



## Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug: Test af denitrifikationsfiltre

Suhr, Karin Isabel; Pedersen, Per Bovbjerg

*Publication date:*  
2011

*Document Version*  
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*

Suhr, K. I., & Pedersen, P. B. (2011). Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug: Test af denitrifikationsfiltre. Charlottenlund: DTU Aqua. Institut for Akvatiske Ressourcer. (DTU Aqua Report; Nr. 234-2011).

## DTU Library

Technical Information Center of Denmark

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

# Dambrugsteknologi - reduktion af kvælstof- udledning fra Modeldambrug

## Test af denitrifikationsfiltre



**DTU Aqua-rapport nr. 234-2011**  
Af Karin Suhr og Per Bovbjerg Pedersen

# Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstof- udledning fra Modeldambrug

Test af denitrifikationsfiltre

**DTU Aqua-rapport nr. 234-2011**

*Karin Suhr og Per Bovbjerg Pedersen, DTU Aqua*

*Kenneth Janning, DHI har bidraget til rapporten*

Danmark og EU investerer i bæredygtig akvakultur.

Projektet er støttet af Fødevareministeriet og EU.

Ministeriet for Fødevarer,  
Landbrug og Fiskeri



Den  
Europæiske  
Fiskerifond

## Indholdsfortegnelse

1. Baggrund .....	3
2. Indledning .....	5
2.1. Denitrifikation .....	5
2.2. Organisk stofkilde .....	5
3. Projektformål .....	7
4. Beskrivelse af pilot-filtre og opstillingen på dambruget .....	8
5. Udtag af organisk stof fra slambed .....	10
5.1. Måling af letomsætteligt organisk stof ved iltforbrugsrater .....	10
5.2. Måling af indholdet af små fede syrer ( <i>Volatile Fatty Acids</i> , VFA) .....	11
5.3. Døgnvariation af letomsætteligt organisk stof i slamvand .....	14
6. Indledende nitratomsætningsforsøg .....	15
6.1. Målemetode og procedure .....	15
6.2. Resultater .....	15
6.3. C/N forhold .....	16
7. Moving bed filtre med genanvendelse af luft .....	18
8. Nitratomsætningsforsøg .....	20
8.1. Effekt af opholdstid på nitratomsætningshastighed (FM-filtre) .....	20
8.2. Effekt af C/N-forhold på nitratomsætningen (FM-filtre) .....	21
8.3. ”Slamtæppe-reaktor”-forsøg .....	23
9. Hydrolyseforsøg med slam fra Kongeåens Dambrug .....	27
9.1. Forsøgsbetingelser og målemetode .....	27
9.2. Resultater og diskussion .....	28
10. Vurdering af denitrifikationspotentialiet i Modeldambrugsslam .....	31
10.1. Denitrifikationskapacitet med nuværende slamhåndteringspraksis .....	31
10.2. Denitrifikationskapacitet med kontrolleret hydrolyse .....	31
11. Samlet diskussion og konklusion .....	33
11.1. Pilotfiltre .....	33
11.2. Denitrifikationspotentialer .....	34
12. Referencer .....	35

# 1. Baggrund

Dette projekt er støttet med midler fra Fødevareministeriet og EU gennem EFF-programmet – Den Europæiske Fiskerifond. Der takkes hermed for den tildelte støtte.

Med afsæt i resultaterne fra modeldambrugsprojektet og Master Management projektet har de danske dambrugere i de senere år gennemført massive investeringer i ny teknologi.

Investeringerne er udmøntet i ombygning til modeldambrug type 1 og 3, og op mod halvdelen af den samlede produktion i dambrug er ændret fra ”klassisk” drift til en højere grad af recirkulering. Introduktionen og implementeringen af modeldambrugskonceptet har således været en succes.

Nogle kritiske indsatsområder resterer dog: (1) Optimering af anlæggenes evne til at fjerne kvælstof; (2) Håndteringen af slamproblematikken og (3) Optimering af vandkvaliteten.

Der er altså behov for at optimere indretningen af Modeldambrug. Der foreligger et betydeligt erfaringsgrundlag, og den tættere kobling mellem erhvervet, udstyrs- og vidensleverandører giver en optimal platform for udvikling af næste generations Modeldambrug.

I dette projekt har projektdeltagerne adresseret de samlede problemstillinger og muligheder for ny udvikling, og konsortiet bag projektet ”Dambrugsteknologi” indeholder de mest kompetente aktører i en fælles indsats.

Centralt for Modeldambrугenes videre udvikling, herunder deres muligheder for yderligere fodertildeling – eller deres produktionsmuligheder under en evt. ny regulering baseret på udledningsregulering – står evnen til at omsætte kvælstof.

Metoder til at reducere Modeldambrугenes udledning af kvælstof er derfor en central arbejdsopgave (WP1) i det samlede projekt. Under titlen ”Reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug” er indeholdt 3 arbejdsopgaver med hver sit fokus:

- WP1a ”Driftoptimering: Udarbejde forslag til og teste nye driftsrutiner” fokuserer på optimering af nitrifikationen i eksisterende biofiltre og forhold som kan lede til driftsforstyrrelser, nedsat effektivitet og forringet vandkvalitet.
- WP1b ”Nitrifikation: Sammenligne forskellige biofiltres effektivitet” fokuserer på mulighederne for at forbedre effektiviteten af biofiltre gennem undersøgelse af specifikke biofilterelementer, biofilterkinetik og forhold af betydning for nitrifikation.
- WP1c ”Denitrifikation: Gennemføre praktiske forsøg evt. med add-on løsninger” fokuserer på det sidste led i kvælstoffjernelsen, hvor nitrat dannet i nitrifikationsprocessen omdannes til frit kvælstof, som forureningsfrit kan afgasse. Hvor kvælstoffjernelsen på modeldambrug mere eller mindre effektivt sker i laguner, er det undersøgt om omsætningen kan effektiviseres ved brug af dedikerede renseteknologier og forskellige driftsmæssige forhold omkring processen er belyst.

Herunder hvorvidt slamhydrolyse helt eller delvist kan drive processen, og om det bliver nødvendigt at tilsætte en ekstern kulstofkilde. Det er resultater fra denne arbejdsmappe, som her er afleveret.

## 2. Indledning

Ved denitrifikationsprocessen omdannes nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) til frit kvælstof ( $\text{N}_2$ ) på gasform, der dermed fjernes fra vandmiljøet. Denitrifikationsfiltre er ikke udbredte på danske recirkulerede Modeldambrug. Dels fordi anlægs- og driftudgifterne er ukendte og dels fordi disse anlæg kan være udfordrende at drive, hvis nitratkoncentrationen er lav og/eller skal bringes langt ned. I intensivt recirkulerede anlæg kan risiko for dannelse af nitrit og hydrogensulfid i toksiske koncentrationer ved uhensigtsmæssig drift, være yderligere årsager til at recirkulerede opdrætssystemer med denitrifikation ikke har været udbredt (Arbiv and van Rijn. 1995; Hamlin et al., 2008).

Nutidens skærpede miljøkrav bevirker imidlertid, at det kunne være attraktivt for såvel miljø som fiskeopdrættere at indføre et denitrifikationstrin i Modeldambrug som efterrensning af udløbsvandet. Denne reaktor ville arealmæssigt være mere effektiv og lettere at styre end processen i plantelagunerne, hvor der ligeledes sker en denitrifikation. Som et efterrensningstrin vil der ikke være nogen risiko for fiskenes tilstand i tilfælde af procesudsving/ubalancer. Ved en eventuelt opstået kortvarig uhensigtsmæssig drift, vil den efterfølgende plantelagune (med lang opholdstid) kunne omsætte potentielt toksiske dannede produkter, før de måtte nå udløbet fra dambruget.

Arbejdet bag denne rapport har til hensigt at belyse mulighederne for øget kvælstoffjernelse på Modeldambrug ved denitrifikation.

### 2.1. Denitrifikation

En lang række mikroorganismer er i stand til at denitrificere under de rette iltfattige/iltfrie miljøer. Processen sker, når bakterierne forbruger letomsætteligt organisk stof og anvender nitrat i stedet for ilt som iltningmiddel. For eksempel med eddikesyre som organisk stofkilde:



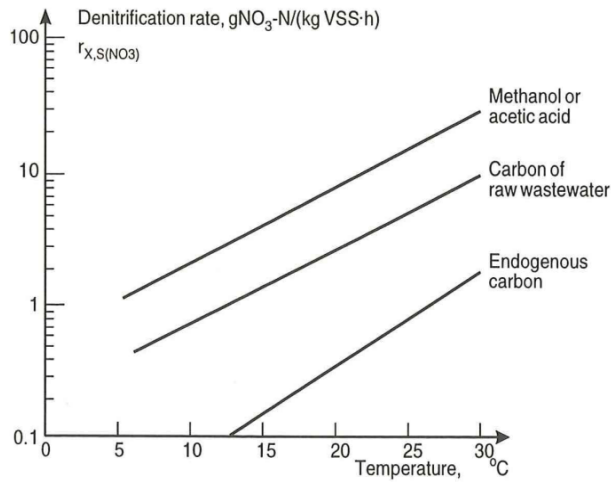
Processens maksimale udbyttekonstant er ca. 15 % lavere end for aerob heterotrof omsætning (Henze et al., 1997), og er ca. 0.40 kg biomasse/kg organisk stof, men kan variere betydeligt alt afhængigt af omstændighederne.

I et denitrifikationsanlæg vil det letomsættelige organiske stof, udover denitrifikation og biomassetilvækst (slamproduktion), i praksis også blive forbrugt til iltrespiration først i anlægget.

### 2.2. Organisk stofkilde

Denitrifikationshastigheden afhænger af den type af organisk stof, som anvendes i processen. Små, letomsættelige forbindelser vil give højere hastigheder end længere forbindelser, som

skal spaltes (/hydrolyseres) inden de kan transporteres ind i bakteriecellerne. I figur 2.1 illustreres betydningen af kulstofkilden for nitratomsætningshastigheden.



**Figur 2.1.** Sammenhæng mellem kulstofkilde, temperatur og omsætningshastighed (Henze et al. 1997).

Figuren viser, at endogent kulstof (bakterieceller) medfører en væsentligt lavere omsætningshastighed end metanol og eddikesyre. Bakterieceller kan dog, ligesom andet komplekst organisk materiale, ved hydrolyse omdannes til kortere forbindelser, inklusiv eddikesyre.

På Modeldambrug sker der i slambedet en hydrolyse af det organiske stof, som ved driften er separeret fra anlægget via mekaniske filtre, slamkegler og biofilterskyl.



### 3. Projektformål

Formålet med denne projektkomponent var at teste omsætningen af nitrat ved denitrifikation i 4 opstillede pilot-filtre på Kongeåens dambrug. Det internt producerede organiske stof på dambruget (slam) blev anvendt som kulstofkilde til processen. De udførte pilotforsøg og undersøgelser belyste følgende forhold, som vil blive uddybet i denne rapport:

- Denitrifikationens optimale C/N-forhold med klaret slamvand som kulstofkilde.
- Effekt af varierende flow/opholdstid på nitratomsætningshastigheden.
- Test af forskellige filter/reaktor typer (fastmedie, moving bed, slamtæppe).
- Denitrifikationspotentialet i dambrugsslam ved anvendelse af anaerob hydrolyse.

## 4. Beskrivelse af pilot-filtre og opstillingen på dambruget

I forbindelse med et tidligere gennemført projekt (DFFE J.nr. 3704-2-07-015) blev 4 pilotfiltre opstillet på Kongeåens dambrug i cylindriske 5.5 m<sup>3</sup> tanke (Figur 4.1). To af filtrene var moving bed (MB) filtre og to var fastmedie-filtre (FM) med bioblokke. Specifikationerne for filtrene fremgår af tabel 4.1. Nærmere beskrivelse af dambrug og pilot-filtre kan læses i hhv. Svendsen et al. 2008 og Suhr et al. 2008.

