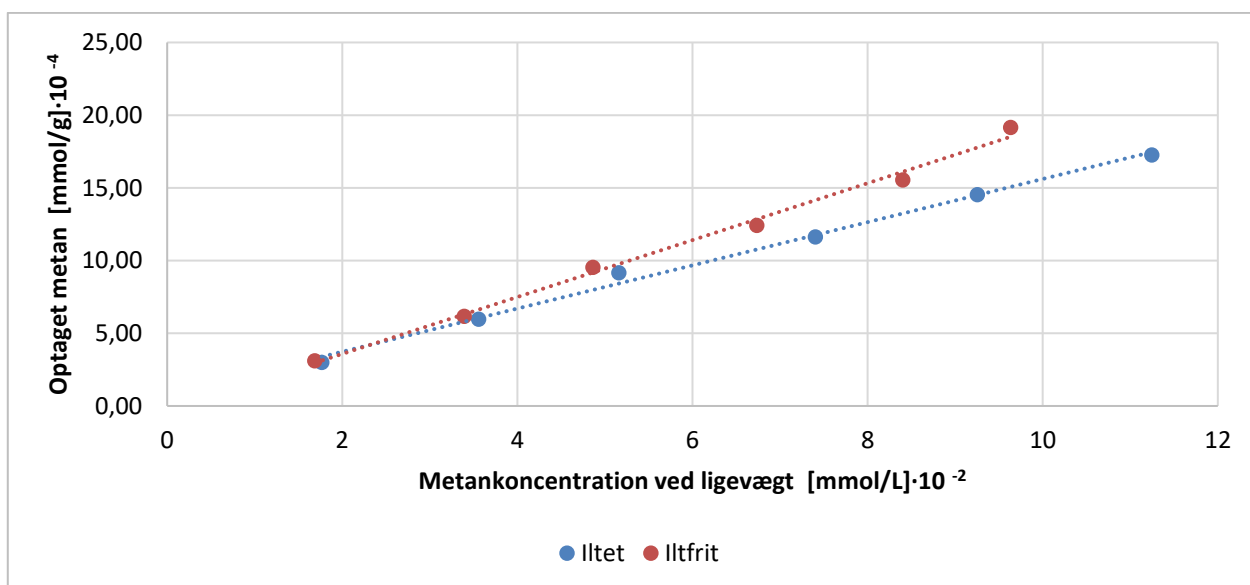
ubrugte kulpiller med og uden ilt. Referencekoncentrationen angiver den beregnede gennemsnitlige koncentration efter injektionen i serumflaskerne, hvis der ikke sker adsorption eller anden fjernelse.



Figur 5.9. Metankoncentration ved ligevægt efter hver injektion for forsøg med ubrugte kulpiller i hhv. iltet og iltfrit miljø.

På figur 5.9 ses, at metankoncentrationen reduceres i de to forsøg med kulpiller ift. referencekoncentrationen. Reduktionen af metankoncentrationen er efter hver injektion i gennemsnit 54 og 58 % for hhv. forsøg med og uden ilt.

Adsorptionsisoterm for de to forsøg, beregnet ud fra optaget af metan set ift. massen af kul, ved forskellige ligevægtskoncentrationer, ses på figur 5.10.



Figur 5.10. Adsorptionsisoterm for metan på kulpiller i hhv. iltet og iltfrit miljø.

Af figur 5.10 ses, at adsorptionsisotermerne for hhv. forsøg med og uden ilt følger rette linjer. Hældning på linjerne angivet som fordelingskoefficienter, mellem metan adsorberet på kullet og metan i luftfasen, samt  $R^2$ -korrelationskoefficienter er angivet i tabel 5.7.

**Tabel 5.7. Gennemsnitlig reduktion af metan efter hver injektion for ubrugte kulpiller i iltet og iltfrit miljø, fordelingskoefficienter og  $R^2$ -korrelationskoefficienter for adsorptionsisotermerne. Intervallet for gennemsnitsreduktionen af metan efter injektion angives i parentes.**

Miljø	Gennemsnitlig reduktion efter injektion [%] (interval)	Fordelingskoefficient [(mmol/g)/(mmol/L)] · 10 <sup>-2</sup>	R <sup>2</sup> [-]
Iltet	54 (49-58)	1,49	0,9946
Iltfrit	58 (56-60)	1,96	0,9939

Af figur 5.10 og tabel 5.7 ses en forskel på fordelingskoefficienten på 24 % mellem forsøg udført i iltet og iltfrit miljø, hvilket anses for at være relativt lavt. Flere tilsvarende forsøg vil afdække hvorvidt der er tale om usikkerheder i forbindelse med forsøgsproceduren eller egentlige forskelle mellem iltet og iltfrit miljø.

Fordelingskoefficienter for adsorptionen af metan på kulpiller er mellem 44 og 69 % lavere end for adsorption af metan på Hybrid Brøndkarmsfiltre, jf. afsnit 4.5, hvilket kan skyldes forskel i porestrukturen i de to kulprodukter. Forsøg udført af Lozano-Castelló et al. (2002) har vist, at der er en lineær sammenhæng mellem metanadsorptionen på aktivt kul, og mikroporevolumenet i kullet, og at større porer ikke bidrager til adsorptionen. Den observerede forskel mellem metanadsorptionen på de to filterprodukter kan derfor skyldes en forskel i volumen af mikroporer i kullet.

Af resultaterne kan det ses, at kulpillerne er i stand til at optage metan, hvorfor der er potentiale for, at Mini Kulfiltret kan bidrage til at reducere udledningen af metan fra septiktanke. Ud fra forholdene i de udførte forsøg formodes det, at optaget skyldes adsorption til kullet, og ikke biologisk nedbrydning. Dette betyder, at optaget af metan begrænser sig til adsorptionskapaciteten på kullet. Metan oxideres ikke kemisk som H<sub>2</sub>S, og filtret er derfor afhængig af biologisk nedbrydning for at fortsætte metanfjernelsen. Der er dog ikke observeret biologisk nedbrydning af metan i de undersøgte aktive kulpiller, som har været brugt i Hybrid Mini Kulfiltre på udluftningsrøret fra de undersøgte septiktanke.

## 6. Sammenfattet diskussion

I dette afsnit sammenholdes nogle af de opnåede resultater fra kapitel 4 og 5 for yderligere at diskutere resultaterne fra de forskellige undersøgelser, og sætte resultaterne sammen i en større kontekst.

Idet et helt Hybrid Brøndkarmsfilter er 13,8 gange større end de filterudsnit som anvendes til kapacitetsforsøg, må det forventes at et helt filter optager 13,8 gange mere H<sub>2</sub>S før der sker gennembrud i filteret. Gennembrudskapaciteten for et helt filter er dermed mellem ca. 4 og 63 g H<sub>2</sub>S, regnet ud fra gennembrudskapaciteten for hhv. filter NF2 og NF3.

I brønden opstrøms i Krogsbølle bliver belastningen af filtret 0,0342 mol H<sub>2</sub>S per dag, svarende til 1,17 g H<sub>2</sub>S per dag, hvis der tages udgangspunkt i følgende. Svovlbrinte måles under filteret i 84,6 % af tiden, gennemsnitskoncentrationen af H<sub>2</sub>S er 16,4 PPM når det er til stede, gennemsnitstemperaturen i brønden opstrøms er 11,7 °C, og ud fra målinger af differenstrykket i perioden fra 1-11-2016 til 3-11-2016 antages gennemsnitsluftudstrømningen at være 40 L/min.

Denne belastning vil give filtret en effektiv levetid på mellem ca. 4 og 54 dage før der sker gennembrud. Idet de fleste filtre i kapacitets- og effektivitetsforsøget havde en gennembrudskapacitet omkring 1,5 g H<sub>2</sub>S forventes en levetid inden gennembrud på omkring 18 dage.

Laves samme beregning for brønden nedstrøms i Krogsbølle, med et antaget luftflow på 5 L/min, en gennemsnitlig H<sub>2</sub>S koncentration på 14,6 PPM, H<sub>2</sub>S tilstedeværelse i 62 % af tiden, og en gennemsnitstemperatur på 9,7 °C fås en belastning på 0,095 g H<sub>2</sub>S pr. dag. Dette giver en effektiv levetid inden gennembrud i filtret mellem ca. 44 og 667 dage.

Især for filteret i brønden opstrøms, er den forventede levetid inden gennembrud kort, og der er derfor enten behov for at udskifte filteret ofte, udføre tiltag i kloakken således at filteret belastes mindre eller optimere filtret.