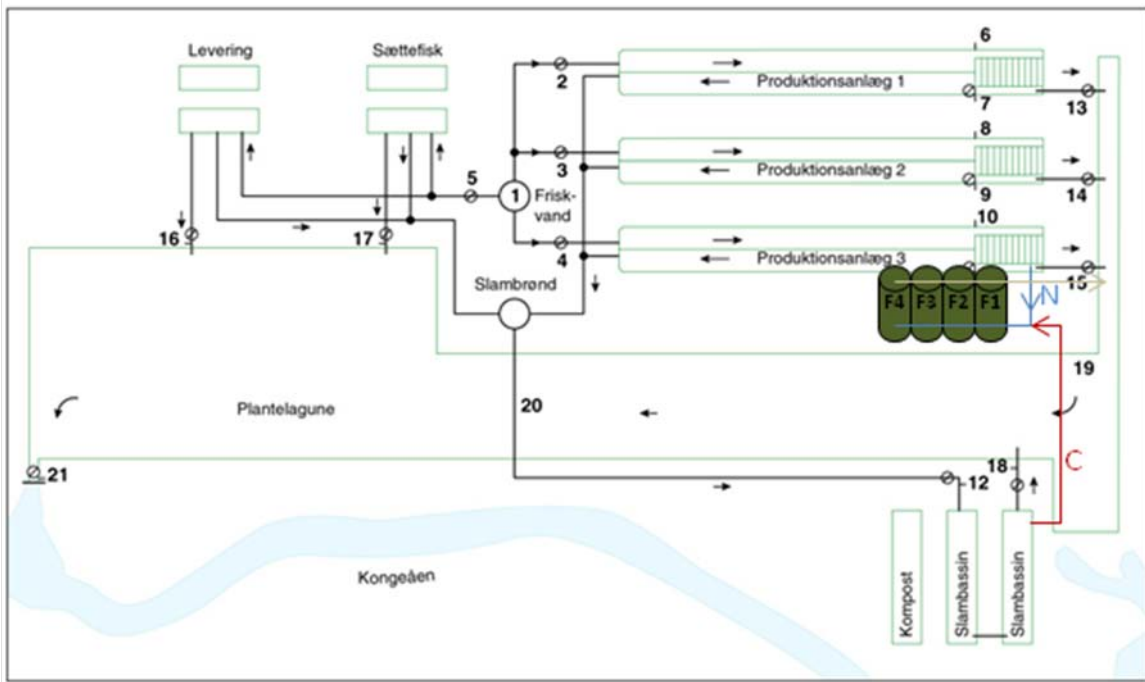
**Tabel 4.1.** Specifikationer for pilotfiltrene.

	Moving bed (MB), F1 og F3	Fastmedie (FM), F2 og F4
Tank volumen (m <sup>3</sup> )	5.5	5.5
Medie volumen	3	4.2
Specifik medieoverflade (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	850	200

En principskitse over dambruget og pilotfiltrenes placering er vist i figur 4.2. Indløb til filtrene blev pumpet fra udløbet af produktionsenhed 3 på dambruget. Filtrene var opstillet i parallelserie på denne pumpestrøg. En anden strøm til indløbet af hvert pilotfilter kom fra slambedet. De to strømme blev opblandet i indløbsrøret til filterbeholderen. En flowmåler var sat på både indløbsanlægsvand og indløbsslamvand til hvert filter.



**Figur 4.1.** Pilotfiltrene på Kongeåens dambrug.



**Figur 4.2.** Principskitse over Kongeåens dambrug og pilotfiltrenes placering.

## 5. Udtag af organisk stof fra slambed

En effektiv denitrifikationsproces kræver et højt indhold af letomsætteligt organisk stof. Derfor undersøgte indledningsvist indholdet af dette i prøver udtaget i slambedet, for derved at bestemme det bedste udtagningspunkt fra slambedet til pilotfiltrene.

Følgende screeningsundersøgelser blev gennemført:

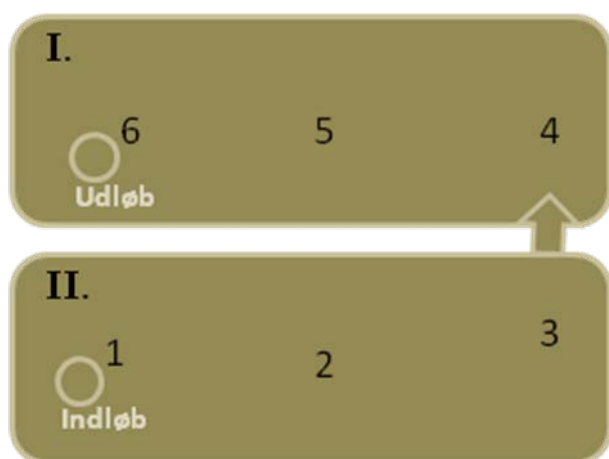
- 1) Måling af letomsætteligt organisk stof ved iltforbrugsrater.
- 2) Måling af indholdet af små fede syrer (VFA = Volatile Fatty Acids).

### 5.1. Måling af letomsætteligt organisk stof ved iltforbrugsrater

Prøver blev udtaget i slambedet (figur 5.1), og hældt i 1 liters prøveflasker.

De udtagne slamprøver blev iltet, og iltforbruget over tid blev målt (tabel 5.1 og figur 5.2).

Temperaturen faldt fra 22 °C til 16 °C i forsøgsperioden (205 min). Men da alle prøver blev behandlet ens, får temperatureffekten ingen indflydelse på sammenligningen imellem prøverne.

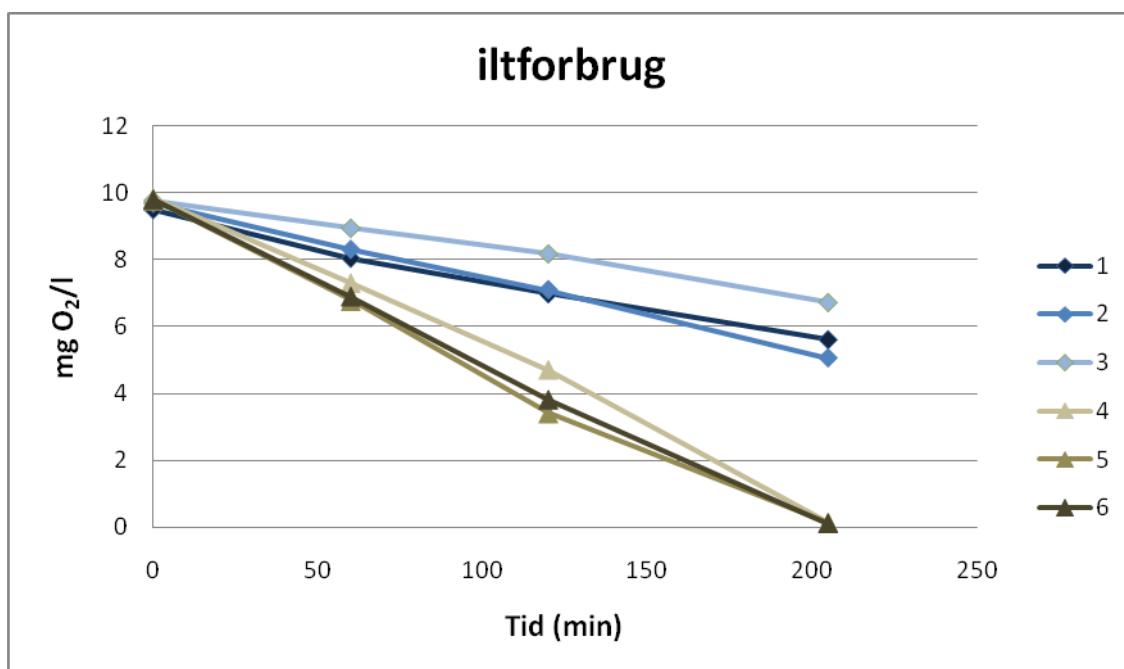


**Figur 5.1.** Udtagspunkter i slambedet til iltforbrugsbestemmelser.

**Tabel 5.1.** Iltforbrug målt i slamprøver.

Nr.	Udtagssted	$\alpha$	$r^2$	mg O <sub>2</sub> /l/t
1	Indløb slambed I	0.019	0.99	1.1
2	Midt slambed I	0.023	0.99	1.4
3	Udløb slambed I	0.015	0.99	0.9
4	Indløb slambed II	0.047	0.99	2.8
5	Midt slambed II	0.048	0.99	2.9
6	Udløb slambed II	0.048	0.99	2.9

Resultaterne indikerede, at indholdet af letomsætteligt stof var højere i slambed II. Der var større forskel mellem de to slambede generelt, end mellem udtagspunkterne indenfor samme slambed.



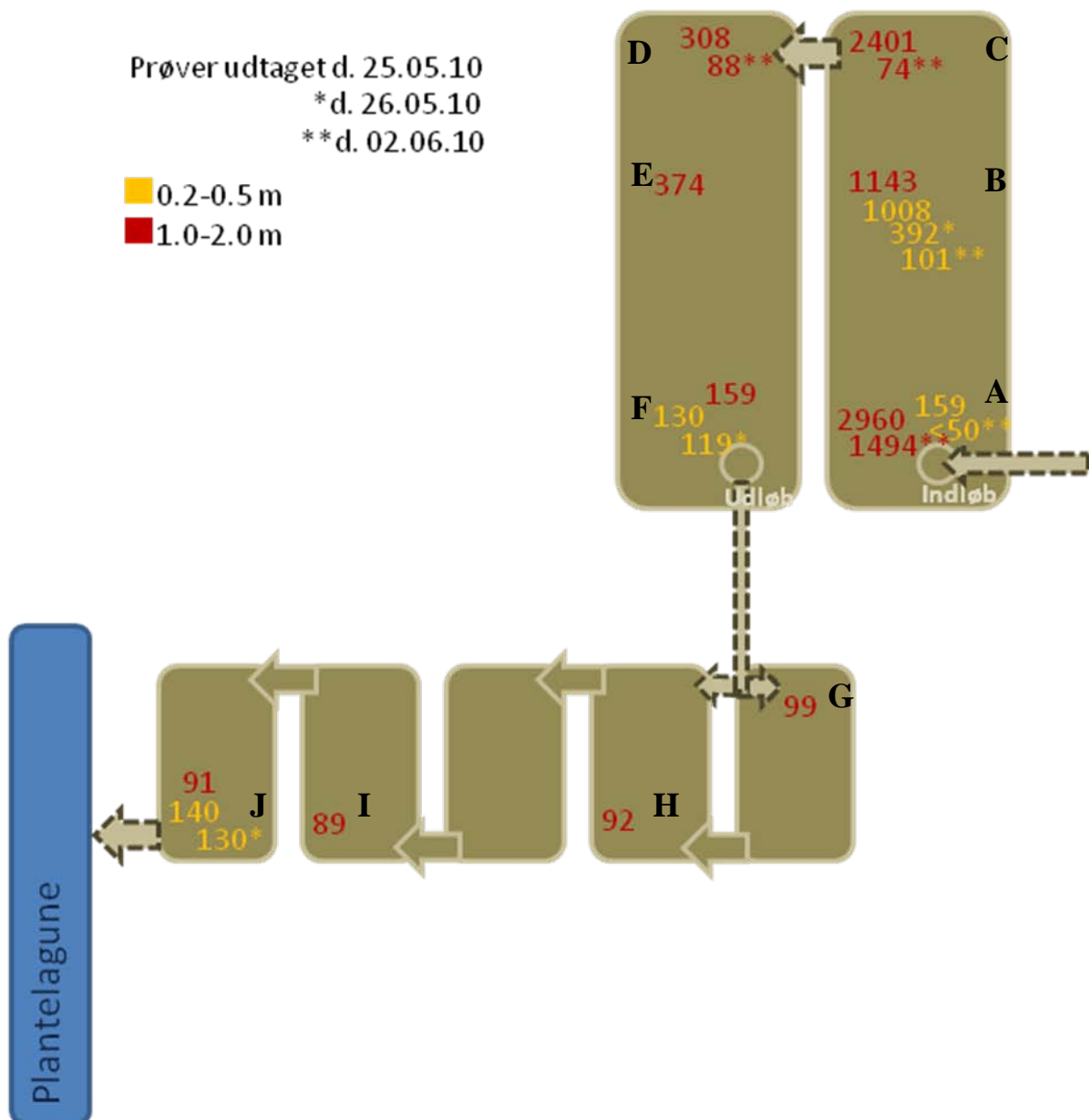
Figur 5.2. Iltforbrug målt i iltede slamprøver.

## 5.2. Måling af indholdet af små fede syrer (*Volatile Fatty Acids*,VFA)

Tilsvarende blev indholdet af små fede syrer (VFA) målt ved Hach Lange forestringsmetode (LCK 365) i slamprøver udtaget fra slambedet. Ved denne metode udtrykkes VFA som acetat. Dette blev gjort på forskellige tidspunkter (Figur 5.3). I tabel 5.2 ses værdierne fra den 26.05.10 og 27.05.10 sammenstillet med indholdet af det opløste organiske stof udtryk som COD.

**Table 5.2.** VFA-content per liter filtered sample, and as % of dissolved COD-content.

	0.2-0.5 m depth		1.0-2.0 m depth	
	VFA (mg/l)	% VFA of COD <sub>dissolved</sub>	VFA (mg/l)	% VFA of COD <sub>dissolved</sub>
A	159	44	2960	3
B	1008 392	3 3	1143	4
C			2401	4
D			308	44
E			374	2
F	178 130 119	50 37 43	159	3
G			99	40
H			92	61
I			89	1
J	140 130	44 40	91	1



**Figur 5.3.** VFA-indholdet i prøver udtaget i slambedet. VFA er udtrykt som acetat, mg/l.

VFA-indholdet i prøverne udviste stor variation, der afspejler et forskelligt slam/organisk stof indhold i prøven, et ikke fuldt standardiseret prøveudtagningssystem samt det faktum, at slam periodevist blev flyttet fra slambed 1 til depot og dagligt modtog varierende slammængder fra produktionen. Dette betød, at der ikke var "kontinuerlig drift", og en varierende vandstand i specielt slambed 1. VFA-indholdet udgør fra 1-61 % af opløst COD i prøverne (Tabel 5.2), med den tendens at VFA-andelen var lavere i de dybereliggende lag.