For at filtrets levetid, inden gennembrud, er så lang som mulig, er det vigtigt at filtret belastes jævnt. Undersøgelsen af fordelingen af filterhastigheden viser, at det meste af luftstrømningen sker gennem en lille del af filtret, og at filtret anvendt til dette forsøg, derfor belastes meget ujævnt. Hvis dette sker i filtre anvendt i kloakbrønde, må det forventes, at der sker gennembrud væsentligt tidligere, end hvis filteret er jævnt belastet. Den aktive del af det filter som anvendes til at undersøge fordelingen af filterhastigheden, er mindre end resten af filtret. Dette er også tilfældet i større grad, ved filtret som bruges til forsøg af optimering af filterindsats med kamre, se bilag 8. En måde at sikre en mere jævn fordeling af luftstrømningen må derfor være, at også den aktive del af filtermåtten fylder hele siphonen ud.

En anden måde at forlænge filtrens effektive levetid, inden der sker gennembrud, er at regenerere filtrene løbende. I forsøget med regenerering sker der, efter regenereringen, gennembrud af H<sub>2</sub>S lige så snart filtret belastes igen. Optaget og fjernelseseffektiviteten af H<sub>2</sub>S er dog væsentligt forbedret i en periode efter regenereringen. Hvis filtret regenereres tidligere, og måske før der sker gennembrud, er det muligt at gennembrudskapaciteten også forbedres. Hvis filterindsatsen

modificeres således at regnvand ledes igennem filtermåtten i stedet for uden om den, må det forventes, at opløselige svovlprodukter samt  $H^+$ -ioner opløses i regnvandet, og at filtret dermed regenereres løbende. Skyllingen af filtret med regnvand, skal ske på en kontrolleret måde, således at filtret ikke tager skade, hvis det over en længere periode skylles med store mængder vand. Dette kan til dels sikres ved, kun at lede en del af regnvandet gennem filtret. Den metode som bruges til at lede regnvandet skal være simpel og robust, idet filterindsatsen ud fra projektgruppens observationer, udsættes for en hård behandling når den og løvfanget monteres. Vandet skal desuden filtreres for sand og andre partikler, inden det ledes gennem filtret, således at filtret ikke stopper til.

Samtidig er det vigtigt at der ledes tilstrækkeligt regnvand igennem vandlåsen, således at vand-spejlet i denne til alle tider står op over bunden af siphonen. Ved fuldskalaforsøg af sammenhænge mellem differenstryk og luftflow, måles der ikke noget tryktab over filtret, medmindre vandet i vandlåsen går op over bunden af siphonen. For at luften fra kloakbrønden strømmer gennem filtret, og ikke gennem den tomme vandlås, er det altså vigtigt, at der er tilstrækkeligt med vand i bunden af filterindsatsen.

Af forsøgene med optimering af filterindsatsen med kamre, påvises det, at belastningen af filtret kan nedsættes med 58 % ved at tilføje to ekstra kamre under filterindsatsen. Kombineres denne designoptimering med regenereringen af filtret ved skylning med regnvand, forventes levetiden inden gennembrud i filtret forlænget væsentligt, idet belastningen mindskes, og noget af den adsorbere  $H_2S$  fjernes igen i form af opløselige svovlforbindelser.

Undersøgelser af filtermiljøet i udsnit af Hybrid Brøndkarmsfiltre, viser at pH-værdien i filtre med gennembrud af  $H_2S$ , og som derefter optager væsentligt mere  $H_2S$ , formentlig er under 0. Undersøgelse af et filter hvor der ikke er sket gennembrud, viser en højere pH-værdi. Det fastslås dog ikke, om der er en reel sammenhæng mellem pH-værdien i filtret og hvornår der sker gennembrud, og i så fald ved hvilken pH-værdi det sker. Alligevel kan pH-værdien bruges til at give indblik i, hvor belastet et filter er. Med en pH-indikator, som skifter farve når pH-værdien nærmer sig en kritisk værdi, ift. gennembrud i filtret, kan det lettere vurderes, om et filter snart skal udskiftes eller forsøges yderligere regenereret.

I pumpeledningerne kan der foruden svovlbrinte også dannes metan (Guisasola et al., 2008). Forsøg, i dette projekt, viser at metan adsorberes til Hybrid Brøndkarmsfiltre, men der sker ingen biologisk nedbrydning. Ved ligevægt mellem metan adsorberet til filtret og metan i luftfasen, sker der dermed ikke yderligere fjernelse af metan. Hvis filtret kan podes med metanotrofer, kan en potentiel udledning af metan fra kloakbrønde muligvis reduceres, idet metanotroferne vil nedbryde den metan som adsorberes til filtret. Forsøgene er udført med ubrugte filtre, men hvis filtret i en periode belastes med metan, er det muligt at der med tiden vil vokse metanotrofer på det.

Hvis det skal lykkes at pode Hybrid Brøndkarmsfiltrene med metanotrofe bakterier, er det nødvendigt at lave ændringer af filtermåtten, således at metanotroferne ikke bliver udsat for lave pH-værdier. Dette kan f.eks. gøres ved at tilføje en ekstra aktiv filtermåtte, hvis formål er at fjerne metan og ikke svovlbrinte. Denne løsning virker dog kun indtil der sker gennembrud i den nederste aktive

filtermåtte, idet filtermåtten med metanotrofer herefter vil blive belastet med svovlbrinte og pH-værdien vil falde.

Der er også målt metanadsorption til kulpiller som anvendes i Hybrid Mini Kulfiltre, og derfor er der også potentiale for metannedbrydning i luftafkastet fra septiktanke. I modsætning til de undersøgte Hybrid Brøndkarmsfiltrene, belastes de undersøgte Mini Kulfiltre kun i meget lav grad med H<sub>2</sub>S, hvis de overhovedet belastes. Den målte pH-værdi i kulpiller anvendt i Mini Kulfiltre, pH 7,95 til 8,12, er under 0,5 pH lavere end pH-værdien i ubrugte kulpiller. Eventuelle metanotrofer i Mini Kulfiltret vil således ikke blive inhiberet af lave pH-værdier som i Brøndkarmsfiltret.

De undersøgte Mini Kulfiltre er belastet med metan, men idet der ikke måles nogen metannedbrydning i filtret, må det forventes at der ikke lever metanotrofer på kulpillerne. For at udnytte metanadsorptionen til kulpillerne, skal de podes med metanotrofer, for at der sker en metannedbrydning.

Den højeste målte metankoncentration i luftfasen i septiktanke, i dette projekt, er 0,37 mmol/L, hvilket sammenlignet med koncentrationen på ca.  $8 \cdot 10^{-5}$  mmol/L i atmosfæren, er meget højt. Udledningen af metan fra septiktanke er ikke estimeret, idet luftudskiftningen fra septiktanke ikke er bestemt. Alligevel må der være et potentiale for at reducere udledningen af metan fra septiktanke, hvis bionedbrydning kan kombineres med adsorption på kulpillerne.

## 7. Konklusion

Laboratorieforsøg har vist at Hybrid Brøndkarmsfiltre har en svovlbrintefjernelsekapacitet mellem 10,3 til 149 mg H<sub>2</sub>S pr. g aktiv kul før der sker gennembrud i filtret, dog viser de fleste forsøg omkring 50 mg H<sub>2</sub>S pr. g aktiv kul. Forsøgene har ikke kunne forklare den relativt store forskel i adsorptionskapacitet, idet filtrene med en kapacitet omkring 50 mg H<sub>2</sub>S pr. g aktiv kul har været belastet forskelligt og med forskellige filterhastigheder. Svovlbrintefjernelseeffektiviteten falder efter gennembrud og stabiliserer sig omkring 10 til 20 %.

Feltmålingerne foretaget i to kloakbrønde i november 2016, viser at den gennemsnitlige luftudskiftning igennem Hybrid Brøndkarmsfiltre er mellem 11,3 til 21,4 L/min og -26,7 til -37,6 L/min for brønde placeret hhv. 35 m og 180 m nedstrøms en oppumpningsbrønd. Svovlbrintekonzentrationen i de to brønde varierer fra 0 til 111 PPM og 0 til 109 PPM. I de to brønde er der målt H<sub>2</sub>S i hhv. 84,6 % og 61,7 % af tiden. Ud fra luftudskiftningen samt svovlbrintekonzentrationen målt i brønden 35 m fra oppumpningsbrønden, er svovlbrintebelastningen estimeret til 1,17 g pr. dag. Dette giver en effektiv levetid af filtret på mellem 4 og 54 dage før der sker gennembrud.

Det er vist at der sker en biologisk omsætning af H<sub>2</sub>S i Hybrid Brøndkarmsfiltre, da svovlindholdet i filtrene brugt til svovlbrintefjernelsesforsøg næsten udelukkende udgøres af sulfat. pH-værdien i belastede filtre falder i takt med, at filtrene optager H<sub>2</sub>S og bliver lavere end 1.

Mængden af adsorberet metan til ubrugte Hybrid Brøndkarmsfiltre stiger lineært med metankonzentrationen i luften. Til filtrene adsorberes 0,035 mmol metan pr. g kul pr. mmol metan pr. liter luft. Der er ikke observeret biologisk nedbrydning af metan i filterne.

Ved at skylle et belastet Hybrid Brøndkarmsfilter med 417 L vand pr. kg kul, kan fjernelseeffektiviteten regenereres fra ca. 12 % før regenerering til 50-60 % efter. Ved at udbygge filterindsatsen til Hybrid Brøndkarmsfilteret med ét kammer, 12 L, reduceres svovlbrintebelastningen af filteret med 38 %. To kamre, total 32 L, reducerer belastningen med 58 %. Fordelingen af filterhastighed i et Hybrid Brøndkarmsfilter er uhomogen, og belastningen i filteret er derfor ujævn. Jo større vandindhold i filteret desto større bliver ujævnheden. Over 60 % af luftflowet gennem filteret passerer gennem 10 % af filterets areal ved et vandindhold på 115 % v/v.

Luftafkastet fra udluftningsrøret i de undersøgte septiktanke er for lavt til at blive målt med tryksensorer samt hot-wire anemometer. Differenstrykket er forsøgt målt ved en tvungen luftudskiftning på 4,8 L/min i septiktanken. Dette kunne ikke registreres af målingerne, og derfor forventes det at systemet er utæt, og det meste af luftudskiftningen sker andetsteds end gennem udluftningsrøret.

I de undersøgte septiktanke er der både metan og svovlbrinte til stede. Svovlbrintekonzentrationen i luftfasen i septiktankene ligger i intervallet 0 til 27 PPM. Der er ikke målt svovlbrinte under de undersøgte Hybrid Mini Kulfiltre. Brugt filtermateriale fra de undersøgte filtre har en pH-værdi

som svarer til pH-værdien for ubrugt filtermateriale, hvilket indikerer, at der ikke er optaget betydelige mængder af svovlbrinte i filtermaterialet.

I begge septiktanke er der målt store mængder metan i vandfasen, hvor de største daglige gennemsnitskoncentrationer i de to septiktanke er hhv. 0,82 og 1,86 mmol/L. Ligeledes måles der metan over og under de undersøgte Hybrid Mini Kulfiltre.

Mængden af adsorberet metan til ubrugt filtermateriale til Hybrid Mini Kulfiltre stiger lineært med metankoncentrationen i luften. Der adsorberes op til 0,0196 mmol metan pr. g kul pr. mmol metan pr. liter luft. Der er ikke observeret metanadsorption i brugt filtermateriale, eller biologisk nedbrydning i brugt eller ubrugt filtermateriale. Ud fra den høje koncentration af metan, samt de neutrale pH-værdier for brugt filtermateriale, kan det konkluderes at der er potentiale for vækst af metanotrofer, og dermed biologisk metanfjernelse i Hybrid Mini Kulfiltre.



## 8. Perspektivering

I dette projekt er der undersøgt pH og svovlindhold i belastede filtre før og efter gennembrud af H<sub>2</sub>S. Den optagne mængde H<sub>2</sub>S i et Hybrid Brøndkarmsfilter, før der sker gennembrud, varierer meget fra filter til filter. For at få en større forståelse for, hvilke forhold der er i et Hybrid Brøndkarmsfilter, når der sker gennembrud i filteret, vil det være oplagt at måle pH og svovlindhold i filtre, hvor der lige er sket gennembrud. På denne måde vil man kunne undersøge, om der f.eks. er en sammenhæng mellem pH-værdien og svovlindholdet i et Hybrid Brøndkarmsfilter, og hvornår der sker gennembrud. Denne viden kan evt. bruges til at designe en indikator i filtret, der kan fortælle hvor belastet filtret er og om der er gennembrud.

Forsøg til at undersøge indflydelsen af tilstedeværelsen af ilt under H<sub>2</sub>S-fjernelse i Hybrid Brøndkarmsfiltre viser, at ilt ikke har betydning, under de undersøgte forhold. For nærmere at verificere hvilken indflydelse ilt har på H<sub>2</sub>S-fjernelsen, vil det være nærliggende at lave forsøg, hvor Hybrid Brøndkarmsfiltrene belastes med en større mængde H<sub>2</sub>S over længere tid. Til et sådant forsøg vil det være oplagt at benytte en forsøgsopstilling, lignende den som benyttes i dette projekt til kapacitets- og effektivitetsforsøg. I denne opstilling vil man f.eks. kontinuerligt kunne blæse N<sub>2</sub> igennem opstillingen, i stedet for komprimeret luft, for at sikre et iltfrit miljø, og at evt. ilt bundet til overfladen strippes af eller opbruges. Ligeledes kan der i en tilsvarende opstilling laves forsøg med fjernelse af metan i Hybrid Brøndkarmsfiltre, hvor der blæses metangas ind i opstillingen, både med og uden tilstedeværelse af ilt. Længerevarende forsøg kan evt. vise, om det er muligt at skabe vækst af metanotrofer til biologisk fjernelse af metan. Ydermere kan det forsøges at kombinere fjernelse af både H<sub>2</sub>S og metan i filterne. Derudover kan der laves undersøgelser af forholdene i filterne, for at undersøge hvilke problemer der kan være forbundet med denne kombination.

For at kunne sige noget om, hvor stor belastningen fra septiktanke er ift. at udlede metan, og dermed hvor meget et Hybrid Mini Kulfilter belastes, er det nødvendigt at kende luftafkastet fra septiktanke. Metoder benyttet i dette projekt er meget følsomme overfor faktorer såsom vind, temperatur og rystelser. Alternativt er luftudskiftningen under detektionsgrænsen, eller sker primært andre steder end gennem udluftningsrøret. Det vil derfor være nærliggende at gentage de samme forsøg under mere kontrollerede feltforhold, hvor der f.eks. skærmes af for vinden. På denne måde vil luftudskiftet forårsaget af pumpen i septiktanken måske kunne bestemmes. En anden måde at bestemme dette på, kan være ved at måle fald og stigning af spildevandet i septiktanken, da dette også vil sige noget om luftudskiftet i septiktanken.

Ud fra målingerne af metan- og CO<sub>2</sub>-koncentrationen i septiktankene kan luftudskiftningen forsøges bestemt via massebalancer. Disse massebalancer skal kunne beskrive transporten af hhv. metan og CO<sub>2</sub> fra vandfasen til luftfasen i septiktanken. De skal også kunne beskrive transporten af metan og CO<sub>2</sub> fra luftfasen i septiktanken til luftfasen udenfor septiktanken. Denne transport afhænger af koncentrationerne i septiktanken, i luften over septiktanken samt luftudskiftningen. Ud fra sådanne massebalancer kan det estimeres, hvad luftudskiftningen skal være, for at forholdet mellem metan- og CO<sub>2</sub>-koncentrationen bliver som det målte. Til at bestemme en mere præcis

gennemsnitlig belastning af metan fra septiktanke, vil det også være nødvendigt med målinger fra flere septiktanke. Det vil være oplagt at tage flere prøver i sommerperioden da der forventes størst metanproduktion her.

## 9. Referencer

- Adib, F., Andrey, B. & Bandosz, T. (1999). Effect of Surface Characteristics of Wood-Based Activated Carbons on Adsorption of Hydrogen Sulfide. *Journal of Colloid and Interface Science*, 214, side 407-415.
- Andreasen, R. R. & Poulsen, T. G. (2013). Air Flow Characteristics in Granular Biofilter Media. *Journal of Environmental Engineering*, 139(2), side 196-204.
- Bandosz, T. (2002). On the Adsorption/Oxidation of Hydrogen Sulfide on Activated Carbons at Ambient Temperatures. *Journal of Colloid and Interface Science*, 246, side 1-20.
- Blasing, T. (2016). *Recent Greenhouse Gas Concentrations*. URL: [http://cdiac.ornl.gov/pns/current\\_ghg.html](http://cdiac.ornl.gov/pns/current_ghg.html) set: 4. Juni 2017.
- Diaz-Valbuena, L. R. et al. (2011). Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems. *Environmental Science & Technology*, 45, side 2741-2747.
- DMI (2013). *CO<sub>2</sub>-kurven når nye højder*. URL: <https://www.dmi.dk/nyheder/arkiv/nyheder-2013/5/co2-kurven-naar-nye-hoejder/> set: 2. Juni 2017.
- DMI (2017). *Vejrarkiv*. URL: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/vejrarkiv/> set: 8. maj 2017.
- Duan, H., Koe, L. C. C., Yan, R. & Chen, X. (2006). Biological treatment of H<sub>2</sub>S using pellet activated carbon as a carrier of microorganisms in a biofilter. *Water Research*, 40, side 2629-2636.
- Duan, H., Yan, R., Koe, L. C. C. & Wang, X. (2007). Combined effect of adsorption and biodegradation of biological activated carbon on H<sub>2</sub>S biotrickling filtration. *Chemosphere*, 66, side 1684-1691.
- EPA (2017). *Greenhouse Gas Emissions*. URL: <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases#main-content> set: 20. april 2017.
- Frizmeier Umwelttechnik (2017). *coalsi*. URL: <http://fritzmeier-umwelttechnik.com/coalsi-products> Set 20. marts 2017.
- Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J. & Zhiguo, Y. (2008). Methane formation in sewer systems. *Water Research*, 42, side 1421-1430.
- Hanson, R. S. & Hanson, T. E. (1996). Methanotrophic Bacteria. *Microbiological Reviews*, 60(2), side 439-471.
- Henze, M. (2006). *Teoretisk spildevandsrensning - biologiske og kemiske processer*, 3. udgave, Polyteknisk forlag, Lyngby, Danmark, side 11-40.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Nielsen, A. H. (2013). *Sewer Processes Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*, 2. udgave, CRC Press, Boca Raton, Florida USA.
- Hybrid Filter A/S (2017). *Hybridfilter Ø600*. URL: <http://hybridfilter.dk/produkter/alle/hybridfilter-oe600.aspx> set: 20. marts 2017.