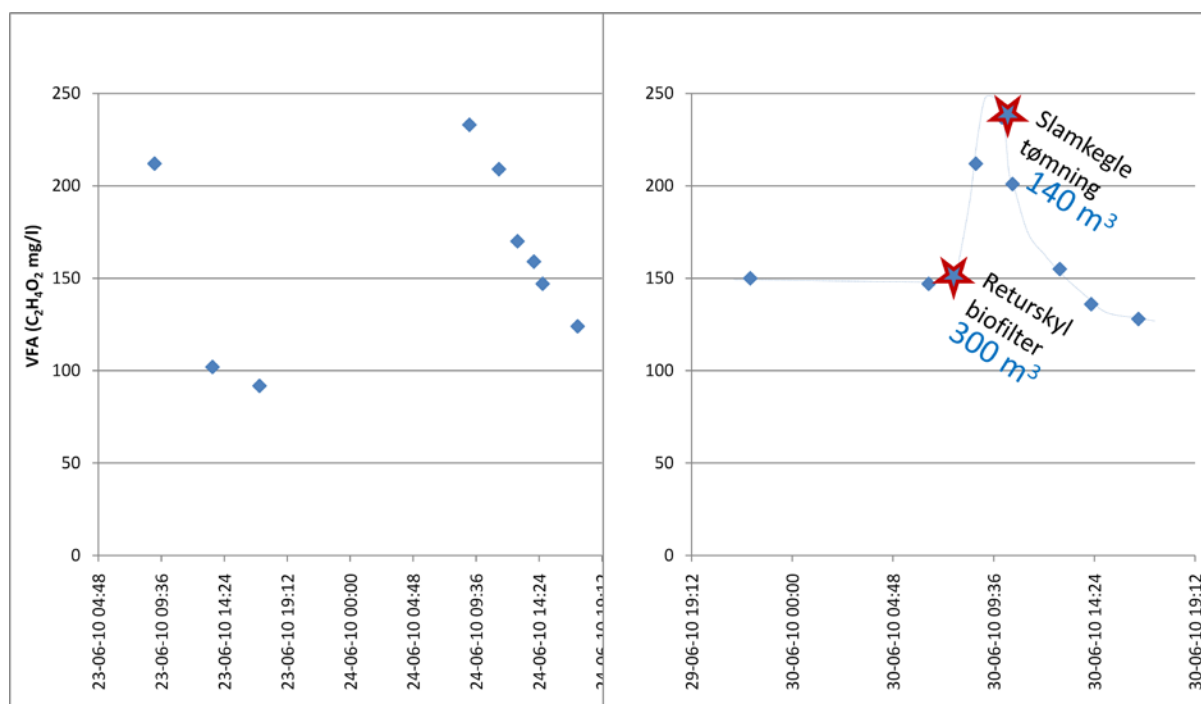
Det var ikke ønskværdigt at få slamvand til forsøgsanlægget, som indeholdt relativt meget langsomt eller unedbrydeligt organisk stof, der kunne sætte sig fast i filterelementerne og

medføre tilstopning og behov for hyppig returskylning. Derfor blev pumpen placeret forholdsvist højt (ca. 0.5-1 m under overfladen).

På baggrund af de indledende analyser blev pumpen til pilotfiltrene anbragt ved udløbet af det andet slambed (placering F i figur 5.3), idet VFA-indholdet her syntes rimeligt stabilt og højt. Samtidigt var problemerne med varierende vandstand mindst her.

### 5.3. Døgnvariation af letomsætteligt organisk stof i slamvand

I forbindelse med gennemførelse af nitratomsætningsforsøgene blev det klart, at der forekom en betydelig variation af VFA-indholdet i det slamvand, som pumpedes fra slambedet til pilotanlægget i løbet af dagen. Denne variation blev fundet at korrelere meget entydigt til den vandmængde, som blev pumpet over til slambedet fra produktionen, og ikke til den organiske stofmængde, som blev pumpet over, hvilket fremgår af eksemplet i figur 5.4. Her ses det, at den større vandmasse som anvendes ved biofilterskylning bevirker en større hydraulisk effekt ("omrøring" og flow) i slambedet, der frigiver en større mængde VFA fra dybereliggende slamlag på bunden, end den mindre mængde slamvand fra slamkeglerne. COD-indholdet i biofilterskyl og slamkegleslam er henholdsvis 600 og 9500 mg/l (Svensen et al., 2008).



**Figur 5.4.** Variation af VFA-indhold i slamvand ved pilotanlæg. For dagen afbilledet til højre, er tidspunktet for biofilterskyl og slamkegletømning angivet.

Da denne sammenhæng blev klarlagt, blev akklimatiserings- og forsøgsperiode for de videre forsøg henlagt til tidspunkter udenfor VFA-peak perioder. Dette gælder forsøg i afsnit 8.3.



## 6. Indledende nitratomsætningsforsøg

Det første omsætningsforsøg havde til formål at undersøge effekten af varierende C/N-forhold på nitratomsætningen samt opholdstidens betydning. Vandstrømmen fra slambedet (Q-slam) og anlægsvandet fra dambruget (Q-anlæg) blev varieret i en forsøgsrække, som anført i tabel 6.1.

**Tabel 6.1.** Indstilling af flow til forsøg A: Effekt af opholdstid (ens C/N forhold), og B: Effekt af C/N-forhold.

	Q-slam (m <sup>3</sup> /t)	Q-anlæg (m <sup>3</sup> /t)	Opholdstid (min)
A	3.9 ± 0.1	6.1 ± 0.1	33 ± 1
A/B	2.5 ± 0.1	4.0 ± 0.1	50 ± 1
A	1.5 ± 0.1	2.5 ± 0.1	82 ± 4
B	1.9 ± 0.05	4.6 ± 0.1	51 ± 1
B	3.0 ± 0.1	3.5 ± 0.1	50 ± 0

### 6.1. Målemetode og procedure

Opløseligt COD (og VFA) samt nitrat målt indledningsvist i henholdsvis slamvand og anlægsvand, hvorefter flowindstillingerne blev foretaget. Akklimatiseringsperioden fra flowindstilling til "steady state" var 3 x opholdstiden. 3 prøver blev udtaget i henholdsvis indløb og udløb fra hvert filter med ca. 10 minutters interval. De målte vandkemiske parametre var NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, total- og opløst COD, samt pH, ilt, alkalinitet og temperatur.

### 6.2. Resultater

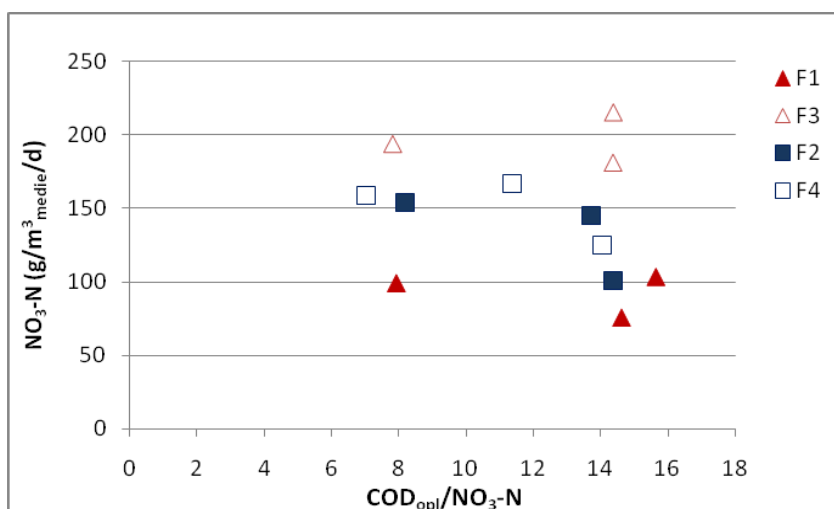
Luftgenanvendelsessystemet til moving bed filtrene (F1 og F3) behøvede en tætning og tilpasning, som endnu ikke var færdiggjort på dette tidspunkt. I denne første screeningsforsøgsrunde var der derfor ingen omrøring/bevægelse i medieelementerne i F1 og F3. En oversigt over N- og COD indholdet samt fysiske parametre målt i hovedstrømmene inden opblanding i pilotfiltrene, ses i tabel 6.2.

**Tabel 6.2.** Oversigt over vandkemiske og fysiske parametre målt i hovedstrømmene (inden opblanding i pilotfiltre) i forsøgsperioden.

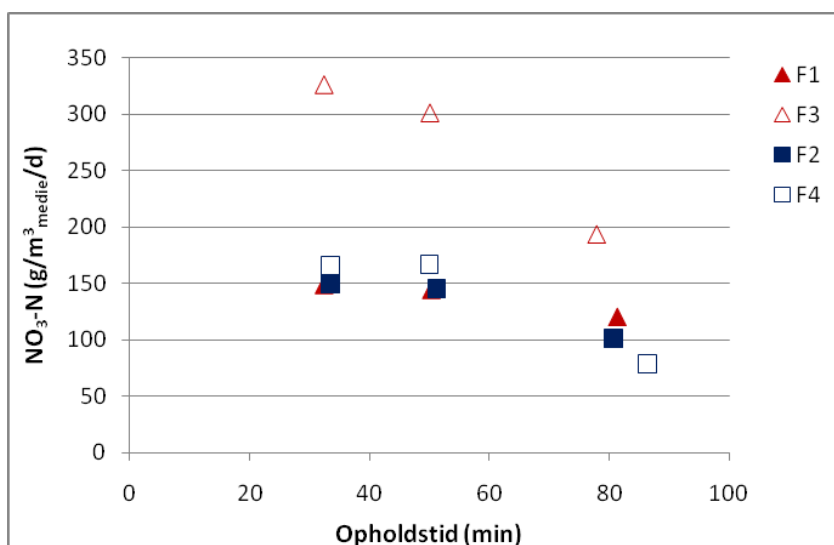
	Anlæg	Slam
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	16.00 ± 0.96	0.56 ± 0.53
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0.48 ± 0.26	0.40 ± 0.35
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	3.35 ± 2.02	19.23 ± 11.46
COD <sub>opl</sub> (mg/l)	27 ± 3	301 ± 199
COD <sub>tot</sub> (mg/l)		644 ± 155
O <sub>2</sub> (mg/l)	4.0 ± 0.5	0.5 ± 0.3
pH	7.3 ± 0.1	6.8 ± 0.1
Temperatur(°C)	14.3 ± 1.2	14.7 ± 0.9

### 6.3. C/N forhold

På grund af et svingende COD-indhold i slamvandet blev forsøgsrummet (C/N-forholdet) ikke spændt ligeså bredt ud som oprindeligt tiltænkt. Resultaterne fra C/N-forsøgene viste, at slamindholdet godt kunne mindskes yderligere i forhold til anlægsvandet uden at medføre en reduceret omsætningshastighed (Figur 6.1). Figuren viser en tendens til lavere omsætning ved det højeste C/N-forhold (her angivet som opløst COD/NO<sub>3</sub>-N forholdet) for fastmediefiltrene i forhold til moving bed filtre. Dette er i overensstemmelse med, at fastmediefiltrene er mindre effektive med det lavere (76 % mindre) overfladeareal per volumen end moving bed-mediet.



**Figur 6.1.** C/N (opløst COD/NO<sub>3</sub>-N) -forhold og medievolument specifik nitratomsætningshastighed i indledende forsøg med nitrat-pilotfiltre ved en opholdstid på 50 min. Moving bed filtre: F1 of F3. Fastmediefiltre (Bioblok): F2 og F4.



**Figur 6.2.** Opholdstid og medievolument specifik nitratomsætningshastighed i indledende forsøg med nitrat-pilotfiltre. Moving bed filtre: F1 of F3. Fastmediefiltre (Bioblok): F2 og F4.

Figur 6.2 viser en øget omsætning ved højere flow (lavere opholdstid), formodentlig p.g.a. en bedre substratdiffusion i biofilmen ved øget turbulens.

Ved den laveste opholdstid omkring 33 min var iltindholdet 77 % højere før filtrene ( $4.25 \pm 0.06 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) end ved 50 min ( $2.4 \pm 0.01 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ), undtaget F1, hvilket påvirker nitrat-omsætningen negativt idet aerob VFA-forbrænding vil foregå i en relativ større del af filteret. Begge figurer viser, at moving bed filtrene (F1 og F3) varierer mærkbart fra hinanden i forhold til fastmedie filtrene (F2 og F4). Dette kunne skyldes kanaldannelse i de, stillestående, moving bed filtre. Endvidere blev en del af medieelementerne skubbet ud af vandfasen af vandstrømmen i filteret, fordi elementerne vægtfyldemæssigt ligger tæt på vands vægtfylde (Figur 6.3).

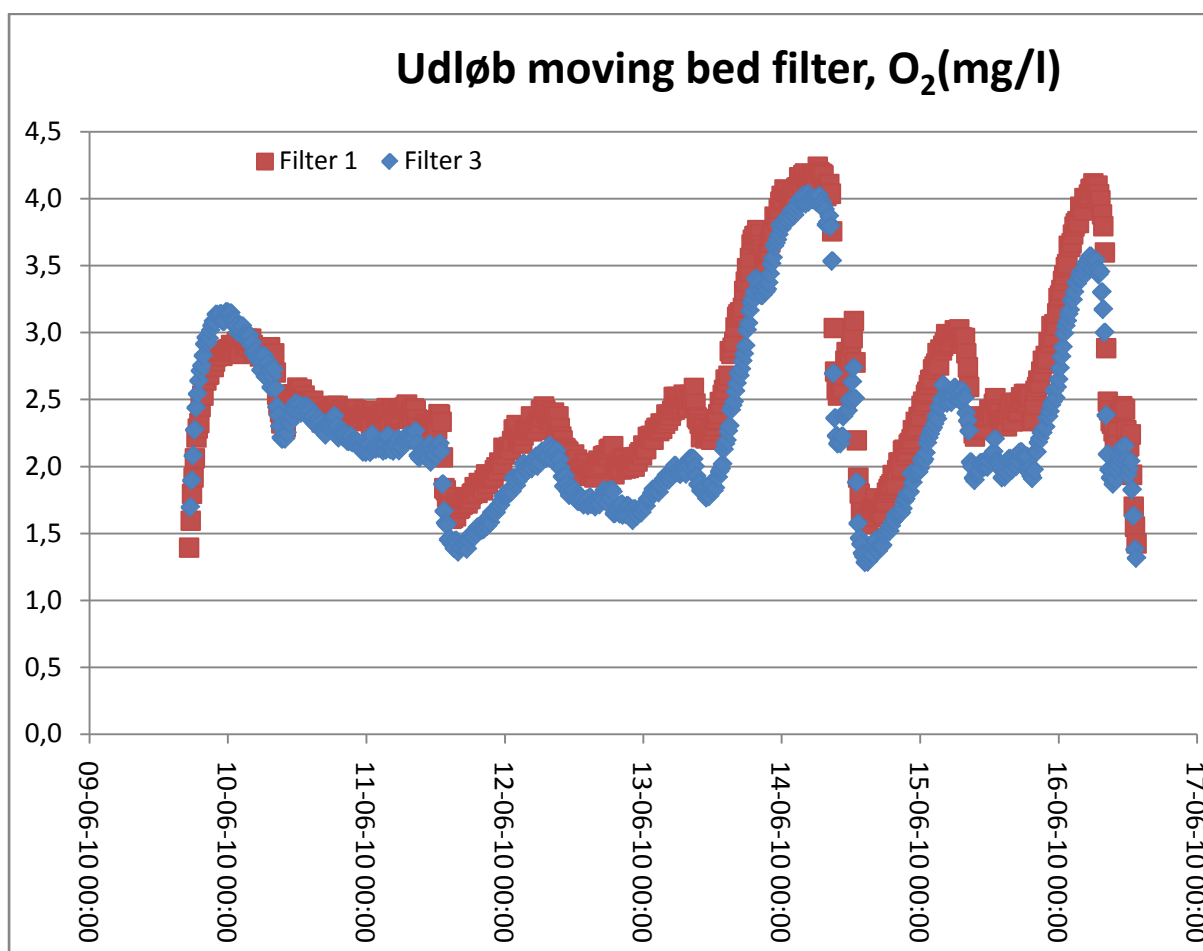


**Figur 6.3.** Medielementerne i Moving bed filtre bliver skubbet ud af vandfasen ved brug af filteret uden omrøring.

## 7. Moving bed filtre med genanvendelse af luft

For at skabe bevægelse i medieelementerne i moving bed (MB) filtrene, blev et "luftgenanvendelsessystem" etableret, hvor kapselblæseren tog luft ind fra toppen af MB filtrene i stedet for den omgivende luft, og blæste den samme luft retur ud i bunden /og midten af filteret, sådan at et lukket system blev skabt.

MB-filtrene blev startet op med et vandflow fra slambedet på 1.6 m<sup>3</sup>/t og 3.8 m<sup>3</sup>/t fra anlægget (samlet 5.4 m<sup>3</sup>/t, opholdstid 61 min), hvilket gav et C/N-forhold i indløbet på 7.5.



**Figur 7.1.** Iltindhold målt i udløbet af moving bed filtre (F1, F3) med luftgenanvendelse som omrøring.

Efter en uges drift var det ikke muligt at måle en væsentlig nitratomsætning i filtrene, på grund af et højt iltniveau i vandet. MB omsatte kun omkring 12 % af indgående nitrat imod en fjernelse på 41 % i fastmediefiltre kørt under ellers identiske forhold. Iltindholdet i udløbet fra MB filtre ses i figur 6.1. Der ses relativt store udsving. Selvom alle utætheder i systemet var søgt lukket, ser det ud til at kapselblæseren alligevel trækker luft, og dermed ilt,

ind i systemet udefra. For at få idéen om genanvendelse af luft til at fungere, viser dette forsøg, at en god (og bedre) tætning af systemet er nødvendig.

Der kunne muligvis opnås en højere nitratfjernelse i MB ved et højere C-niveau. Men det blev vurderet formålsløst at fortsætte videre forsøg i et ineffektivt denitrifikationsreaktor-setup. En nitratomsætning på 200-300  $\text{g}/\text{m}^3_{\text{medie}}/\text{d}$  for MB (F3) i forsøg uden bevægeligt medie (Figur 6.2) faldt således til 60  $\text{g}/\text{m}^3_{\text{medie}}/\text{d}$  i forsøg med genanvendelse af luft.

## 8. Nitratomsætningsforsøg

De indledende omsætningsforsøg viste stor spredning mellem moving bed filtrene, når der ikke var bevægelse i filterelementerne (Figur 6.1 og 6.2 i første omsætningsforsøg). Metoden med at bevæge medieelementerne ved at indblæse luften fra headspace var ikke effektiv, og derfor blev det besluttet, at de videre forsøg kun skulle gennemføres på fastmediefiltre (FM).

Elementerne i moving bed filtrene blev dernæst fjernet, for at kunne måle omsætningspotentialer uden medie i filter F1 og F3 ("Slamtæppereaktor").

Følgende omsætningsforsøg blev udført:

- Effekt af opholdstid på nitratomsætningen (FM-filtre).
- Effekt af C/N-forhold på nitratomsætningen (FM-filtre).
- To-faktor forsøg med C/N- og opholdstid for "slamtæppereaktor".

Målemetoden og prøveudtagningsprocedure var som beskrevet i afsnit 6.1. Dog reduceredes antallet af prøveudtag per målepunkt til to, idet prøvespredningen var relativ lille.

### 8.1. Effekt af opholdstid på nitratomsætningshastighed (FM-filtre)

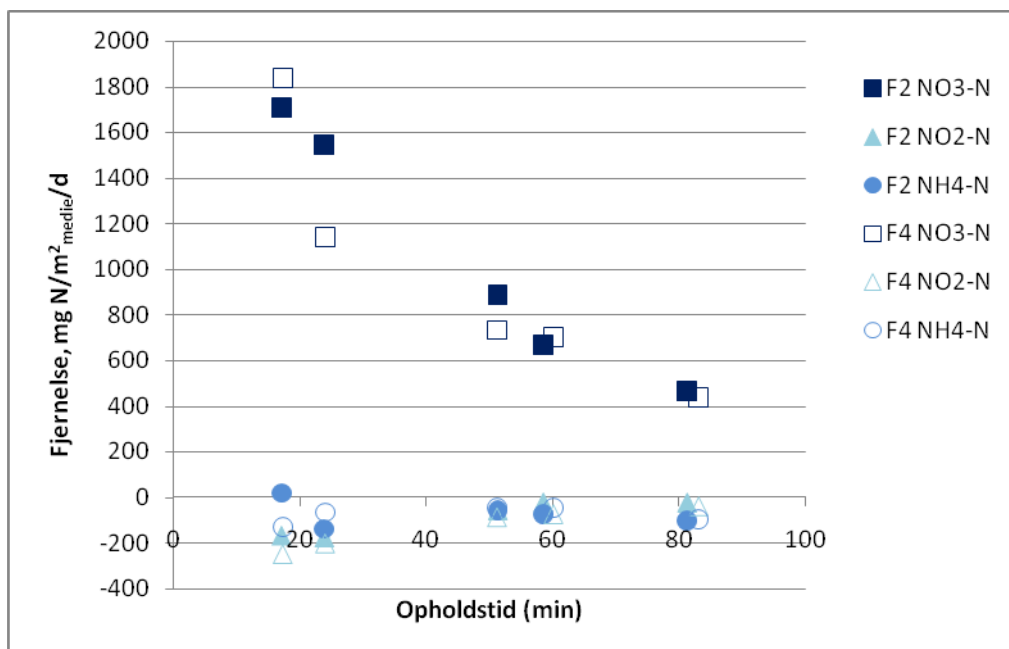
De indledende omsætningsforsøg viste højere omsætningshastighed ved øget flow formentlig p.g.a. nedsat hydraulisk filmdiffusionsmodstand. Forsøget blev gentaget og udvidet til at omfatte det i den givne opstilling højst mulige flow. Oversigt over de vandkemiske parametre målt i hovedstrømmene i forsøgsperioden ses i tabel 8.1.

**Tabel 8.1.** Oversigt over vandkemiske parametre målt i Opholdstidsforsøgsperioden.

	Anlæg	Slam
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	16.96 ± 0.22	1.81 ± 0.22
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0.53 ± 0.02	0.96 ± 0.79
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	2.28 ± 0.22	13.06 ± 2.87
COD <sub>opl</sub> (mg/l)	27 ± 3	251 ± 29
COD <sub>tot</sub> (mg/l)		617 ± 147
O <sub>2</sub> (mg/l)	3.4 ± 0.5	0.1 ± 0.1
pH	7.2 ± 0.1	6.8 ± 0.03
Temperatur(°C)	14.4 ± 0.4	15.1 ± 0.5

C/N-forholdet i indløbsvandet var i forsøgene  $6.9 \pm 1.4$  (målinger i indløb til filtrene, efter opblanding). Det samlede flow til filtrene blev varieret fra 4 til 19 m<sup>3</sup>/t svarende til opholdstider fra 17 – 82 minutter (Figur 8.1). Nitratkoncentrationen i indløbsvandet til filtrene var 12.5 mg/l. Den højeste omsætningshastighed målt til 1.8 g / m<sup>2</sup><sub>medie</sub>/d ved det højeste flow (Figur 8.1). I det første omsætningsforsøg målt en volumenspecifik omsætning på FM-filtre omkring 150 g/m<sup>3</sup>/d ved 50 min. opholdstid, hvilket svarer til 750 mg/m<sup>2</sup>/d. Dette stemmer overens med værdierne fundet i dette efterfølgende forsøg ved tilsvarende opholdstid (Figur 8.1).

Der blev dannet en anelse nitrit og ammonium i filtrene (figur 8.1). Ammonium kan dannes ved enten dissimilatorisk nitrat reduktion til ammonium (DNRA), hvor nitrit er et intermediært produkt, eller fra proteinnedbrydning af organisk materiale i filtrene. Sidstnævnte vurderes mest sandsynligt. Nitrit er et intermediært produkt i reaktionen fra  $\text{NO}_3$  til  $\text{N}_2$ . En høj nitrit koncentration vil indikere, at processen ikke forløber optimalt og/eller steady-state endnu ikke har indfundet sig.



**Figur 8.1.** Effekt af opholdstid på nitratfjernelsen i fastmedie-filtre.

## 8.2. Effekt af C/N-forhold på nitratomsætningen (FM-filtre)

En forsøgsrække med variation af C/N forholdet i indløbsvandet blev gennemført ved en opholdstid på  $28.2 \pm 0.2$  min, for at finde det optimale C/N-forhold for denitrifikationen med slamvand. En oversigt over de vandkemiske parametre målt i hovedstrømmene i forsøgsperioden ses i tabel 8.2.