IPCC (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, IGES, Hayama, Japan, side 6.1-6.28.

Jammerbugt Kommune (2011). *Regulativ for tømningssordning for bundfældningstanke 2011*. URL: [http://www.ifas.dk/media/1092/regulativ\\_2012.pdf](http://www.ifas.dk/media/1092/regulativ_2012.pdf) set: 9 juni 2017.

Laidler, K. J., Meiser, J. H. & Sanctuary, B. C. (2003). *Physical Chemistry*. 4. udgave, Brooks/Cole, Belmont, Californien USA, side 929-934.

Leverenz, H., Tchobanoglous, G. & Darby, J. (2010). *Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from Septic Systems*, Water Environment Research Foundation, Alexandria, Virginia USA.

Lowe, S. (2016). Sewer Ventilation: Factors Affecting Airflow and Modeling Approaches. *Journal of Water Management Modeling*, C395, side 1-5.

Lozano-Castelló, D., Cazorla-Amorós, D., Linares-Solano, A. & Quinn, D. (2002). Carbon monoliths for methane storage: influence of binder. *Carbon*, 40, side 2817-2825.

Lundegard, P. (2006). Methane. I: *Environmental Forensics Contaminant Specific Guide*, (R. Morrison & B. Murphy, red), side 97-108, Elsevier, Burlington, Massachusetts USA.

Madigan, M., Martinko, J., Stahl, D. & Clark, D. (2012a). *Brock Biology of Microorganisms*, 13. udgave, Pearson, San Fransisco, Californien USA, side 382-384.

Madigan, M., Martinko, J., Stahl, D. & Clark, D. (2012b). *Brock Biology of Microorganisms*, 13. udgave, Pearson, San Fransisco, Californien USA, side 429-431.

Miljøstyrelsen (2015). *Renseanlæg*. URL: <http://svana.dk/vand/vand-i-hverdagen/spildevand/kilder-til-spildevandsudledning/renseanlaeg/> set: 19. April 2017.

Müller, E. & Gubbins, K. (1998). Molecular Simulation Study of Hydrophilic and Hydrophobic Behavior of Activated Carbon Surfaces, *Carbon*, 36, side 1433-1438.

Nordfyns Kommune (2017). *Kort til spildevandsplanen*. URL: <http://nordfyn.viewer.dkplan.niras.dk/dkplan/dkplan.aspx?pageId=364> set: 4 april 2017.

Sander, R. (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry Physics*, 15(8), side 4399-4981.

Trussell, R. R. & Chang, M. (1999). Review of flow through porous media as applied to head loss in water filters. *Journal of Environmental Engineering*, 125(11), side 998-1006.

Turk, A. & Bandosz, T. (2001). Adsorption systems for odour treatment. I: *Odours in Wastewater Treatment*, (R. Stuetz & F. Frechen, red), side 345-362, IWA Publishing, London, Storbritannien.

Ward, M. et al. (2011). Characterization of Natural Ventilation in Wastewater Collection Systems. *Water Environment Research*, 83(3), side 265-273.

WaterCare (2016). *Håndtering af spildevand i det åbne land*. URL: [http://watercare.dk/CustomerData/Files/Folders/6-brochure/414\\_bundf%C3%A6ldningstanke.pdf](http://watercare.dk/CustomerData/Files/Folders/6-brochure/414_bundf%C3%A6ldningstanke.pdf)  
set: 15. februar 2017.

Xiao, Y., Wang, S., Wu, D. & Yuan, Q. (2008). Experimental and simulation study of hydrogen sulfide adsorption on impregnated activated carbon under anaerobic conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 153, side 1193-1200.

Yan, R., Liang, D. T., Tsen, L. & Tay, J. H. (2002). Kinetics and Mechanisms of H<sub>2</sub>S Adsorption by Alkaline Activated Carbon. *Environmental Science & Technology*, 36, side 4460-4466.

## 10. Bilag

### Bilag 1. Forhold under kapacitets- og effektivitetsforsøg

Dette bilag indeholder information omkring flowet af komprimeret luft og luft fra blandekammeret til opstillingen brugt til kapacitets- og effektivitetsforsøg, se tabel B.1.1. Det indeholder også tidspunkter for hvornår samt hvilken type kalibrering der er udført med H<sub>2</sub>S-sensoren, se tabel B1.2, og hvordan kalibreringen er udført. Desuden angives kommentarer til forsøgsforløbet, samt forklaringer på perioder uden belastning af filtre eller manglende data, se tabel B.1.3.

Tabel B1.1. Flowet af komprimeret luft og flow fra blandekammeret i forskellige perioder.

Periode [dd-mm-åååå]	Flow atmosfærisk luft [L/min]	Flow H <sub>2</sub> S blandekammer [L/min]
3-5-2016 til 1-6-2016	0,4	0,26
1-6-2016 til 3-6-2016	1,0	0,26
3-6-2016 til 9-6-2016	0,2	0,26
9-6-2016 til 15-6-2016	2,0	0,26
15-6-2016 til 21-6-2016	0,1	0,26
21-6-2016 til 29-6-2016	1,5	0,26
29-6-2016 til 6-7-2016	0,3	0,26
6-7-2016 til 13-7-2016	1,0	0,26
13-7-2016 til 11-8-2016	0,2	0,26
11-8-2016 til 26-10-2016	0,5	0,26
26-10-2016-04-11-2016	2,0	0,26
04-11-2016 til 10-11-2016	0,5	0,26
10-11-2016 til 17-11-2016	1,0	0,24
17-11-2016 til 6-12-2016	1,5	0,26
6-12-2016 til 20-12-2016	1,0	0,26
20-12-2016 til 5-1-2017	0,5	0,26
5-1-2017 til 31-1-2017	0,5	0,26
31-1-2017 til 14-2-2017	1,5	0,26
14-2-2017 til 23-2-2017	1,0	0,21
23-2-2017-22-5-2017	1,0	0

Tabel B.1.2. Data for hvornår der er udført kalibrering, og hvilken type kalibrering der er udført.

Dato (dd-mm-åååå)	0 PPM kalibrering	100 PPM kalibrering
13-7-2016		Udført
11-8-2016	Udført	Udført
3-10-2016	Udført	Udført
3-11-2016	Udført	Udført
17-11-2016	Udført	Udført
20-12-2016	Udført	Udført
24-1-2017	Udført	Udført
31-1-2017	Udført	Udført
23-2-2017	Udført	Udført
1-3-2017	*	Udført
22-3-2017	*	Udført
12-4-2017	Udført	Udført
22-5-2017	*	Udført

\* Der er lange perioder i løbet af målingen hvor filtret ikke belastes, fordi der ikke er gennembrud i et eller flere filtre. Disse målinger benyttes som 0-punkt for kalibreringen.

Kalibrering af H<sub>2</sub>S-sensoren udføres med en "null" og en "span" kalibrering. Ved en "null" kalibrering pumpes atmosfærisk luft gennem H<sub>2</sub>S-sensoren. Den atmosfæriske luft udtages udenfor byg-værket og det forventes derfor at den ikke indeholder H<sub>2</sub>S. Ved en "span" kalibrering tilføres H<sub>2</sub>S med en koncentration på 100 ppm til sensoren. Begge kalibreringer udføres i fem minutter, hvorved der opnås en stabil række af målinger for hhv. 0 og 100 ppm. H<sub>2</sub>S-sensoren angiver koncentrationen med en strøm, og der antages en retlinjet sammenhæng mellem strømmen ved 0 ppm og 100 ppm. Ud fra den målte strøm ved kalibreringerne, kan koncentrationen af H<sub>2</sub>S i de forskellige udtag udregnes.