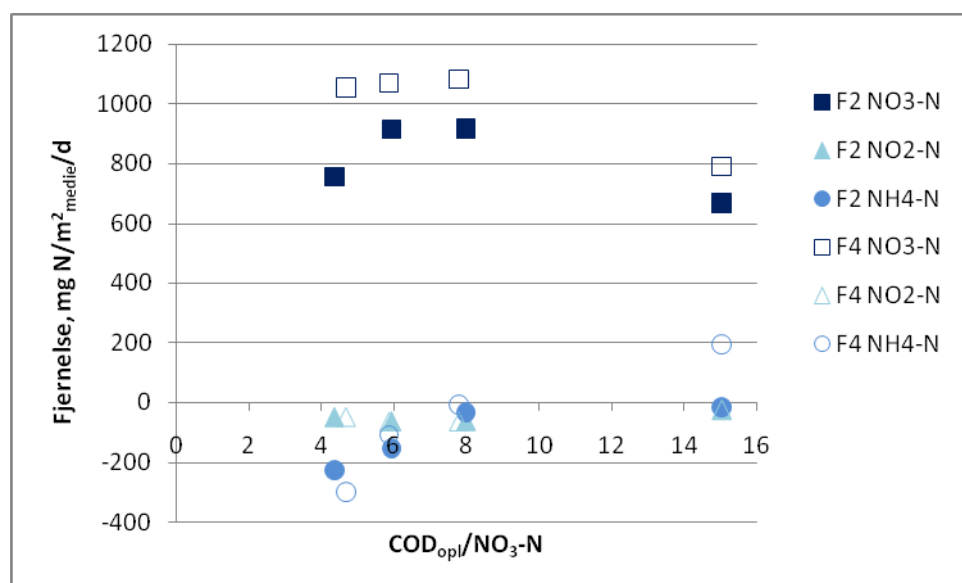
**Tabel 8.2.** Oversigt over vandkemiske parametre målt i C/N-forholdsforsøgsperioden.

	Anlæg	Slam
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	$17.34 \pm 0.28$	$2.81 \pm 2.77$
$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l)	$0.58 \pm 0.44$	$0.29 \pm 0.30$
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	$0.73 \pm 0.25$	$19.60 \pm 5.22$
$\text{COD}_{\text{opl}}$ (mg/l)	$24 \pm 1$	$248 \pm 75$
$\text{COD}_{\text{tot}}$ (mg/l)	$28 \pm 2$	$704 \pm 176$
$\text{O}_2$ (mg/l)	$3.9 \pm 0.7$	$0.4 \pm 0.2$
pH	$7.1 \pm 0.04$	$6.7 \pm 0.1$
Temperatur( $^{\circ}\text{C}$ )	$14.7 \pm 0.9$	$15.4 \pm 1.1$

Resultaterne viste, at hvis C/N-forholdet kom under 4.5 (opløst COD/NO<sub>3</sub>-N), blev nitratomsætningshastigheden nedsat (Figur 8.2). Det vil sige, at et optimalt niveau lå omkring 6-8.

Det laveste C/N-forhold gav dog ikke forøget nitritdannelse, som evt. tegn på organisk C mangel. Det vil sige, at der stadigvæk var nok C ved C/N omkring 4 til at drive processen tilfredsstillende, men at hastigheden blev nedsat p.g.a. lavere koncentration. Forsøget ved C/N omkring 4 gav en lille ammoniumstigning, formodentlig på grund af slamhydrolyseaktivitet i filteret. (Dagen inden forsøgsrækken blev sat i gang, blev beskidt slamvand/ ophobet slam tømt ud af bunden af filtrene, men da forsøgsrækken strakte sig over to dage, og forsøget ved det laveste C/N-forhold var det sidst udførte, kan det godt tænkes, at der vil ske en slamhydrolyse i filtrene af det ophobede slam).

Ammoniumindholdet i indløbsvandet til filtrene blev hovedsagligt bestemt af slamvandet (tabel 8.2), og da der forekom relativt store variationer i indholdet af ammonium (og COD) i slamvandet til filtrene, var der forholdsvis større forskel imellem de replikate vandprøver for ammonium.



**Figur 8.2.** Effekt af C/N-forhold på nitratfjernelsen i fastmedie-filtre.

For fastmedie-filtrene viste forsøgene et gennemsnitligt forbrugt COD<sub>opl</sub>/NO<sub>3</sub>-N forhold på  $3.71 \pm 2.41$ . Dette stemmer meget godt overens med det forhold, at det letomsættelige kulstof-(VFA)-indhold udgjorde ca. halvdelen af det opløste COD i slamvandet (målt gennem hele forsøgsperioden). Da der også skal påregnes et organisk stofforbrug til nedbringelse af tilstedeværende og indsluset ilt samt til vækst af den heterotrofe bakteriemasse, synes et optimum omkring 6-8 at være realistisk for de praktiske forhold.



Ophobet slam blev tømt ud af bunden af filtrene inden hver forsøgsrække blev igangsat. Det vil sige, at forholdene ikke var ægte "steady state", idet slamfjernelse fra bunden ikke var muligt at etablere på kontinuerlig basis i filtrene.

I den følgende forsøgsperiode opstod en længerevarende sygdomsperiode på dambruget, der krævede en del hjælpestofstilsætninger, og der pågik samtidigt forsøg med øget lufttilsætning til anlæggets biofiltre, således at iltkoncentrationen fra biofilterudløbet lå oppe på 6.8-7.8 mg/l i dagtimerne. Det ville derfor ikke være retvisende at køre de planlagte optimeringsforsøg for fastmediefiltrene under disse forhold. En nedgang i nitratfjernelsesaktiviteten blev i overensstemmelse med de nævnte forhold målt i filtrene (behandling med Chloramin-T). Et længerevarende forsøg ved den optimale filterindstilling var således ikke muligt at gennemføre indenfor projektperioden.

### 8.3. "Slamtæppe-reaktor"-forsøg

For at kvantificere, hvor stor betydning bakteriemassen i den suspenderede stoffase havde for nitratfjernelsen, blev et faktorforsøg udført i filter F1 og F3 uden medieelementer.

Faktorerne, der blev varieret, var C/N-forholdet i indløbsvandet (4-12) og flow/opholdstid (50 – 150 min), som vist i tabel 8.3.

**Tabel 8.3.** Forsøgsdesign for Slamtæppereaktorforsøg.

C/N*	Opholdstid min)
4	50
12	50
4	150
12	150
8	100
8	100

\*Målt som  $\text{COD}_{\text{opløst}}/\text{NO}_3\text{-N}$

Forsøgene blev udført i randomiseret rækkefølge, og procedure og målemetode var identisk med de tidligere udførte forsøg (afsnit 6.1). Forsøgene blev udført i uge 44-45.

Resultaterne fra slamtæppereaktor-forsøgene ses i tabel 8.4.1 og 8.4.2.

**Tabel 8.4.1.** Resultater fra slamtæppereaktorforsøg med filter 1.

Filter 1										
C/N	HRT	C/N indløb	HRT (min)	NO <sub>3</sub> -N indløb	%- fjernelse NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N g/m <sup>3</sup> <sub>(reaktor)/d</sub>	NH <sub>4</sub> -N indløb	%- fjernelse NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N g/m <sup>3</sup> <sub>(r)/d</sub>	NO <sub>2</sub> -N g/m <sup>3</sup> <sub>(r)/d</sub>
Høj	Kort	12.1	50	8.4	30	73	6.6	-1	-2	-4
Lav	Kort	4.3	49	11.8	19	64	3.1	3	3	-1
Lav	Lang	3.6	181	12.3	32	31	5.0	40	16	-4
Høj	Lang	10.8	149	10.5	100	101	5.8	-15	-8	8
Midt	Midt	8.2	104	9.4	75	97	5.3	11	8	-4
Midt	Midt	6.9	98	11.6	80	136	4.2	7	4	6
øvrigt										
		5.3	96	11.7	41	72	4.5	6	4	1
		7.3	154	8.2	52	36	10.1	50	43	1
	*	16.0	188	9.6	37	27	10.7	31	25	-1
	**	11.4	198	10.6	54	41	9.3	-15	-10	-3
	**	15.8	109	7.6	53	53	9.6	1	2	-17

\*: Fra den 24.06.10

\*\*: Fra den 30.06.10

**Tabel 8.4.2.** Resultater fra slamtæppereaktorforsøg med filter 3.

Filter 3										
C/N	HRT	C/N indløb	HRT (min)	NO <sub>3</sub> -N indløb	%- fjernelse NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N g/m <sup>3</sup> <sub>(reaktor)/d</sub>	NH <sub>4</sub> -N indløb	%- fjernelse NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N g/m <sup>3</sup> <sub>(r)/d</sub>	NO <sub>2</sub> -N g/m <sup>3</sup> <sub>(r)/d</sub>
Høj	Kort	12.4	49	8.2	24	58	6.8	5	11	-14
Lav	Kort	4.8	49	11.5	12	41	3.4	1	1	-10
Lav	Lang	4.9	177	10.9	49	43	7.8	33	21	-14
Høj	Lang	10.6	147	10.7	86	90	6.1	-4	-2	0
Midt	Midt	8.8	103	9.0	69	86	5.5	1	1	0
Midt	Midt	6.9	98	11.7	66	114	4.2	14	9	-2
øvrigt										
		5.9	96	11.3	25	42	4.9	5	4	-9
		7.7	165	7.9	90	60	10.4	19	17	-7

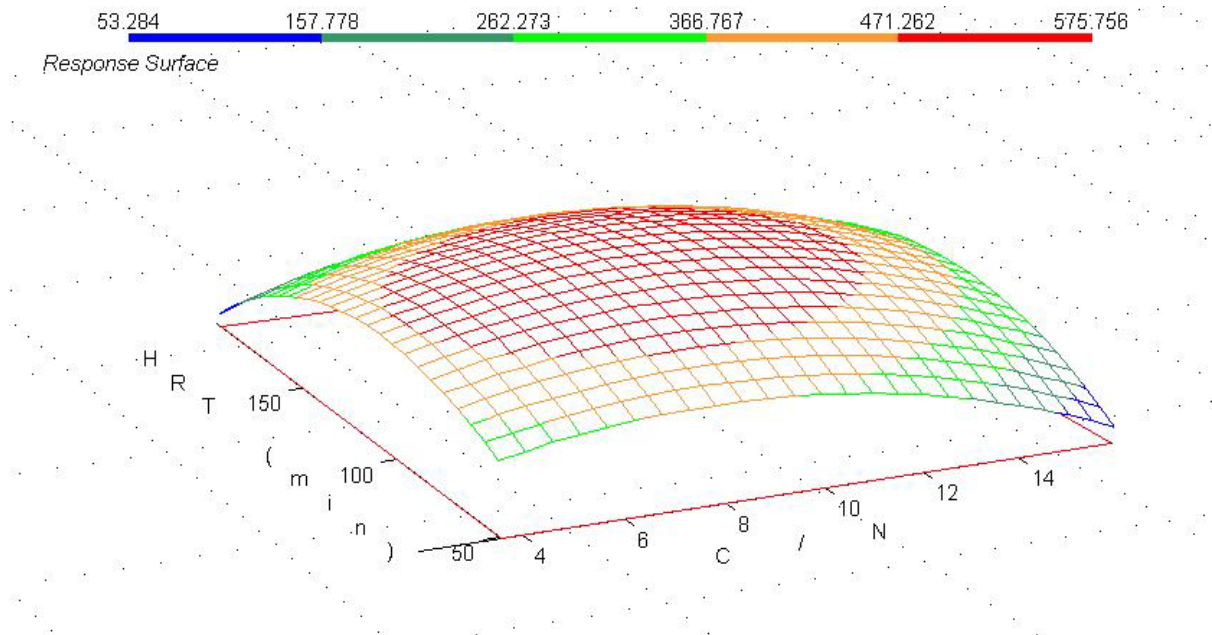
Forsøgene viste, at C/N-forholdet ikke var så betydende for nitratomsætningshastigheden ved kort opholdstid som ved høj opholdstid (signifikant interaktion). Den højeste nitratomsætning, henholdsvis 136 g og 114 g NO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup><sub>reaktor</sub>/d for F1 og F3, opnåedes ved midterpunktet. Denne omsætningshastighed er sammenlignelig med den, som målt på FM-filtre ved 50-60 min opholdstid, hvis den arealspecifikke hastighed udtrykkes på tankvolumen basis.

Al nitrat blev fjernet i F1 ved ca. 150 min opholdstid og et C/N på 11 (Tabel 8.4.1). I replikat filteret, F3, var fjernelsesprocenten oppe på 86 % ved tilsvarende forhold (Tabel 8.4.2).

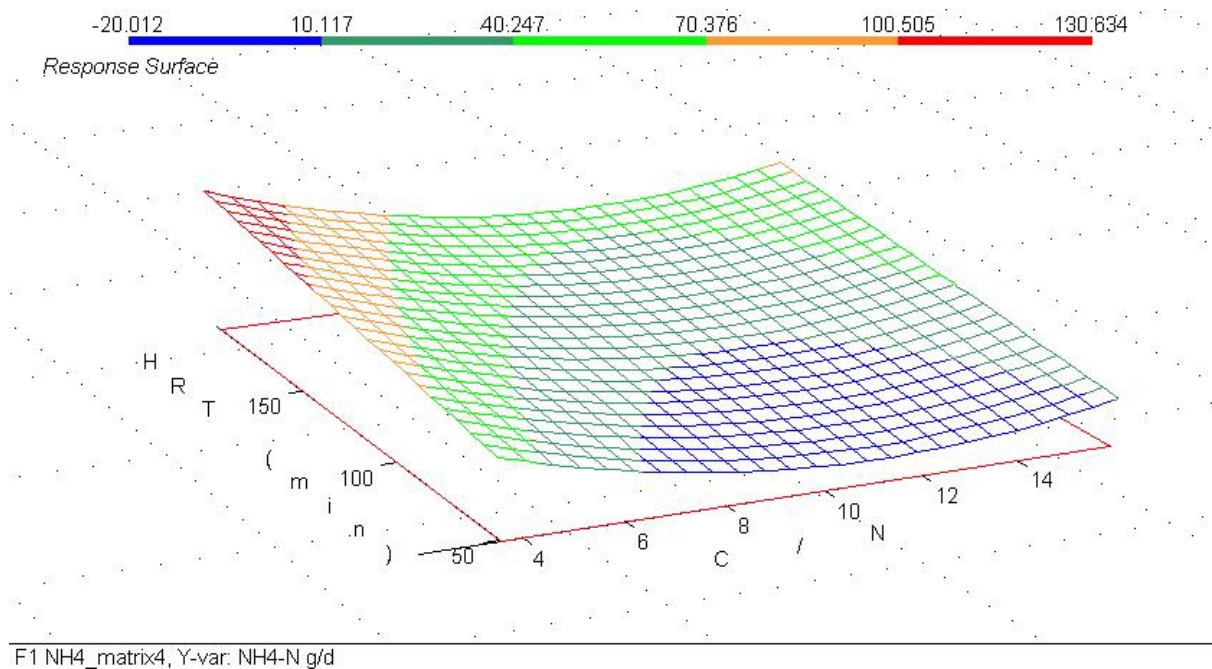
Bemærkelsesværdigt - og uventet - var målingerne af en betydelig ammoniumfjernelse ved lang opholdstid (>150 min) og ikke for højt C/N-forhold (<10). Yderligere undersøgelser må foretages for klart at redegøre for denne mekanisme, der synes at være et mere komplekst samspil med flere parametre. Ammoniumfjernelse med så relativ høj hastighed, som målt i tabel 8.4, kan enten tænkes at ske som følge af udfældning med magnesium som MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>,

eller på grund af anammox ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$ ). Sidstnævnte proces må antages at være mest sandsynligt. Relativ høje anammoxbakterie-forekomster er blevet påvist i recirkulerede biofiltre, hvor de formodes at stamme fra fiskenes tarme, idet bakterierne er blevet identificeret både i fækalier og i tarm-epithel (Lahav et al., 2009). Autotrofe bakterier, som anammoxbakterier kræver ikke organisk stof til vækst, men i slamtæppereaktoren kommer hovedparten af  $\text{NH}_4\text{-N}$  fra slamvandet, og derfor synes en vis del slamvand at være nødvendig til at opnå god fjernelse.

En response surface analyse blev lavet på data fra faktorforsøget, men da effekterne ikke er lineære, burde designet være udbygget med nogle stjernepunkter for at kunne modellere effekterne helt korrekt. Modellen beskriver dog de overordnede tendenser for forsøgene. Den samlede N-fjernelse (alle N-fraktioner) var maksimal i punktet  $\text{C/N}=8.8$  og opholdstid= 114 min (figur 8.3). Ammonium blev dannet ved  $\text{C/N}$  6-14 og opholdstid 50-100, mens en fjernelse fandt sted ved højere opholdstider (figur 8.4). Modellen for ammonium var dog ikke signifikant.



**Figur 8.3.** Slamtæppe-faktorforsøg med toppunkt for N-omsætning ved C/N 8.8 og opholdstid 114 min.



**Figur 8.4.** Slamtæppe-faktorforsøg viste ammoniumfjernelse ved lang opholdstid, og ammoniumdannelse ved kortere opholdstider.

## 9. Hydrolyseforsøg med slam fra Kongeåens Dambrug

Slambedet fungerer i dag som et tilbageholdelsesreservoir for organisk stof, hvor en hydrolyse finder sted og en delstrøm løber videre mod plantelagunen. Denne kloakfunktion afstedkommer ingen systematisk styring af de forskellige ind- og udgående strømme. En del slam bliver afhentet til brug i biogasanlæg, men dette sker heller ikke på nogen systematisk vis. For bedre at kunne klarlægge, hvor stort potentialet af letomsætteligt organisk stof til denitrifikation var i det producerede slam, blev et hydrolyseforsøg gennemført under kontrollerede betingelser på DTU Aqua i Hirtshals.

### 9.1. Forsøgsbetingelser og målemetode

Slam fra henholdsvis; A) slamkegler, B) mikrosigte, og C) biofilterskyl blev hentet på Kongeåens dambrug og nedkølet kørt til Hirtshals. Slammet blev dernæst opkoncentreret ved at fjerne en del af supernatant vandfasen (Tabel 9.1), inden det blev fordelt i 3 (replikate) 2-liters kolber, der blev holdt lufttætte og sat til inkubering under omrøring ved stuetemperatur (Figur 9.1).

50 ml slamprøve blev udtaget efter følgende tidsforløb: Dag 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 14, 16 og analyseret for opløst COD, totalt COD, VFA,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , samt pH. De kemiske parametre blev målt med Hach Lange test kit. Indholdet af askefrit tørstof (TVS) blev målt dag 0 og 16.



**Figur 9.1.** Slamhydrolyseopstilling. Slam fra biofilterskyl hydrolyseres anaerobt under omrøring.

## 9.2. Resultater og diskussion

pH begyndte hurtigt at falde i slamprøverne fra slamkegler og mikrosigtebakke som tegn på syredannelse (figur 9.2). For biofilterskyl var pH-faldet i perioden kun på 0.1 pH-enhed, givetvis fordi det organiske stofindhold var 17-30 gange lavere end henholdsvis slamkegle – og mikrosigteprøver (tabel 9.1). Det lave stofniveau i biofilterskylprøverne medførte en meget uensartet biologisk aktivitet i de replikate C-prøver. Resultaterne for biofilterskyl er derfor ikke vist i de følgende tabeller og figurer, fordi det ville give et misvisende indtryk af noget som må betegnes som en metodefejl. Stofkoncentrationerne i slamkegleslam (A) og mikrosigteslam (B) var høje nok til, at disse havde en høj egen biologisk aktivitet.

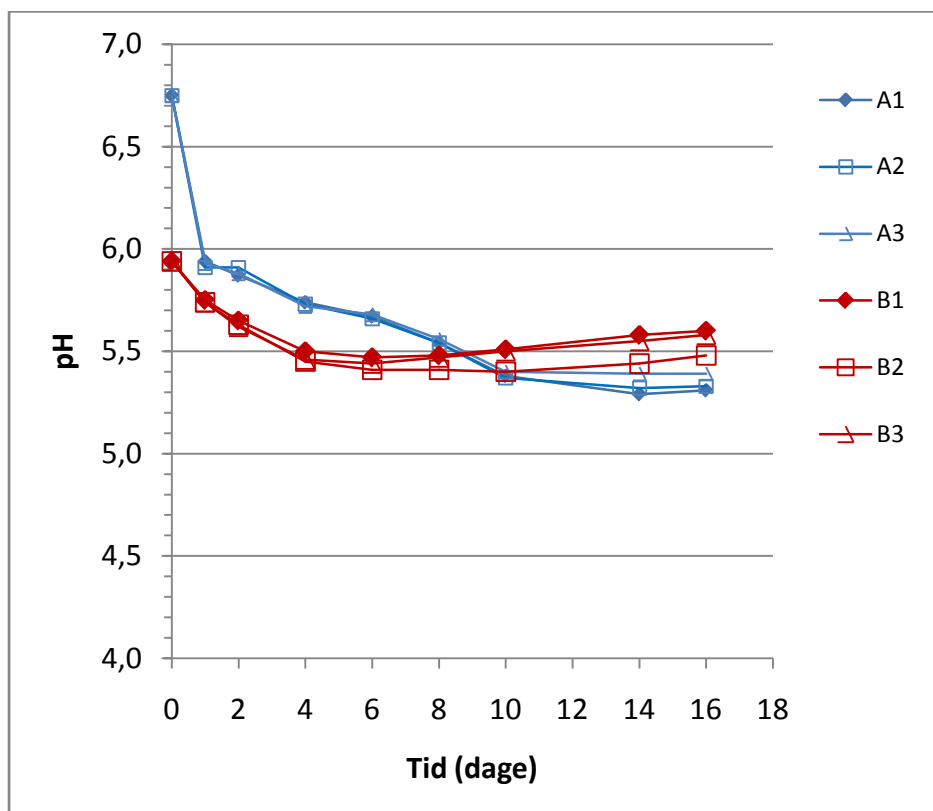
Metandannende bakterier hæmmes ved pH under 6-5.5 (Henze et al. 1997), dette betyder, at tab af VFA til metandannelse ikke var aktuelt i dette forsøg (Figur 9.2).

**Tabel 9.1.** Oversigt over slamtyper anvendt i hydrolyseforsøg.

	Start, dag 0		Slut, dag 16		
	Opkonc.	TVS <sub>0</sub> (g/l)	TVS <sub>16</sub> (g/l)	sCOD <sup>b</sup> /TVS <sub>0</sub> (g/g)	VFA <sup>b</sup> /TVS <sub>0</sub> (g/g)
A.Slamkegle	4.8	19.74 ± 0.36	16.84 ± 0.70	0.28 ± 0.005	0.21 ± 0.007
B.Mikrosigte	- <sup>a</sup>	33.16 ± 0.05	30.34 ± 0.34	0.22 ± 0.024	0.15 ± 0.012
C.Biofilterskyl	4.3	1.04 ± 0.05	1.00 ± 0.07	-	-

<sup>a</sup>Slam fra mikrosigtebakken. Opkoncentrering ikke nødvendig. Bundfældningsegenskaber meget forskellige fra A.

<sup>b</sup>Produceret i forsøgsperioden (indhold dag 16 – indhold dag 0)



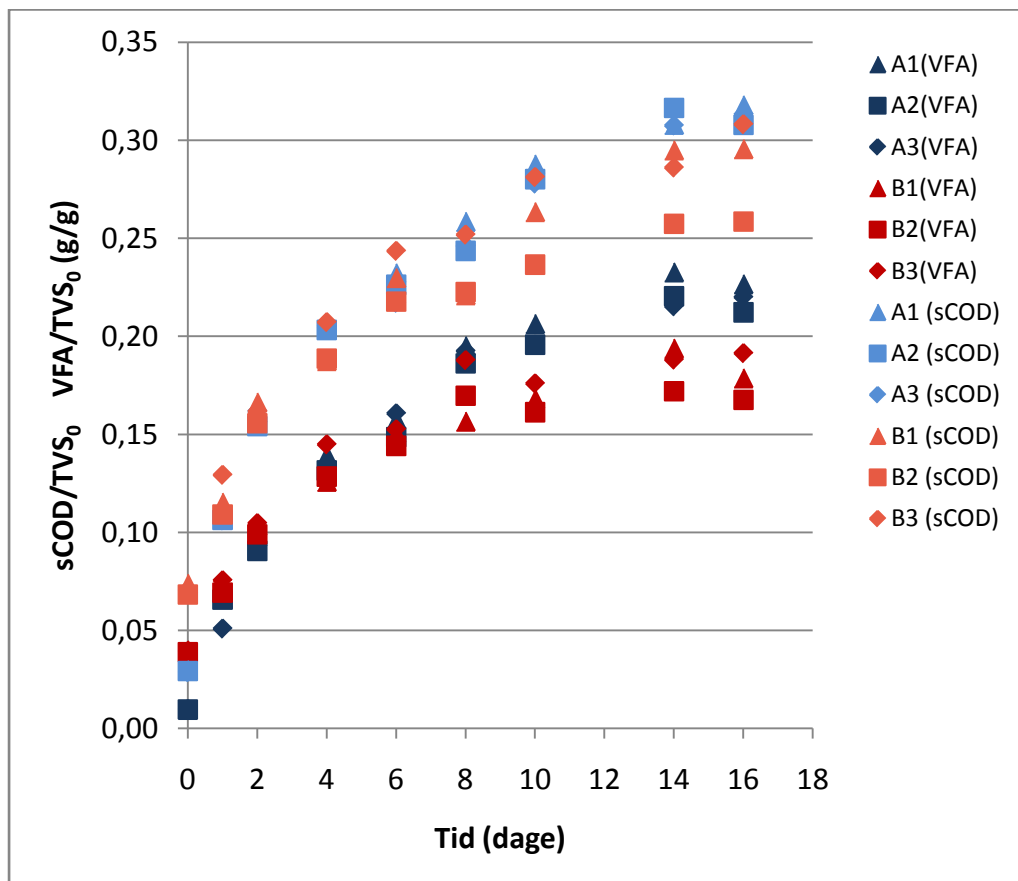
**Figur 9.2.** Fald i pH i takt med, at hydrolysen (VFA-dannelsen) forløber.