Tabel B.1.3. Kommentarer til de udførte kapacitets- og effektivitetsforsøg.

<b>Dato [dd-mm-åååå]</b>	<b>Kommentar</b>
<b>19-10-2016</b>	Push-in fittings på siden af opstillingen skiftes, da nogle er brækket.
<b>19-10-2016 til 26-10-2016</b>	Har været lukket for luftflow fra opstillingen til H <sub>2</sub> S-sensor og derfor er der ikke målt noget data.
<b>28-10-2016</b>	Opstillingen udskiftes med ny identisk opstilling. Den gamle opstilling var ikke helt tæt. Den nye opstilling testes for tæthed.
<b>28-10-2016 til 4-11-2016</b>	Den nye opstilling får ingen luft fra H <sub>2</sub> S blandekammer. Fitting på opstilling, hvor der tilføres luft fra H <sub>2</sub> S blandekammer udskiftes og problemet er løst.
<b>16-11-2016 til 23-11-2016</b>	Styringen af magnetventiler har været slukket, og al luft er løbet ud af opstillingen i udtaget under det nederste filter. Derfor er der ikke belastning af filtrene i denne periode.
<b>17-11-2016</b>	Udskiftning af 2 filtre og rokering af de resterende filtre, se figur 3.2
<b>5-1-2017 til 9-1-2017</b>	Problemer med forbindelse mellem H <sub>2</sub> S-sensor og datalogger. Der er kun sporadiske data.
<b>31-1-2017 til 14-2-2017</b>	Ustabil flow af atmosfærisk luft. Flowet er næsten 0 L/min ved slutningen af perioden
<b>22-2-2017 til 23-2-2017</b>	Strømafbrydelse, derfor måles der ingen data.
<b>24-2-2017 til 31-2-2017</b>	Udskiftning af filtre og ingen H <sub>2</sub> S flow i denne periode, se figur 3.2
<b>12-4-2017</b>	Rokering af filtre se figur 3.2



## Bilag 2. Fordeling af metan molekyler i vand- og luftfase

Der regnes på ligevægt mellem metans partialtryk i luftfase og koncentration i vandfase.

Det antages at koncentrationen i vandfasen er.

$$c(CH_4)_{aq} = 1 \text{ mg/L}$$

Omregning til mol/L, idet det benyttes at metans molaremasse er 16,043 g/mol.

$$c(CH_4)_{aq} = \frac{\frac{1 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{1000 \frac{\text{mg}}{\text{g}}}}{16,043 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 6,233 \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{L}}$$

Molbrøk for metan i vandig opløsning udregnes, idet der er 55,56 mol H<sub>2</sub>O/L H<sub>2</sub>O (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

$$x(CH_4) = \frac{c(CH_4)_{aq}}{55,56 \frac{\text{mol}}{\text{L}}} = 1,12 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{mol}}$$

Henry's lov bruges til at beregne partialtrykket for metan, idet Henry's konstant er 40200 atm ved 25 °C (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

$$p(CH_4) = H(CH_4) \cdot x(CH_4) = 40200 \text{ atm} \cdot 1,12 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{mol}} = 4,51 \cdot 10^{-2} \text{ atm} = 45100 \text{ PPM}$$

Ved udregning af ligevægtskoncentrationen mellem metan i luft- og vandfase i en septiktank, ud fra målinger af metankoncentrationen i vandfasen, udregnes metans molbrøk i vandet, og Henry's lov bruges til at regne ligevægtskoncentrationen i luftfasen. Henry's konstant temperaturkorrigeres til temperaturen målt i septiktanken.

### Temperaturkorrigering af Henry's konstant

Temperaturkorrigering af Henry's konstant fra 25 °C til en anden temperatur (Hvitved-Jacobsen et al., 2013).

$$H_T = H_{298} \cdot e^{\left(-C \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{298}\right)\right)}$$

Hvor:

- $H_T$  er den temperaturkorrigerede Henry's konstant [atm]
- $H_{298}$  er Henry's konstant ved 298 K [atm]
- $C$  er en temperaturkonstant [K]
- $T$  er den absolutte temperatur [K]

Til temperaturkorrigerings benyttes temperaturkonstanter på hhv. 1400 og 2400 K (Sander, 2015).

### Metanmolekylefordeling i vacutainer

I vacutainer med vandprøver fra septiktank er der:

- 4,7 mL luftfase
- 1 mL væskefase

Med idealgasligning udregnes volumen per mol for en idealgas. Det antages at trykket er 1 atm og temperaturen i laboratoriet er 24 °C.

$$\frac{V}{n} = \frac{R \cdot T}{P} = \frac{0,082057 \frac{L \cdot atm}{K \cdot mol} \cdot (24 + 273,15K)}{1 atm} = 24,38 \frac{L}{mol}$$

Stofmængden af metan i væsken ved en koncentration på 1 mg/L.

$$n(CH_4)_{aq} = \frac{1 \frac{mg}{L} \cdot 1 mL}{1000 \frac{mg}{g} \cdot 1000 \frac{mL}{L}} \cdot \frac{1}{16,043 \frac{g}{mol}} = 6,23 \cdot 10^{-8} mol$$

Volumen af metan i luftfase.

$$V(CH_4)_g = \frac{45100 PPM}{10^6} \cdot \frac{4,7 mL}{1000 \frac{mL}{L}} = 0,00021 L$$

Stofmængde af metan i luften.

$$n(CH_4)_g = \frac{0,00021 L}{24,38 \frac{L}{mol}} = 8,66 \cdot 10^{-6} mol$$

Luftens procentmæssige indhold af metan molekylerne.

$$\frac{n(CH_4)_g}{n(CH_4)_g + n(CH_4)_{aq}} \cdot 100\% = 99,3\%$$

### Bilag 3. Standardrækker for metankoncentration på GC

I 120 ml serumflasker lukket med prop og kapsel, tilsættes luft med en kendt koncentration af metan, og evt. et ekstra volumen af atmosfærisk luft for at få et overtryk i flasken på minimum 10 %. Det antages at koncentrationen af metan i atmosfærisk luft er 1,8 PPM (Blasing, 2016). Koncentrationen af metan i serumflasken  $C_{CH_4std}$  beregnes ved følgende formel

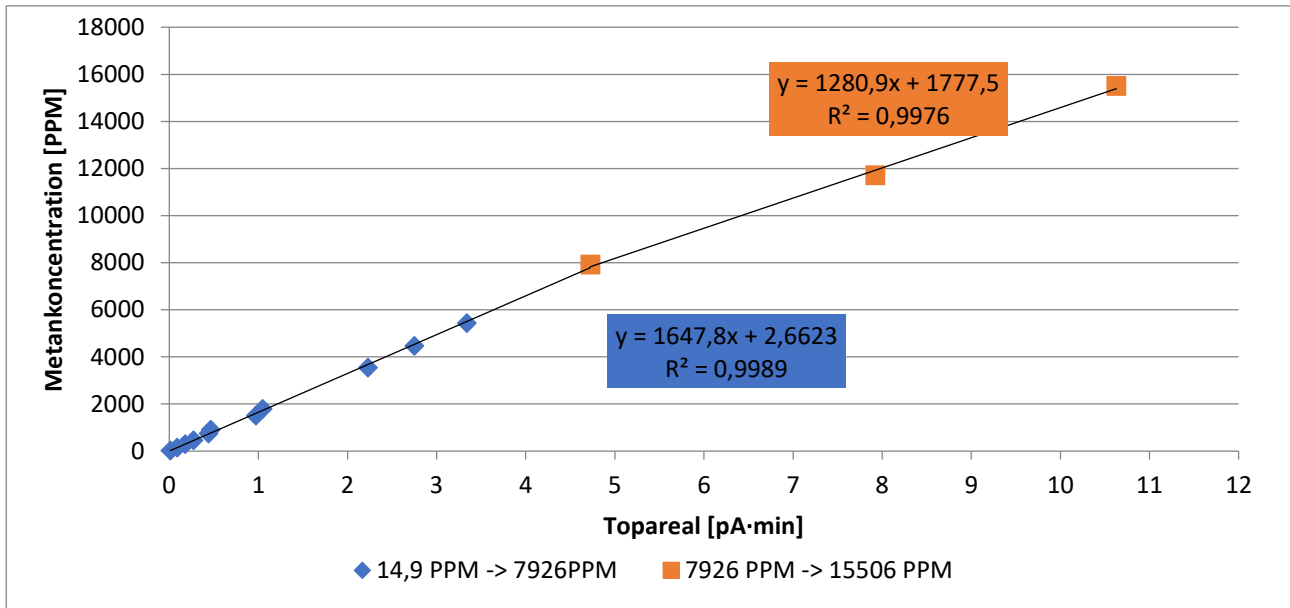
$$C_{CH_4std} = \frac{C_{CH_4atm} \cdot V_{Flaske} + C_{CH_4} \cdot V_{CH_4} + C_{CH_4atm} \cdot V_{ekstra\ atm}}{V_{Total}}$$

Hvor  $C_{CH_4atm}$ , er koncentrationen i atmosfærisk luft,  $V_{Flaske}$  volumen af serumflaske,  $C_{CH_4}$  koncentration af metan fra flaske med kendt indhold og  $V_{CH_4}$  er volumen af denne tilsat.  $V_{ekstra\ atm}$  er volumen af ekstra luft tilsat for at give et overtryk.  $V_{Total}$  er det totale volumen i flasken.

14 serumflasker med forskellige metankoncentrationer fra 15 til 15500 PPM anvendes til at bestemme sammenhæng mellem koncentration og topareal, se tabel B3.1 og figur B3.1. 0,3 ml gas fra serumflasken udtages med kanyle og sprøjte og injiceres på GC. Der udføres trippelbestemmelse for hver serumflaske.

Tabel B.3.1. Metankoncentration [PPM] anvendt til standardrækker og middel topareal [pA·min] af trippelbestemmelsen på GC.

Metankoncentration [PPM]	Middel topareal [pA·min]
15	0,011
147	0,088
295	0,176
451	0,269
746	0,439
907	0,465
1502	0,970
1789	1,046
3549	2,229
4470	2,750
5428	3,337
7926	4,724
11710	7,920
15506	10,628

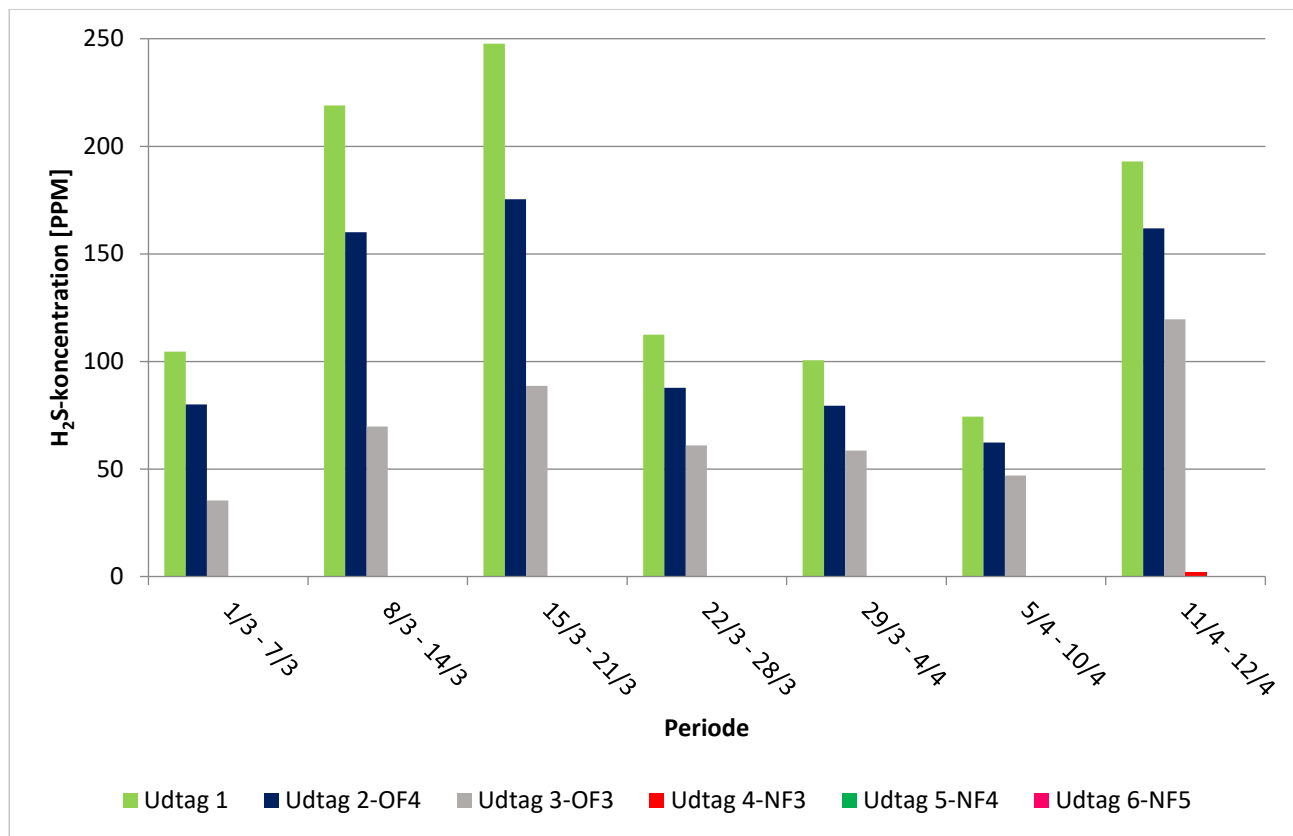


Figur B.3.1. Standardrækker for metankoncentration som funktion af topareal målt på GC.

Tendenslinjen er inddelt i to intervaller; 14,9 til 7926 PPM og 7926 til 15506 PPM, idet grafen bøjer af ved 7926 PPM. Ved analyse af prøver anvendes en ligning afhængig af toparealet. Er toparealet større end 4,7 anvendes ligningen for intervallet 14,9 til 7926 PPM ellers anvendes ligningen for intervallet 7926 til 15506 PPM til at beregne metankoncentrationen.

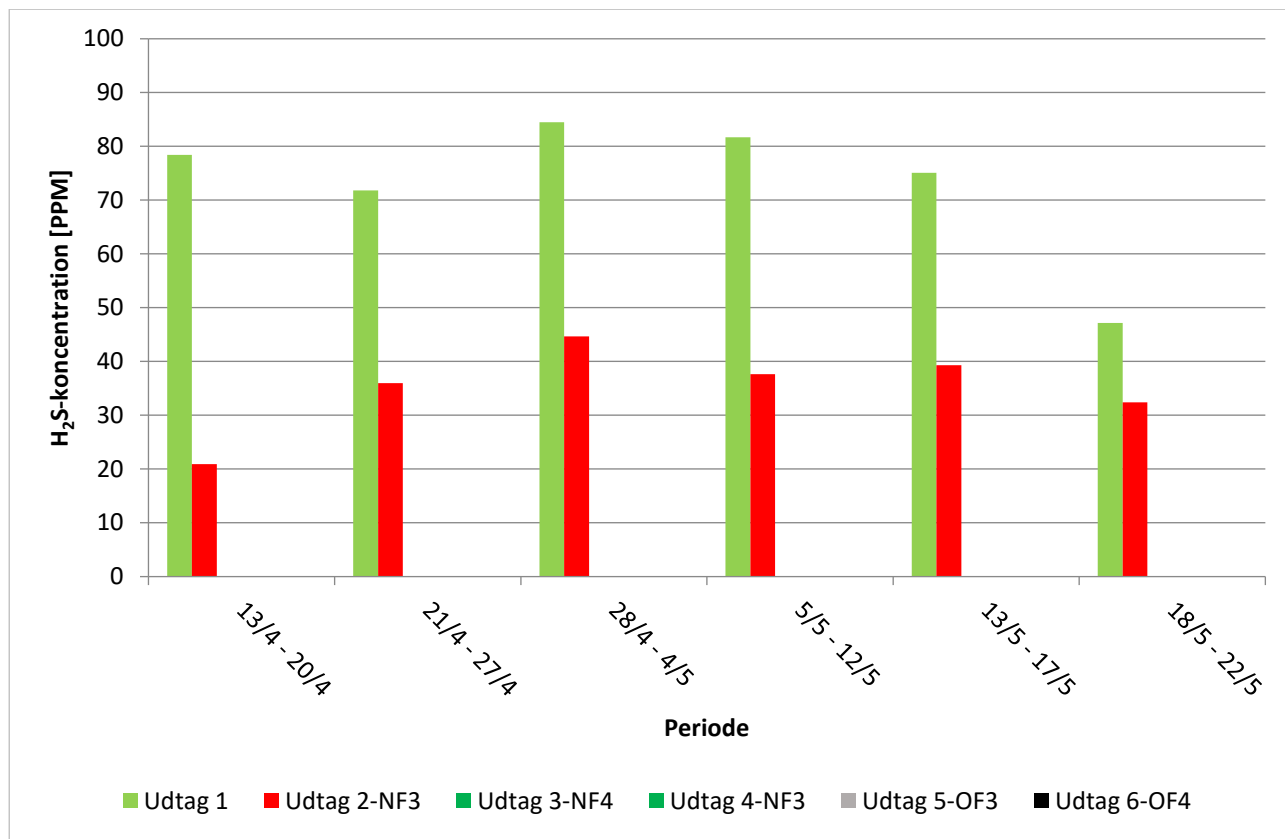
## Bilag 4. Ekstra koncentrations- og effektivitetsgrafer

På figur B4.1 angives målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 1-3-2017 til 12-4-2017.



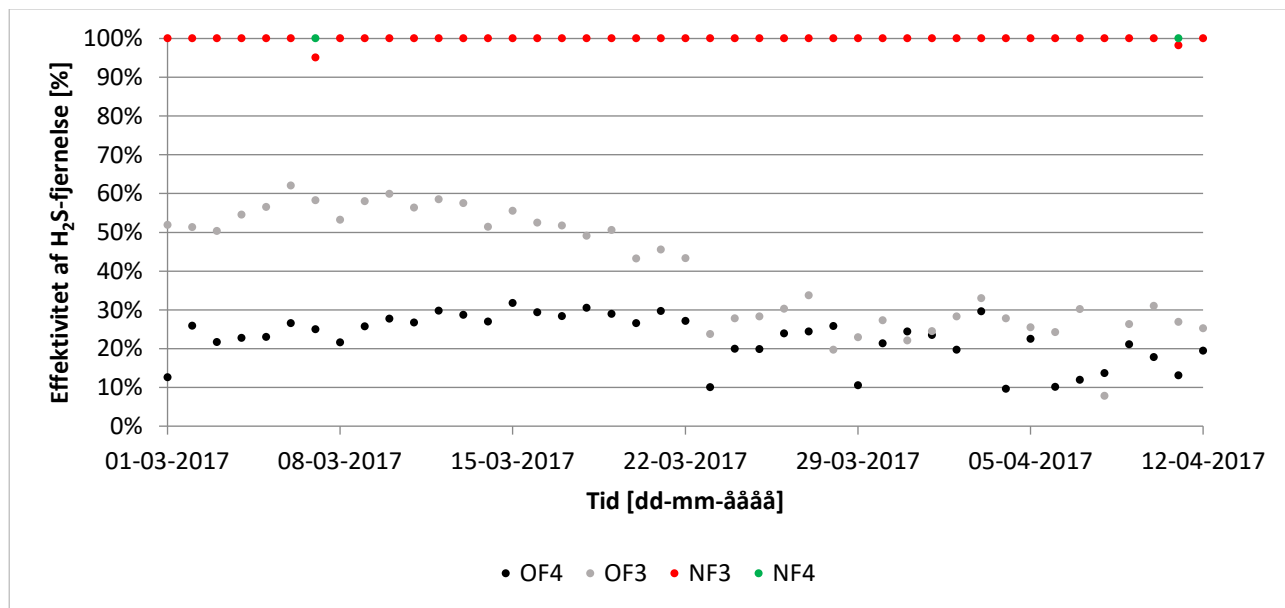
Figur B4.1 Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 1-3-2017 til 12-4-2017.

På figur B4.2 angives målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 13-4-2017 til 22-5-2017.



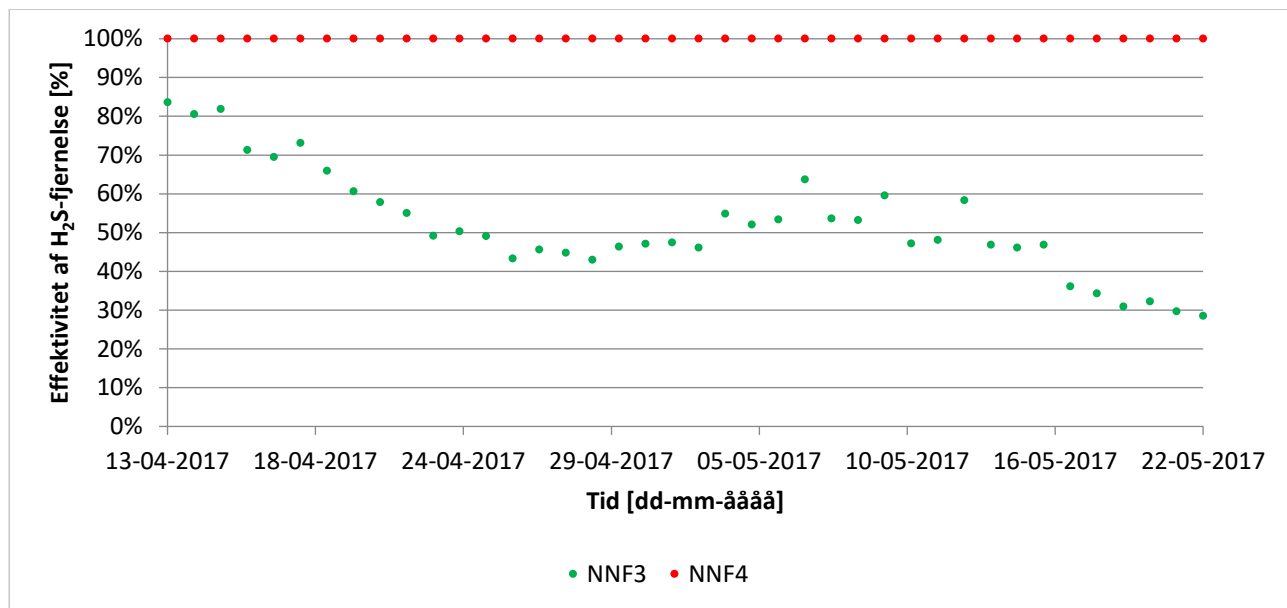
Figur B4.2. Målte H<sub>2</sub>S-koncentrationer i perioden 13-4-2017 til 22-5-2017.

Effektiviteten af svovlbrintefjernelsen i perioden 1-3-2017 til 12-4-2017 ses på figur B4.3.



Figur B4.3. Effektivitet af svovlbrintefjernelse i perioden 1-3-2017 til 12-4-2017.

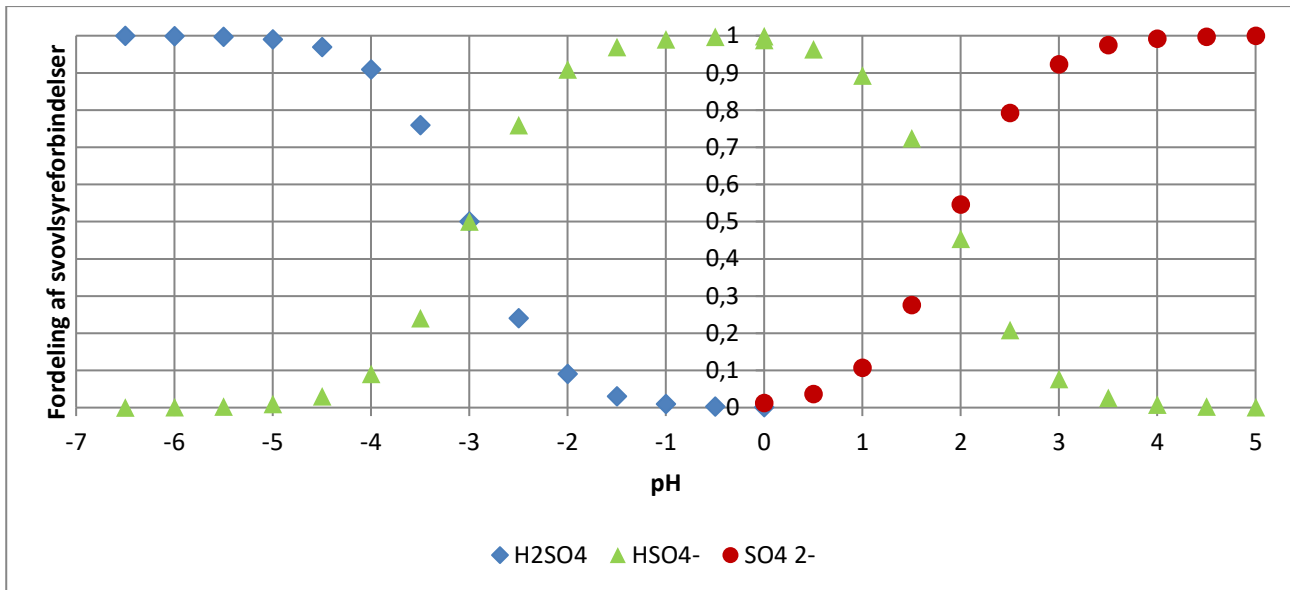
Effektiviteten af svovlbrintefjernelsen i perioden 13-4-2017 til 22-5-2017 ses på figur B4.4.



Figur B4.4. Effektivitet af svovlbrintefjernelse i perioden 13-4-2017 til 22-5-2017.

## Bilag 5. Bjerrumdiagram for svovlsyre

Fordelingen af  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -forbindelse afhængig af pH ses på figur B5.1.

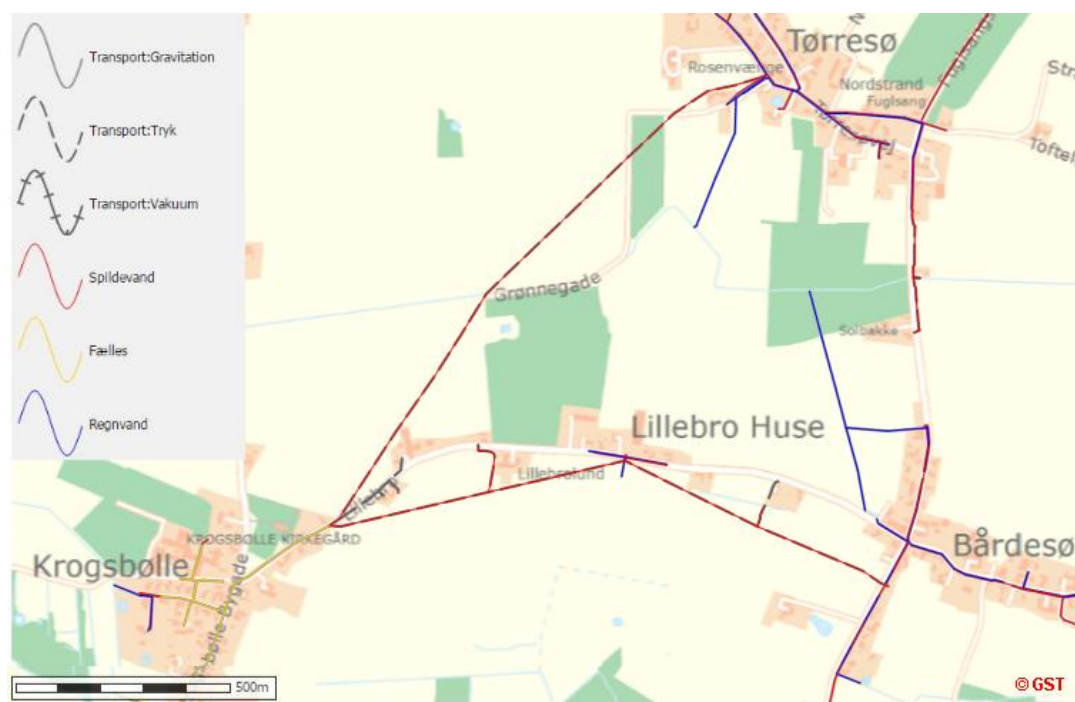


Figur B5.1. Bjerrumdiagram for svovlsyre,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Dissociationen af  $\text{H}^+$  afhænger af pH. Andelen af svovlsyre på hhv.  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HSO}_4^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$  form er vist på graferne.



## Bilag 6. Kloakledninger omkring Krogsbølle

På figur B6.1 ses, de to trykledninger som samles i oppumpningsbrønden i Krogsbølle.



Figur B6.1. De to trykledninger fra hhv. Tørresø og Bårdesø ledes til oppumpningsbrønd i Krogsbølle. Fra oppumpningsbrønden ledes spildevandet igennem fælles gravitationsledning (Nordfyns Kommune, 2017).

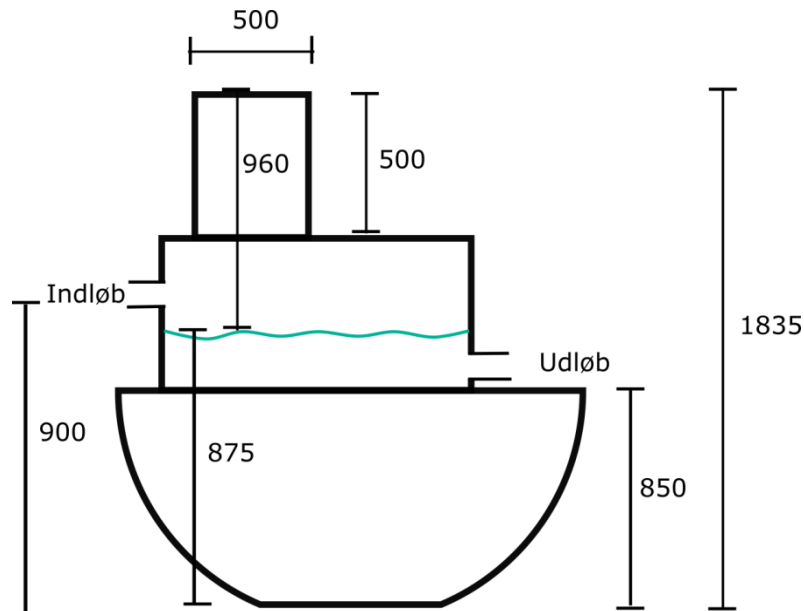
På figur B6.2 se placeringen af hhv. oppumpningsbrønden og de to målebrønde.



Figur B6.2. Placering af oppumpningsbrønd, samt brønden opstrøms og nedstrøms hvori der foretages feltmålinger (Nordfyns Kommune, 2017).

## Bilag 7. Beregning af vand- og luftvolumen i septiktank

Volumenet af spildevand og luft estimeres i septiktanken på Østergade. På figur B7.1 ses en skematisk tegning af septiktanken.



Figur B7.1. Skematisk tegning af septiktanken på Østergade. Afstanden mellem toppen af røret som går ovenud af septiktanken og vandspejlet er målt, afstanden fra vandspejlet til bunden af tanken er regnet og resterende mål er angivet i (WaterCare, 2016).

Volumenet af septiktanken hvor der er vand beregnes som en halvkugle hvor et kugleafsnit er fjernet. Den mængde vand som befinder sig over halvkuglen negligeres. Dette giver ikke særlig stor usikkerhed idet overfladearealet er væsentligt mindre end halvkuglens, og vanddybden er meget lav. Tanken har et volumen på 2,5 m<sup>3</sup> (WaterCare, 2016), og luftvolumenet regnes som forskellen med totalvolumen og vandvolumen.

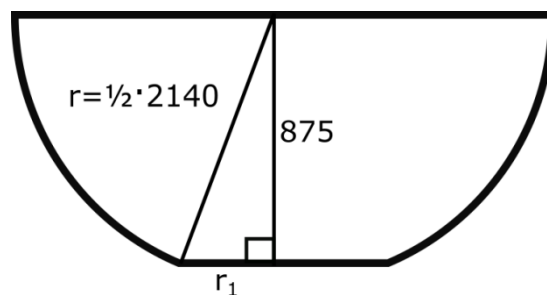
Vandvolumenet udregnes som

$$V = \frac{\frac{4}{3} \cdot r^3 \cdot \pi}{2} - \pi \cdot h^2 \cdot \left( r_1 - \frac{h}{3} \right)$$

Hvor:

- $r$  er radius af kuglen
- $h$  er forskellen mellem radius i kuglen, og afstanden fra centrum til bunden af kugleafsnittet.
- $r_1$  er radius i bunden af kugleafsnittet.

På figur B7.2 ses en skematisk tegning over bunden af septiktanken og hvordan  $r_1$  bestemmes ved at tegne en retvinklet trekant.



Figur B7.2. Skematisk tegning over bunden af septiktanken.

Længden af  $r_1$  bestemmes ud fra Pythagoras sætning.

Beregnete volumener og længder ses i tabel B7.1.

Tabel B7.1 Beregnet radius i bunden af septiktanken på Østergade, volumen af vand, luftvolumen i tanken samt rør over tanken.

	Beregnet længde eller volumen	Enhed
$r_1$	0,616	m
$h$	0,195	m
$V_{\text{vand}}$	2,33	$\text{m}^3$
$V_{\text{luft i tank}}$	0,170	$\text{m}^3$
$V_{\text{luft i rør}}$	0,0982	$\text{m}^3$

Idet vand- og luftvolumenet varierer med vandspejlet og ikke alle geometriske former i septiktanken er medtaget i beregning antages at vandvolumenet er  $2,3 \text{ m}^3$  og luftvolumenet er  $0,3 \text{ m}^3$ .

## Bilag 8. Filter anvendt til forsøg af optimering af filterindsats med kamre

På figur B8.1 ses filtret som anvendes til forsøg med optimering af filterindsats med kamre.



**Figur B8.1. Hybrid Brøndkarmsfilter anvendt til optimeringsforøg. Filteret har siddet i en brønd for enden af en offerledning i Hjarup og har været udsat for stor belastning af svovlbrinte.**