A: Slamkegleslam, B: Mikrosigteslam.

Hydrolyseringshastigheden, målt som stigning i opløst COD og VFA indhold, var hurtigst i starten af forsøget (figur 9.3), da den stejleste stigning ses her. Det målte VFA-indhold er

Hydrolyseringshastigheden, målt som stigning i opløst COD og VFA indhold, var hurtigst i starten af forsøget (figur 9.3), da den stejleste stigning ses her. Det målte VFA-indhold er omregnet (som acetat) til COD-enheder på figuren. For at tage højde for de uens stofkoncentrationer (askefrit tørstof, TVS) ved sammenligning, er alle koncentrationer normaliseret med TVS-indholdet i prøven dag 0. De to typer af prøver udviser et meget ens hydrolyseringsmønster (figur 9.3). Umiddelbart kunne man godt forvente, at der ville være en større forskel, idet slamkegleslam kunne formodes at indeholde relativt flere tungere partikler end mikrosigteslam, hvilket deres bundfældningsegenskaber også afspejlede. Men de uens bundfældningsegenskaber ser ikke ud til at have nogen afgørende betydning for hydrolyseprocessen.

Forsøgene viste, at 1 g askefrit tørstof/organisk stof (TVS) fra slamkegleslam generede 0.21 g VFA, hvilket udgjorde 75 % af det opløste COD-indhold (tabel 9.1 og figur 9.3). Tilsvarende gav det organiske stof fra mikrosigterne 0.15 g VFA/g TVS, og 68 % af opløst COD var letomsætteligt VFA. Den ene replikat af bioskyl-slamprøverne udviklede også et tilsvarende VFA niveau; 0.22 g VFA/g TVS (- mens de øvrige replikater lå på 0.13 og 0.06!).



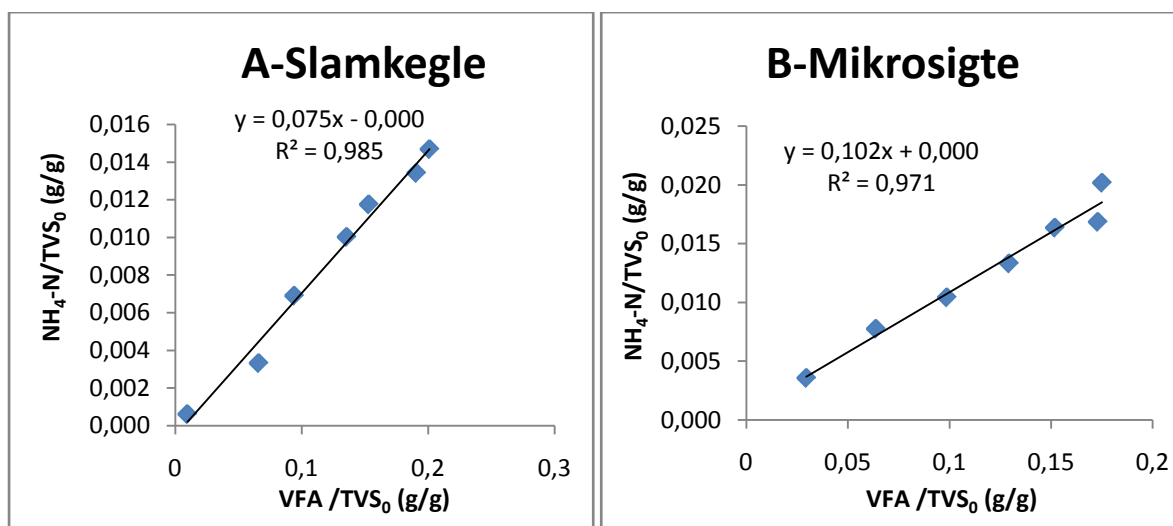
**Figur 9.3.** Frigivelse af opløst COD og VFA under anaerob hydrolyse for slamkegleslam (A) og mikrosigteslam (B). Forsøget er udført i triplikat.

## Slamalder

Det lave pH målt i mikrosigteslammet dag 0 (figur 9.2) indikerer, at en hydrolyse/syredannelse allerede var påbegyndt før forsøget blev iværksat. Dette stemmer også overens med det højere startniveau af opløst COD og VFA (figur 9.3) for mikrosigteslam i forhold til slamkegleslam. Teoretisk set burde de begge starte i nulpunktet. Mikrosigteslammet blev taget i afløbsbakken fra mikrosigten, i formodning om at dette var den laveste opnåelige slamalder. Slamkegleslammet var en blanding af fækalier produceret over de 48 timer siden sidste slamkegletømning. Således var prøverne repræsentative for det slam, der ved de gældende rutiner på dambruget, pumpes over i slambedet.

## Ammoniumdannelse

Ved nedbrydning af protein frigives ammonium fra aminosyrerne. Udviklingen af ammonium i slamprøverne var stærkt korreleret til VFA-indholdet (figur 9.4). En ammoniumdannelse på 0.076 og 0.10 g NH<sub>4</sub>-N pr. g. VFA-COD blev således målt for henholdsvis slamkegle- og mikrosigteslam (Figur 9.4).



**Figur 9.4.** Ammoniumdannelse korreleret til VFA udvikling under hydrolyse af slamkegle og mikrosigteslam.

Denne ammoniumdannelse vil være en negativ sideeffekt ved brug af slamhydrolysater til denitrifikation i recirkulerede opdrætssystemer, idet det herved dannede ammonium i princippet også skal fjernes ved nitrifikation og efterfølgende denitrifikation. (Medmindre anammoxprocessen også kan udnyttes i denitrifikationsrensetrinnet til direkte ammoniumsfjernelse).



## 10. Vurdering af denitrifikationspotentialiet i Modeldambrugsslam

På baggrund af de udførte forsøg, er der i dette afsnit vurderet, hvor meget nitrat der kan fjernes ved denitrifikation og brug af det internt producerede slam til at drive processen.

### 10.1. Denitrifikationskapacitet med nuværende slamhåndteringspraksis

Nitratfjernelsesforsøgene (afsnit 6 og 8) blev gennemført under den nuværende slamhåndteringspraksis, der ikke er tilrettelagt efter at skulle optimere udbyttet af letomsætteligt organisk stof. Forholdet mellem opløst COD og VFA i slamvandet var gennemsnitlig  $53 \% \pm 8$  (VFA som COD-enheder (N=35)) for prøver udtaget til forsøg i perioden 8/6 - 11/11 2010). Gennemsnitlig opløst COD-indhold i klaret slamvand målt til  $272 \pm 85$  mg/l (N=42)

I måleprogrammet for Modeldambrug blev en gennemsnitlig daglig tilførsel til slambedet målt til  $455 \text{ m}^3/\text{d}$ , og udløb til plantelaguner fra de 3 produktionsenheder var gennemsnitlig  $7263 \text{ m}^3/\text{d}$  (Svendsen et al., 2008). Nitratindholdet i udløbsvandet varierer typisk fra 8 -16 mg N/l.

Følgende grove estimat kan da udledes:

Opløst COD-indhold i klaret slamvand til nitratfilter:

$$455 \text{ m}^3 * 272 \text{ g/m}^3 = 123.760 \text{ g COD/d}$$

Ved et optimalt C/N-forhold på 6 for nitratfjernelse kan følgende nitratmængde (8 – 16 mg/l) fjernes:

$$(123.760/6) / (7263 \text{ m}^3/\text{d} * 8 \text{ g N/m}^3) - (123.760/6) / (7263 \text{ m}^3/\text{d} * 16 \text{ g N/m}^3) : 36 - 18\%$$

Dvs. gennemsnitligt ca. 24 % af nitraten.

### 10.2. Denitrifikationskapacitet med kontrolleret hydrolyse

Ved den kontrollerede anaerobe hydrolyse i laboratoriet opnåedes et indhold på 68 – 75 % VFA af opløst COD (afsnit 9). Dvs. 15 – 22 % af det letomsættelige stof gik teoretisk set tabt i systemet inden det kom til nitratfiltrene med den nuværende slamhåndteringspraksis.

Hvor stort et nitratfjernelsespotentialie, der teoretisk kunne opnås ved optimeret anaerob hydrolyse er vist i tabel 10.1. Beregningerne er udført på baggrund af de stofmængder, som blev målt på dambruget i løbet af det 2-årige måleprogram (tal fra 2.år) (Svendsen et al., 2008), samt hydrolyseforsøget. Forholdet mellem COD og VS er ved elementar-analyse på akvakulturslam blevet bestemt til  $1.44 \text{ g COD/g VS}$  i (Klas et al., 2006) fra et foder (indeholdende 45 % protein og 20 % fedt). Dette forholdstal er anvendt ved omregning fra

organisk stof i måleprogrammet (COD) til hydrolyseforsøgstal (VS). Ved beregningerne er der set bort fra temperatureffekter. Den anvendte analysemetode til bestemmelse af VFA-indhold, kvantificerede de små syrer som acetat, og derfor er forholdet 2.68 g acetat (VFA)/ g NO<sub>3</sub>-N anvendt ved denitrifikation.

**Tabel 10.1.** Estimer af denitrifikationskapacitet ved slamhydrolyse.

	Min.	Max.
COD tilført slambassin (kg/år)	95.596 <sup>a</sup>	131.858
VFA (kg/år)	13.277	18.313
N denitrifikationskapacitet heri (kg/år)	4.954	6.833
NO <sub>2+3</sub> -N udløb i måleår 2	14.483	14.483
% reduktion af eksisterende N-udledning	34 %	47 %
N-rensegrad mulig i alt (%)	67 %	72 %

<sup>a</sup>Tilført slambassin - klaringsvandsindhold

I praksis vil en del af det letomsættelige organiske stof blive brugt til at nedbringe iltindholdet i en denitrifikationstank, alt afhængigt af anlægsudformningen og driften af denne. Dette er der ikke taget højde for i tabel 10.1. De noget højere nitratfjernelsesrater (tabel 10.1) viser, at en højere nitratfjernelse vil kunne opnås i praksis ved en mere kontrolleret slamhydrolyseproces end den nuværende, som kun blev anslået til at kunne fjerne omkring 24 % nitrat-N.

N-rensegraden (total-N) for 2. år i måleprogrammet lå på 54 % (Svendsen et al., 2008). Denne kan ved optimalt brug af kulstofindholdet i slammet til denitrifikation teoretisk set øges til 67 – 72 % (tabel 10.1), der ville kunne give en forøget produktionstilladelse på 40-64 % af godkendt fodermængde. Det er i så tilfælde formentlig ikke nødvendigt med en betydende tilsætning af en ekstern kulstofkilde på Modeldambrug, hvis blot det rigtige hydrolyse – og denitrifikationsanlæg etableres og drives effektivt.

## 11. Samlet diskussion og konklusion

Denitrifikationsforsøgene udført på Kongeåens dambrug viste, at det organiske stof fra slambedet var en udmærket kulstofkilde til at drive denitrifikationsprocessen. De målte nitratomsætningshastigheder var sammenlignelige med tilsvarende undersøgelser. Hamlin et al. (2008) målte en maksimal denitrifikationshastighed på 670-680 g N/m<sup>3</sup><sub>medie</sub>/d, hvilket svarer til 0.7 g N/m<sup>2</sup>/d, og fandt ingen væsentlig forskel på hastigheden med forskellige C-kilder (methanol, eddikesyre, melasse, hydrolyseret stivelse).

Den nuværende slamhåndteringspraksis medførte dog store udsving i VFA-indhold (på op over 100 %) i afgangsvandet til pilotfiltrene, som ikke er hensigtsmæssig i driftsøjemed. Med den nuværende slamhåndteringspraksis anslås det, at 18-36 % af nitraten kan fjernes fra udløbsvandet fra produktionen. De store koncentrationsudsving, samt eksport af slam til biogasanlæg, bevirker dog, at dette overslag er behæftet med en del usikkerhed.

### 11.1. Pilotfiltre

I forsøg med fastmediefiltre målt en nitratomsætningshastighed på 1.8 g N/m<sup>2</sup>/d (ved et flow på 19 m<sup>3</sup>/t), samt et optimum C/N forhold på 6-8. Formodentligt ville nitratomsætningshastigheden have været højere ved endnu højere flow, idet den hydrauliske effekt var betydelig. Ved et flow på 5.5 m<sup>3</sup>/t målt 0.7 g N/m<sup>2</sup>/d. I et review om denitrifikation og recirkulering (van Rijn et al., 2006), fandt man stærkt varierende nitratomsætningshastigheder, fra 36 – 3984 g/m<sup>3</sup>/d, hvilket tilskrives forskelle i anlæg og driftsbetingelser. Den maksimale omsætning på 1.8 g N/m<sup>2</sup>/d målt på Kongeåen svarer volumetrisk til 360 g N/m<sup>3</sup><sub>medie</sub>/d.

Det var ikke muligt i det givne set-up at etablere et lukket moving bed system, hvor den tilstedeværende luft i systemet blev anvendt til at skabe bevægelse i elementerne. Derfor blev nitratomsætningen i moving bed filtre ikke bestemt.

I forsøg hvor filtertanken blev anvendt som en slamtæppereaktor målt en relativ høj nitratomsætning på op til 136 g N/m<sup>3</sup><sub>(reaktor)</sub>/d, der svarer til 49 % af den maksimale omsætningshastighed målt i fastmediefiltre (1.8 g N/m<sup>2</sup>/d svarer til 280 g N/m<sup>3</sup><sub>(filterreaktor)</sub>/d). Den maksimale hastighed i slamtæppereaktoren svarede til hastigheden målt i fastmediefiltrene ved 50 – 60 min opholdstid (5.5-6.5 m<sup>3</sup>/t). Dvs. ved lave flowhastigheder fandtes hovedparten af den aktive, denitrificerende biomasse i suspension i reaktoren. Det øgede overfladeareal i FM-filtre blev kun udnyttet effektivt ved høje flowhastigheder. Hvorfor biofilmen på medieoverfladen var så relativ inaktiv, kan der spekuleres over, måske på grund af manglende returskylning.

Nitratomsætningshastigheden kunne formodentlig øges (i alle forsøg) ved brug af omrøring – uden lufttilførsel. Fra et praktisk synspunkt var fastmediefiltrene ikke overbevisende mere effektive end den tomme beholder uden medie i. Et aktivt slam anlæg eller slamtæppereaktor med omrøring, der ikke kræver returskylningsprocedurer, kunne derfor være et attraktivt alternativ til denitrifikations-fastmediefiltre, selvom de ville være mere pladskrævende.

## 11.2. Denitrifikationspotentiale

Kontrolleret hydrolyse i laboratoriet viste, at op til 21 % af det organiske stof i slambedet var letomsætteligt, og at det udgjorde op til 75 % af det opløselige COD. Dette viser, at der er potentiale for en bedre udnyttelse af det organiske stof, end hvad den hidtidige slamhåndteringspraksis beforder. En nitratreduktion på op til 34 - 47 % vil kunne opnås inden plantelagunen ved denitrifikation og en mere effektiv slamhydrolyse. Dog dannes der ammonium fra proteinnedbrydningen under slamhydrolysen, som også skal fjernes. På baggrund af slamtæppereaktorforsøgene, der indikerede anammoxaktivitet i slammet, er det dog ikke utænkeligt, at en reaktor kunne drives med både denitrifikation og anammox. Et eksempel på et sådant pilot-anlæg er beskrevet i litteraturen, hvor fuld N-fjernelse drives af det producerede akvakulturslam med 11.6 % N-fjernelse ved anammox og 84 % N-fjernelse ved denitrifikation (Tal et al., 2009).

Denne rapport's resultater kan opsummeres til følgende konklusioner:

- Moving bed-filtre med genanvendelse af egen luft kræver et mere avanceret (tættere) system for at fungere end det her afprøvede.
- I fastmedie-filtre (Bioblok) blev en nitratomsætningshastighed på 1.8 g N/m<sup>2</sup>/d bestemt, hvilket vil kunne øges med forbedret hydraulik. Processen havde et optimalt C/N-forhold omkring 6-8.
- I filtre uden medie blev en hastighed på op til 136 g N/m<sup>3</sup><sub>reaktor</sub>/d målt. Indikationer på tilstedeværelse af aktive anammox-bakterier (ammonium -og nitratfjernelse) i miljøet blev også registreret.
- Kontrolleret slamhydrolyse viste et stort potentiale for øget N-fjernelse ved bedre udnyttelse af det producerede organiske stof på dambruget. Ved ændret slamhåndteringspraksis kunne N-fjernelsen teoretisk set næsten fordobles:
  - Den nuværende slambeds-praksis blev anslået til at kunne fjerne 24 % af nitraten i udløbsvandet.
  - Slamhydrolyseresultater indikerede mulighed for op til 34-47 % fjernelse før plantelagunen.
- Det anbefales på baggrund af de opnåede praktiske erfaringer at videreudvikle aktiv slam/slamtæppe-reaktorer på Modeldambrug til bedre udnyttelse af det ubrugte denitrifikationspotentiale i slammet.
- Denitrifikation og slamhåndtering bør om så vidt muligt indtænkes i kommende Modeldambrug. Der er i den forbindelse behov for beskrivelse af en simpel opstilling og en praktisk håndterbar procedure for praktisk drift heraf på dambrug.

## 12. Referencer

Arbiv, R. og van Rijn, J. 1995. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 14, 189-203

Dalsgaard, J, Pedersen, P.B, 2011. Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, in press.

Hamlin, H.J., Michael, S.J.T., Beaulaton, C.M., Graham, W.F., Dutt, W., Steinbach, P., Losordo, T.M., Schrader, K.K., Main, K. L., 2008. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 38, 79-92.

Lahav, O., Bar Massada, I., Yackoubov, D., Zelikson, R., Mozes, N., Tal, Y., Tarre, S., 2009. Quantification of anammox activity in a denitrification reactor for a recirculating aquaculture system. *Aquaculture*, 288, 76-82.

Suhr, K.I., Pedersen, P.B., Svendsen, L.M., Michelsen, K., Plesner, L.J. 2008. Omsætning af ammonium-kvælstof i biofiltre på Modeldambrug. DTU Aqua-rapport nr. 194-08.

Svendsen, L., et al., 2008. Kongeåens dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. DTU Aqua-rapport nr. 182-08.

Tal, Y., Schreier, H. J., Sowers, K. R., Stubblefield, J. D., Place, A. R., Zohar, Y. 2009. Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture*, 286, 28-35.

## DTU Aqua-rapportindex

Denne liste dækker rapporter udgivet i indeværende år samt de foregående to kalenderår. Hele listen kan ses på DTU Aquas hjemmeside [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk), hvor rapporterne findes som pdf-filer.

- Nr. 202-09      Vurdering af markedsudsigter for akvakulturproduktion i Danmark. Erling P. Larsen, Jens Henrik Møller, Max Nielsen og Lars Ravensbeck.
- Nr. 203-09      Løjstrup Dambrug (øst) - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 204-09      Final Report of Fully Documented Fishery. Jørgen Dalskov and Lotte Kindt-Larsen.
- Nr. 205-09      Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber fra 2005-2007. Nøglefiskerrapporten 2005-2007. Claus R. Sparrevohn, Hanne Nicolajsen, Louise Kristensen og Josianne G. Støttrup.
- Nr. 206-09      Abildtrup Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 207-09      Nørå Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 208-09      Rens Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 209-09      Konsekvensvurdering af fiskeri på europæisk østers i Nissum Bredning 2008. Per Dolmer, Helle Torp Christensen, Kerstin Geitner, Per Sand Kristensen og Erik Hoffmann.
- Nr. 210-09      Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2008/2009. Per Dolmer, Helle Torp Christensen, Per Sand Kristensen, Erik Hoffmann og Kerstin Geitner.

- Nr. 211-09      Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2008/2009. Per Dolmer, Helle Torp Christensen, Per Sand Kristensen, Erik Hoffmann og Kerstin Geitner.
- Nr. 212-09      Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. Per Dolmer, Per Sand Kristensen, Erik Hoffmann, Kerstin Geitner, Rasmus Borgstrøm, Andreas Espersen, Jens Kjerulf Petersen, Preben Clausen, Marc Bassompierre, Alf Josefson, Karsten Laursen, Ib Krag Petersen, Ditte Tørring og Mikael Gramkow.
- Nr. 213-09      Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2008/2009. Per Dolmer, Mads Christoffersen, Kerstin Geitner og Per Sand Kristensen.
- Nr. 214-09      Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2009/2010. Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Nina Holm.
- Nr. 215-09      Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2009/2010. Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Nina Holm.
- Nr. 216-09      Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nisum Bredning 2009/2010. Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen, Erik Hoffmann og Nina Holm.
- Nr. 217-2010    Åle- og torskefangst ved rekreativt fiskeri i Danmark. Undersøgellesdesign og fangster i 2009. Claus R. Sparrevohn og Marie Storr-Paulsen.
- Nr. 217-2010    Eel and cod catches in Danish recreational fishing. Survey design and 2009 catches. Claus R. Sparrevohn and Marie Storr-Paulsen.  
(English version)
- Nr. 218-2010    Undersøgelse af miljøvenlige dambrugshjælpestoffer til erstatning for formalin. Bedre styring og driftspraksis ved implementering af miljøvenlige dambrugshjælpestoffer til erstatning for formalin. Lars-Flemming Pedersen.
- Nr. 219-2010    Opdræt af regnbueørred i Danmark. Alfred Jokumsen og Lars M. Svendsen.
- Nr. 219-2010    Farming of Freshwater Rainbow Trout in Denmark. Alfred Jokumsen og Lars M. Svendsen.  
(English version)
- Nr. 220-2010    Opgang og gydning af laks i Skjern Å-systemet 2008/2009. Anders Koed, Niels Jepsen, Henrik Baktoft og Søren Larsen.
- Nr. 221-2010    Workshop on Fully Documented Fishery. Jørgen Dalskov.
- Nr. 222-2010    Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmusling i Lillebælt 2010. Per Dolmer, Mads Christoffersen, Louise K. Poulsen, Kerstin Geitner og Per Sand Kristensen.

- Nr. 223-2010 Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum Bredning 2010/2011. Per Dolmer, Mads Christoffersen, Louise K. Poulsen, Kerstin Geitner og Per Sand Kristensen.
- Nr. 224-2010 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2010/2011. Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Morten Aabrink, Per Dolmer, Per Sand Kristensen og Nina Holm.
- Nr. 225-2010 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2010/2011. Mads Christoffersen, Louise K. Poulsen, Morten Aabrink, Per Dolmer, Per Sand Kristensen og Nina Holm.
- Nr. 226-2010 Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning i 2009. Louise K. Poulsen, Per Dolmer, Kerstin Geitner, Ditte Tørring, Jens Kjerulf Petersen, Carsten Fomsgaard Nielsen, Mads Christoffersen og Per Sand Kristensen.
- Nr. 227-2010 Fugle som bifangst i garnfiskeriet. Estimat af utilsigtet bifangst af havfugle i garnfiskeriet i området omkring Ærø. Henrik Degel, Ib Krag Petersen, Thomas Eske Holm og Johnny Kahlert.
- Nr. 228-2010 Videreudvikling af intensivt opdræt af sandart i Danmark. Svend Steinfeldt, Martin Vestergaard, Julia Lynne Overton, Ivar Lund, Helge Paulsen, Villy J. Larsen og Niels Henrik Henriksen.
- Nr. 229-2010 European Eel and Aquaculture. Eskild Kirkegaard (ed.).
- Nr. 230-2010 Effektvurdering af åleudsætninger i Roskilde Fjord. Michael Ingemann Pedersen.
- Nr. 231-2010 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2010/2011. Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Per Sand Kristensen, Per Dolmer, Morten Aabrink, Lotte Kindt-Larsen, Grete Elisabeth Dinesen og Nina Holm.
- Nr. 232-2011 Anvendelse og udvikling af skånsomme muslingeskrabere i danske og internationale fiskerier. Louise K. Poulsen.
- Nr. 233-2011 Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug. Undersøgelse af biofilterelementer, biofilterkinetik og forhold af betydning for nitrifikationen. Lars-Flemming Pedersen Karin Suhr og Per Bovbjerg Pedersen.
- Nr. 234-2011 Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug. Test af denitrifikationsfiltre. Karin Suhr og Per Bovbjerg Pedersen.



## Kolofon

### **Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug**

Test af denitrifikationsfiltre

Af Karin Suhr og Per Bovbjerg Pedersen

Februar 2011

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 234-2011

ISBN 978-87-7481-132-9

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Forsidefoto: Peter Jensen

Reference: Suhr, K. & Pedersen, P.B. (2011). Dambrugsteknologi – reduktion af kvælstofudledning fra Modeldambrug. Test af denitrifikationsfiltre DTU Aqua-rapport nr. 234-2010. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 35 p.

**DTU Aqua-rapporter** udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis instituttets.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk).

**DTU Aqua reports** are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc. The views and conclusions are not necessarily those of the Institute.

The reports can be downloaded from [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk).

DTU Aqua  
Institut for Akvatiske Ressourcer  
Danmarks Tekniske Universitet

Nordsøen Forskerpark  
Postboks 101  
9850 Hirtshals  
Tlf: 35 88 32 00

[aqua@aqua.dtu.dk](mailto:aqua@aqua.dtu.dk)  
[www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk)