



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Renseanlæg til sommerhuse og rekreativ service industri



MUDP-rapport

Maj 2019

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Kenneth Janning (DHI)

Peter Taarnhøj (BioKube)

Fotos:

BioKube A/S

Kenneth Janning (DHI)

ISBN: 978-87-7038-074-4

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indholdsfortegnelse

Forord	5
1. Sammenfatning	6
2. English summary	9
3. Baggrund	13
3.1 Formål	15
4. Problemstillinger	16
4.1 Biologiske filtre – ideelle til den diskontinuerte renseproces	16
4.2 Den biologisk vækst i biofilter systemer	17
4.2.1 Mikrobiologisk vækst	17
4.2.2 Mikrobiologisk henfald	18
4.2.3 Mikrobiologisk endogen respiration	18
4.2.4 Hydrolyse af partikulært stof	18
4.2.5 Beluftning af biofiltre	18
4.3 Tilsætning af kemi (fældningskemikalier)	19
4.4 Uønskede processer – dannelse af svovlbrinte	20
4.4.1 Sulfatreduktion – dannelse af sulfid i slamtank	21
5. Processer i BioKubes biofiltre	23
5.1 Diffusionsbegrænsning i biofiltre	23
5.2 Beregning af substratfjernelse i biofiltre	23
5.2.1 COD fjernelse i biofiltre	24
5.2.2 Nitrifikation i biofiltre	25
5.3 Bestemmelse af omsætningshastigheder ved batchforsøg	26
5.4 Biologiske filteranlæg i praksis	28
5.5 Typer af biofilm reaktorer og deres effektivitet	28
5.5.1 Rislefiltre	28
5.5.2 Roterende skivefiltre (RBC)	29
5.5.3 Dykkede biofiltre	29
5.6 Procesoversigt over omsætningsparametre for biofilmreaktor	30
6. Sommerhus-minirenselanlæg (Venus 1850 SOP)	33
6.1 Teknik og opbygning	33
6.1.1 Fysisk konstruktion, Venus 1850 SOP	33
6.2 Venus 1850 SOP til sommerhusdrift	34
6.2.1 Kemikalie dosering (PAX og Aluminat)	35
6.2.2 Beluftningsdrift i Venus 1850 SOP	36
6.3 IT, styring og kommunikation, Venus 1850 SOP	38
7. Forsøg ved Venus testanlæg, Tappernøje	40
7.1 Venus testanlæg	40
7.2 Forsøgsgennemførelse, batchforsøg	42
7.2.1 Indstilling af renselanlæg – forberedelse af batchforsøg	42

7.2.2	Kemikalietilsætning, batchforsøg	42
7.2.3	Procesforhold under batchforsøg	43
7.3	1. forsøgskampagne (4/4-2017)	43
7.4	2. forsøgskampagne (12/4-2017)	46
7.4.1	COD omsætning, 2. batchforsøg	46
7.4.2	Nitrifikation, 2. batchforsøg	48
7.5	Konklusion Venus testanlæg	50
8.	Forsøg ved B5 testanlæg (Marjatta)	51
8.1	B5 testanlægget	51
8.2	Gennemstrømsforsøg, B5 testanlæg	52
8.3	Batchforsøg, B5 testanlæg	56
8.4	Konklusion B5 testanlæg	59
9.	Forsøg ved Venus 1850 sommerhus-minirensanlæg	60
9.1	Baggrund og forsøgsformål	60
9.2	Den biologisk aktivitet – belastning og nødvendig omsætning	60
9.3	Forsøgsplatform og forberedelser – sommerhus-minirensanlæg	60
9.4	Forsøg Anlæg A – Mågenakken 12, 4780 Stege (BioKube anlæg 6096)	61
9.4.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg A	63
9.5	Forsøg Anlæg B – Færgens vænge 16, 4792 Askeby (BioKube anlæg 5171)	63
9.5.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg B	64
9.6	Forsøg Anlæg C – Færgens vænge 11, 4792 Askeby (BioKube anlæg 2871)	65
9.6.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg C	66
9.7	Forsøg Anlæg D – Langesøvej 59, 4581 Rørvig (BioKube anlæg 3764)	67
9.7.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg D	68
9.8	Forsøg Anlæg E – Kongelundens Tvæervej 3, 4581 Rørvig (BioKube anlæg 3198)	69
9.8.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg E	71
9.9	Forsøg Anlæg F – Birkebovej, Rørvig (BioKube anlæg 3416)	71
9.9.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg 3416	73
9.10	Forsøg Anlæg G – Jægerstien 3, 3630 Jægerspris (BioKube anlæg 43)	73
9.10.1	Konklusion, batchforsøg ved anlæg 43	75
10.	Konklusion	76
11.	Referencer	78
12.	Bilag	80
12.1	BioKube ETV Verifikation	80
12.2	BioKube wastewater treatment systems technical process documentation.	80
12.3	BioKube certificering efter CEN 12566-6	80

Forord

Dette udviklingsprojekt er gennemført af BioKube A/S i samarbejde med DHI og er udgivet af Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen.

Projektet omhandler udvikling og dokumentation af driftsstabiliteten af små modulopbyggede biologisk / kemiske renseanlæg (<1.000 m³/d), som automatisk kan tilpasse deres drift i forhold til et stærkt varieret spildevandsbelastningsmønster, som man typisk oplever ved sommerhuse samt hotelkomplekser i områder uden tilkobling til offentlig kloak. Denne proces med sikring af anlæggets driftsstabilitet trods stærkt svingende tilførsel af spildevand (og dermed næring til biologien) har BioKube patenteret.

Der har i projektet været lagt vægt på, at dokumentationen har kunnet gennemføres ved måling på etablerede anlæg men også kunnet påvises teoretisk.

Udviklingsarbejdet har sigtet imod at udvikle og dokumentere driftsstabiliteten i såvel eksisterende som nye driftsrutiner i BioKubes renseanlæg, optimere design af anlæg, og automatisere processtyringer i små renseanlæg baseret på den aktuelle belastning.

Den udviklede proces resulterede desuden i en reduktion af energi- og kemikalieforbruget med op til 80% afhængigt af renseanlæggets belastningsmønster.

De udviklede processer og dokumentation heraf skal ses i sammenhæng med det ETV Environmental Technology Verification) projekt BioKube har gennemført i 2016 – 2017. Denne ETV-verifikation er ligeledes udgivet af Miljøstyrelsen i maj 2018 (ISBN 978-87-93710-20-7).

Behovet for ETV Verifikationen hænger sammen med, at certificering af små renseanlæg efter den europæiske standard CEN 12566-3 kun omfatter en ferieperiode på 14 dage og dermed ikke dækker sommerhuse uden beboelse i længere tid. Renseanlæg til brug i sommerhuse er dermed ikke dækket af den generelle CE-mærkning for små renseanlæg.

Ved ETV-projekt blev det dokumenteret og verificeret, at

- et BioKube minirenselanlæg efter en stilstands periode på 6 måneder uden tilførsel af spildevand vil overholde udledningskravene fra dag et, hvor der atter tilføres spildevand, og at
- renseanlægget i stilstandsperioden automatisk kan overgå til spare drift og i denne periode reduceres strømforbruget med op til 80 %.

Denne rapport dokumenterer det teoretiske grundlag for den gennemførte ETV-verifikation, ligesom den dokumenterer det teoretiske grundlag for design af store renseanlæg til svingende belastninger som det f.eks. er tilfældet ved feriehoteller med perioder med lavsæson.

Endelig dokumenterer rapporten, at energiforbruget kan reduceres markant (op til 80 %) ved at ændre anlæggets driftsparametre efter mængden af indkommende spildevand. Dette er naturligvis især relevant i sommerhuse, hvor huset typisk er helt uden beboelse i vinterhalvåret.

1. Sammenfatning

Dette projekt har haft til formål at udvikle en stabil biologisk renseproces til BioKubes minirensesanlæg, der installeres ved sommerhuse samt andre bebyggelser, hvor spildevandstillædningen er stærkt svingende.

Projektets tre hovedformål har været:

- 1) at modificere driften af BioKubes eksisterende minirensesanlæg, således at driften automatisk tilpasses svingende spildevandsbelastninger og sikrer den biologiske funktion i lange pauseperioder, hvor der ikke tilledes spildevand;
- 2) at udvikle en forsøgsteknik, hvor rensesanlæggenes biologiske rensekapacitet kan måles i stillestående tilstand;
- 3) at bestemme renseeffektiviteten i BioKubes rensesanlæg for optimalt set at kunne designe rensesanlægge til diskontinuerlig drift ved sommerhuse, hotelkomplekser og andre decentrale installationer, hvor rensesanlægge automatisk skal kunne tilpasse deres drift til den aktuelle spildevandsbelastning. Renseeffektiviteten er bestemt både teoretisk (se bilag A) og ved feltmålinger og ved en CEN-certificering efter CEN 12566-6 hos CertiPro i Belgien.

Modtager et rensesanlæg ikke spildevandsbelastning i længere perioder, får det konsekvenser for den biologiske renseproces. Mikrobiologien uddør langsomt, da celledeling ophører, og det vil tage tid, før rensefunktionen genetableres, når spildevand igen tilføres renseprocessen. Biofilmsystemer er særligt robuste overfor denne situation, og en biofilm kan opretholde sin aktivitet i meget lang tid, så længe biomassen kan tære på indbyggede lagre af organisk stof og næringsstoffer, som langsomt frigives ved hydrolyseprocesser. Ved tilpasning af driften i sådanne anlæg kan denne aktivitet forlænges, så et biologisk system kan stå stille uden spildevandstilførsel i måneder. Dette er ikke muligt i rensesanlæg baseret på aktiv slam, idet biologien her vil "æde sig selv" hvis der er for lidt næring.

Driftstilpasningen, som BioKube har patenteret, består af:

- 1) styret recirkulation over slamtank, som dels forhindrer slamtanken i at blive septisk (anaerob) og dels vedvarende tilfører den biologiske proces næringsstoffer, som kan holde liv i mikrobiologien;
- 2) sekventiel beluftning, som forhindrer anaerob tilstand i rensesanlæg og slamtank;
- 3) intelligent styring af kemidoser (til SOP rensesanlæg);
- 4) brug af alkalinitetsfremmende fædningskemikalier, som forhindrer, at vandmiljøet i rensesanlægget bliver for surt.

I dette projekt er alle disse elementer blevet implementeret i et BioKube Venus 1850 SOP rensesanlæg, der nu muliggør en sikker driftsrutine ved rensesanlæg, som i perioder på 6 måneder (eller mere) ikke modtager spildevand fra husholdningen / hotellet. Dette er den typiske situation i et sommerhus, der er lukket helt ned fra efterårsferien til påske.

Der er i projektet blevet udviklet og afprøvet en speciel batchforsøgsmetode, som muliggør, at et rensesanlægs biologiske funktion kan måles uden gennemstrømning af spildevand.

Forsøgsmetoden består i en tilførsel af kemikalier, som svarer til indholdsstofferne i spildevand (COD, ammonium og alkalinitet). Metoden er afprøvet på et Venus testanlæg installeret ved BioKubes domicil samt ved et forsøgsanlæg, der blev bygget specielt til verificering af den biologiske kapacitet af renseprocessen. Forsøgsanlægget kunne desuden bruges til at dokumentere renseprocessen ved både gennemstrømning og ved batchforsøg. Forsøg i test og forsøgsanlæg viste, at batchforsøgsmetoden kan bruges til dokumentation af autotrofe (nitrifikation) og heterotrofe (COD-omsætning) processer, som foregår simultant i BioKubes rensesanlæg. Batchforsøgsmetoden er derfor blevet brugt til at bestemme den biologiske aktivitet ved de sommerhus-rensesanlæg, som indgik i projektdokumentationen.

Forsøg i BioKubes Venus testanlæg samt ved det udviklede B5 forsøgsanlæg viste, at nitrifikationsprocessen og COD-omsætning kan forløbe simultant i et biofilterkammer. Den organiske stofbelastning af et kammer er dog afgørende for, hvor stor nitrifikationsaktivitet der kan opnås. Normalt bygges BioKubes renseanlæg som flerkammersystemer (i serie), da det hidtil har været formodningen, at nitrifikationsprocessen ikke kunne forløbe i anlæggets første kammer, hvor den organiske belastning er høj. Dette projekt har vist, at en delvis nitrifikation på 20-50% af den maksimale omsætningshastighed kan forløbe i et kammer med høj organisk belastning, såfremt beluftningen er effektiv (>90% iltmætning).

Iltkoncentrationen vil være styrende for omsætningshastigheden af både COD fjernelsen og nitrifikationsprocessen – falder iltkoncentrationsniveauet, vil både COD omsætning og nitrifikation aftage, og forholdet mellem COD omsætning og nitrifikationseffektivitet vil ændre sig – i negativ retning for nitrifikationsprocessen.

Målinger på BioKubes testanlæg (lavt belastet 2-kammer Venus 1850 SOP) viste, at en nitrifikationsomsætningshastighed på 0,8-0,9 g NH₄-N/m²/d kan opnås ved 10°C. COD omsætningshastigheden blev bestemt til 10 g COD/m²/d. Anlægget var lavt belastet og næsten 100% iltmættet, og forsøgene viste, at nitrifikationsprocessen var lige effektiv i kammeret, uanset om der blev tilsat COD eller ej.

Målinger på B5 forsøgsanlægget viste, at en maksimal COD omsætningshastighed på ca. 40 g COD/m²/d (15°C) kunne opnås i de kamre, hvor COD belastningen i forvejen havde været høj. Nitrifikationsomsætningshastigheden blev i de kamre, hvor COD belastningen havde været høj, målt til ca. 1,0 g NH₄-N/m²/d, mens de maksimale nitrifikationshastigheder i de kamre, hvor COD belastningen havde været lav, blev målt til ca. 2,2 g NH₄-N/m²/d. De højeste nitrifikationshastigheder er høje i forhold til litteraturbestemte omsætningshastigheder i biofiltersystemer og ligger på linje med de mest effektive biofilmsystemer, som findes. Bemærkelsesværdigt er det, at den høje nitrifikationshastighed blev bestemt samtidig med tilstedeværelsen af en høj COD-koncentration (acetat) – det er derfor af største betydning for nitrifikationsprocessen, hvor meget det biologiske kammer løbende har været COD belastet og dermed heterotrof koloniseret i biofilmen.

Den høje nitrifikationsomsætning skyldes en kombination af:

- 1) god biofilmkontrol som følge af effektiv bundbeluftning;
- 2) højt iltkoncentrationsniveau på ca. 90% mætning (ca. 9-10 mg O₂/l ved 15°C);
- 3) lav permanent COD-belastning af biofilmen og
- 4) en forudgående høj ammoniumbelastning af renseanlæggets kamre. I det sidste femte kammer, hvor både COD og ammoniumbelastningen havde været lav, blev en mindre effektiv nitrifikationshastighed på kun 1,2 g NH₄-N/m²/d derfor målt.

Forsøg ved syv sommerhus-minirensesanlæg beliggende i Nord- og Sydsjælland har været gennemført efter en vinterperiode for at dokumentere de biologiske driftsforhold i anlæggene. Den specielle batchforsøgsmetode, som er blevet brugt i projektet, er benyttet til måling af renseanlæggenes biologiske aktivitet i slutningen af april 2017, hvor vandtemperatur og aktivitet stadig var lav. Renseanlæggene blev udvalgt således, at både anlæg i renseklasse SOP og renseklasse SO indgik i testen. Dette var for at teste PAX doseringens indflydelse på biologien. Et af SOP anlæggene havde dog Aluminat dosering. Batchforsøgene viste, at optimale vandkvalitetsforhold er vigtige for opretholdelse af den biologiske aktivitet. pH og alkalinitetsforhold er tilsyneladende meget vigtige for den biologiske funktion. Lave temperaturforhold har umiddelbart kun lidt indflydelse på biologien – faktisk virker lave temperaturforhold til at have en vis konserverende effekt på systemet. Iltindholdet var normalt tæt på 100% mætning – ved de belastede renseanlæg (påskebesøg) var iltindholdet dog noget lavere som følge af den biologiske aktivitet. Det vurderes, at iltindholdet er vigtigt for især nitrifikanternes overlevelse samt for modvirkning af uønskede anaerobe processer i anlægget, som kan slå biologien ihjel.

De syv renseanlæg var optimalt indstillet med hensyn til beluftsfunctiønen af anlægget. En særlig sensor registrerer, når belastningen er væk, hvorefter anlæggets beluftssekvens ændres, så der spares energi (op til 80%), og biofilmens respirationshastighed formindskes ved den mindre beluftning. Forsøg viste, at en vis belastning af renseanlægget igennem vinterhalvåret er fordrende for den biologiske proces. De renseanlæg, som havde stået helt stille igennem vinterhalvåret, havde meget lav aktivitet – men dog aktivitet nok til hurtigt at starte op, når belastning genindtræder. I SOP anlæg er tilsætning af Aluminat som fældningskemikalie især relevant i de sommerhuse, der er lavt belastede. Således viste undersøgelser, at et renseanlæg med PAX dosering, som havde problemer med nitrifikationshastigheden, rettede sig op efter tilsætning af basisk Aluminat. Dette understreger vigtigheden af, at alkalinitetsniveauet i renseanlæggene ikke må blive for lavt, da det påvirker nitrifikationsprocessen markant.

Sammenfattende viste forsøgene, at den biologiske aktivitet (nitrifikation) var intakt ved fem af de syv renseanlæg. Således registreres en omsætningsaktivitet mellem 0,2 og 1,1 g $\text{NH}_4\text{-N/m}^2/\text{d}$ ved temperaturer mellem 8 og 10°C. Den varierende aktivitet vurderes at være påvirket af forskellen i belastning af renseanlæggene igennem vinterperioden. Afgørende er det, at nitrifikationsprocessen tydeligt kan detekteres, da processen hurtigt arbejder sig op, når belastning genindtræder. COD-omsætning ved disse renseanlæg var typisk normal i et område omkring 8-12 g COD/ m^2/d . Ved et enkelt renseanlæg var COD omsætningen lav, men det vurderes ikke som værende kritisk for anlægget, da COD-omsætning hurtigt genetableres ved spildevandsbelastning.

Ved to renseanlæg var den biologiske aktivitet stort set helt død. På det ene renseanlæg (renseklasse SOP med PAX dosering) var pH meget lav - omkring 4,5 - og der var ingen alkalinitet i vandet. En fejlbehæftet PAX dosering vurderes som årsag til denne situation. På det andet renseanlæg (renseklasse SO) var vandkvaliteten ok bortset fra alkalinitetsniveauet, som var meget lavt. Det vurderes, at et lavt alkalinitetsniveau sammenholdt med en meget lav vinterbelastning var årsag til den manglende biologiske aktivitet. BioKubes erfaring er, at den biologiske funktion kan genoprettes i anlæg med lavt alkalinitetsniveau, hvis anlægget udstyres med P-Fix (basisk granulat, som lægges i anlægget i en permeabel pose), eller i yderste konsekvens hvis anlægget installeres med Aluminat dosering, som kan hæve pH og anlæggets alkalinitetsniveau. Et afgørende element i renseanlæggenes biologiske funktion er imidlertid, at renseanlæggene kan få næring periodevist. Denne næringstilførsel kan opnås ved recirkulation, hvis der er slam i slamtanken – her er det afgørende vigtigt, at slamtanken til stadighed tilføres iltrigt og/eller nitratrigt vand fra recirkulation fra de biologiske kamre, da slamtanken ellers hurtigt bliver septisk og kan danne sulfid, som vil slå de biologiske processer ihjel.

2. English summary

The purpose of this project has been to develop a stable biological process for BioKube's small-scale wastewater treatment plants for summerhouse estates and other facilities where wastewater supply varies a lot.

The main purposes of the project have been:

- 1) to modify the operation of BioKube's existing small-scale wastewater treatment plants in such a way that the operation of the plant automatically adjusts to the fluctuations in the wastewater supply in order to ensure that the biological activity in the plant is preserved;
- 2) to develop an experimental technique that enables measurement of the biological activity in wastewater treatment plants which are in pause mode (no supply of wastewater);
- 3) to determine the purification efficiency in BioKube wastewater treatment plants in order to be able to design wastewater treatment plants for discontinuous operation at summerhouses, hotel complexes and other decentralized installations world-wide.

The treatment capability was determined both theoretically (see appendix A "BioKube Wastewater treatment systems - Technical process documentation") and documented in real life on active BioKube systems installed at summerhouses in Denmark.

If a wastewater treatment plant does not receive wastewater for a longer period, it will have consequences for the biological process. The bacterial activity in the system will slowly decay since bacterial cell formation stops, and it will take longer and longer time before normal biological function can be restored after the wastewater supply is back. Biofilm systems are particular robust against this situation, and biofilters can maintain the biological activity for a long period after the wastewater supply has stopped, since intrinsic storage compounds and particulate matter in the biofilm matrix contain a long supply of food storage. These storage products will slowly be released by hydrolysis and will feed the bacteria in the biofilm for longer periods. By adaption and adjustment of the hydrolysis process it is possible to maintain some biological activity so that the wastewater treatment plant can operate for weeks or even months. This process, that is covered by BioKubes patent is not possible in wastewater systems based on activated sludge.

The adaption requires:

- 1) Controlled recirculation in the sludge holding tank which will partly prevent the sludge holding tank from becoming septic and partly ensure the supply hydrolysis products from the sludge holding tank (COD, Nitrogen and phosphorous) maintain life in the biological part of the wastewater treatment plant;
- 2) Sequential aeration of the aeration tank will prevent anaerobic conditions in the wastewater treatment plant and the sludge tank;
- 3) Intelligent dosing of precipitation chemicals and
- 4) Use of alkaline precipitation chemicals that will enhance the alkalinity level in the system and thereby strengthen the nitrification process.

In this project all these elements have been implemented in a BioKube Venus 1850 SOP wastewater treatment plant (5 PE) so that this kind of wastewater treatment plants can now operate for 3-4 month (possibly more) without wastewater supply to the process.

A special batch experiment method has been developed and tested in the project in order to measure the biological activity in wastewater treatment plants that do not receive any wastewater.

In order to measure the biological activity and biofilm kinetics it is normally required to have steady-state conditions in flow and concentration over a period of 3-4 residence times. In practice, such a condition is impossible to obtain. The new batch experiment procedure requires addition of chemicals similar to pollution products in wastewater (COD, ammonia and alkalinity). The method has been tested and verified at a BioKube test plant (Venus 1850 SOP) as well as in an experimental plant (called B5) designed for optimal operation. The B5 plant was designed in such a way that both flow-through experiments and batch experiments could be carried out in order to verify the kinetic conditions and removal rates by both methods. Experiments have verified that the batch experimental procedure can be used to measure the biological activity in the wastewater treatment plant, i.e. calculate removal rate of the autotrophic and heterotrophic process simultaneously and determine removal rate and important biofilm kinetic constants. The batch experimental procedure has consequently been used to verify the biological activity in small-scale summerhouse wastewater treatment plants after long periods with idle operation.

Experiments in a BioKube Venus 1850 SOP test plant as well as in the B5 experimental plant showed that the autotrophic nitrification process and heterotrophic COD removal process can operate simultaneously in a biofilter chamber. However, it has been documented that the organic historic load to the chamber will determine the degree of nitrification that can be achieved in the chamber. Normally BioKube designs their wastewater treatment plants as multiple chamber systems with 2, 3 or 4 chambers in series in the same installation, since it has been the assumption that the nitrification process could not function (which is also according to the theory in this field). This project has shown that partial nitrification (20-50% of the maximum nitrification possible) can be observed in a highly COD loaded chamber as long as the aeration is efficient (> 90% oxygen saturation). The oxygen concentration will be the controlling parameter of both processes – so if the oxygen concentration drops, the autotrophic and heterotrophic activity drops as well. Furthermore, the ration between COD removal and nitrification activity will chance negatively for the nitrification process since nitrifiers will be outperformed by the heterotrophs in the fight for oxygen inside the biofilm.

Measurements in the BioKube Venus 1850 SOP test plant (low loaded 2-chamber wastewater treatment plant, 5 PE capacity) showed that a maximal nitrification removal of 0,8-0,9 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ could be achieved at 10-degree Celsius. COD removal rate was determined to 10 g $\text{COD}/\text{m}^2/\text{d}$. The experiments showed that the nitrification was equally efficient in both chambers no matter if COD was present or not.

Measurements on the B5 experimental plant (high loaded 5-chamber wastewater treatment plant, 0,25 m^3) showed that a maximal COD removal rate of 40-45 g $\text{COD}/\text{m}^2/\text{d}$ at 15°C could be achieved in the first chambers where previously the COD load had been high. In these chambers, a simultaneous nitrification process with a nitrification rate of 1,0 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ could be achieved, whereas the nitrification activity in the low COD loaded chambers was measured to 2,2 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ (still 15°C). The high nitrification rates are on the highest possible level as compared to literature values of other commercial biofilter installations. It should be noted that the highest nitrification activity was measured with presence of high concentrations of COD – therefore it could be concluded that high nitrification activity is possible, if the historic COD load has been low to the chamber, even though the COD concentrations might fluctuate in the chambers. The high nitrification activity is only possible because the following conditions are met: 1) good biofilm control with efficient air diffusors below the biofilter media; 2) high oxygen concentrations (minimum 80-90% oxygen saturation); 3) low COD load to the chambers; 4) high ammonia load to the chamber. Notably, the maximum possible nitrification activity dropped significantly from 2,2 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ to 1,2 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ in the last (fifth) chamber where historically both COD and ammonia load were low.

Experiments, conducted at seven summerhouse wastewater treatment plant installations situated in North and South Zealand in Denmark, have been carried out after a long winter period in order to document the biological conditions in the wastewater treatment plants. The special batch experiment technique was used to determine the heterotrophic and autotrophic activity in the plants, and the test was carried out by the end of April 2017 where the water temperature in the plants and the visiting activity in the summerhouses were still low. The wastewater treatment plants were chosen in a way that plants in treatment class SO ($\text{BOD} < 10 \text{ mg/l}$, $\text{NH}_4\text{-N} < 5 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) as well as in treatment class SOP ($\text{BOD} < 10 \text{ mg/l}$, $\text{NH}_4\text{-N} < 5 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$, $\text{P} < 1,5 \text{ mg P/l}$) were selected for the test. The purpose was to determine the biological effect of PAX dosing and Aluminat dosing in the wastewater treatment process. The batch experiments showed that optimal water quality conditions are important for the biological performance of the systems. Apparently, pH and alkalinity are very important parameters, while low temperatures do not seem to have any impact on preserving the biological activity. The oxygen conditions were close to 100% oxygen saturation – only the plants that have had visitors in the Easter holidays had lower oxygen conditions. Apparently, the content of oxygen in the wastewater treatment plants is very important for maintaining a sufficient level of nitrification in the plants. Furthermore, the oxygen also is preventing the formation of harmful products, if the wastewater treatment plants becomes anaerobic (mainly production of sulphide).

The seven summerhouse wastewater treatment plants were adjusted optimally with regard to the aeration function in the plant. A special sensor could register when visitors had left after which the aeration sequence changed in order to preserve energy (80% energy saving function). Furthermore, less aeration resulted in less respiration of the biofilm and thereby less decay of the bacteria. The experiments documented that a certain load of the wastewater treatment plant during the winter period has a positive effect on the level of the biological activity in the plant after a long winter period. In the plants with no or very little load of wastewater during the winter, biological activity could still be observed – however, the activity in the systems was much less than in the periodically loaded plants. In SOP plants, the addition of alkaline Aluminat as precipitation chemical is highly relevant for the lowly loaded summerhouse wastewater treatment plants. The experiments showed that PAX dosing in lowly loaded wastewater treatment plants can have a negative effect on the biological performance. In one wastewater treatment plant with PAX dosing, the biological performance was consequently significantly improved after addition of Aluminat as precipitation chemical.

Summarizing the results, the experiments showed that biological nitrification (the most sensitive process) was active in five out of seven summerhouse wastewater treatment plants. In these five plants, the nitrification removal rate activity was measured to $0,2 - 1,1 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2/\text{d}$ at temperatures between 8°C and 10°C . The variation in activity of the nitrification process is assumed to be caused by different activities/loads of wastewater to the wastewater treatment plant during the winter period. It is of importance that the nitrification activity is clear since the biological process will quickly speed up, once more wastewater is supplied and the temperature goes up when the summer comes. At these five wastewater treatment plants, COD removal rate activity was typically normal in the range $8\text{-}12 \text{ g COD/m}^2/\text{d}$. At one plant, the COD removal activity was lower, but it is not believed to be a problem since heterotrophic activity will quickly go up.

At two out of seven summerhouse wastewater treatment plants, the biological activity was completely dead. At one plant (SOP plant with PAX dosing), pH was very low (pH 4,6), and there was no alkalinity in the water. A malfunctioned PAX dosing is assumed to have caused this situation. At the other plant (SO plant, no PAX dosing), the water quality was basically okay except for the alkalinity level, which was very low. Additionally, the wastewater load during the winter period was also low, and combined with low alkalinity it is BioKube's experience that the biological processes will deteriorate. Normally, it is sufficient to install P-fix (granular

calcium carbonate) in the plant, which will release calcium and alkalinity, but in extreme situations (e.g. where the groundwater is soft) Aluminat dosing will improve the situation as demonstrated in this project. Nutrient supply to the biological chamber throughout the winter period seems to be of great importance for the biological performance of the treatment plant, and here the management of the sludge tank should ensure sufficient sludge storage in the sludge holding tank before the winter starts. In other words, the sludge holding tank should normally be emptied in the middle of the summer period to allow a certain sludge storage amount to be accumulated in the tank before the winter sets in.

3. Baggrund

Ubemandede små biologiske renseanlæg har siden midten af 1990'erne undergået en udvikling, som har gjort anlæggene driftssikre og robuste. Flere fabrikater af biologisk/kemiske præfabrikerede renseanlæg er blevet typegodkendt i Danmark (BEK nr. 1444 af 11/12 - Bekendtgørelse om typegodkendelsesordning for minirensesanlæg) til brug i helårshuse, hvor belastningen ikke overstiger 30PE. Den Danske typegodkendelses ordning er ophævet og erstattet af certificering efter den generelle europæiske norm CEN 12566-3 og CE-mærkning. CE-mærkningen dækker imidlertid kun helårshuse med en ferieperiode på 14 dage, men ikke sommerhuse.

BioKube A/S har nu i 10 år solgt typegodkendte minirensesanlæg til både det danske og udenlandske marked og har i kraft af mere end 3600 installationer alene i Danmark opnået en solid erfaring med konstruktionen og driften af disse anlæg.

Der ses imidlertid at være et stort marked for salg af præfabrikerede renseanlæg til sommerhusbebyggelser, som ikke omfatter helårsbrug, og som dermed ikke kan typegodkendes eller CE-mærkes til dette forbrugsmønster.

Sommerhuse er typisk kun beboet i perioder af året, hvorved spildevandsmængden udledt fra sommerhusene kan variere stærkt. I lange perioder fra efteråret til det tidlige forår udledes der typisk en meget begrænset mængde spildevand, hvorfor funktionen af et renseanlæg skal kunne tåle en langvarig periode i dvaletilstand, som biologien skal kunne overleve, når spildevandsbelastningen kommer tilbage.

Markedet vurderes i Danmark at omfatte ca. 200.000 sommerhuse, som endnu ikke er tilsluttet offentlig kloak, og som må påregne at modtage påbud om enten at blive tilsluttet offentlig kloak eller at løse deres spildevandsproblem på anden vis end ved nedsivning, som tilfældet oftest er i dag. Denne udvikling er allerede begyndt, og flere kommuner er nu i gang med overvejelser om, hvordan spildevandet skal håndteres i disse områder.

Praksis har vist, at det både er særdeles dyrt at kloakere sommerhusområder i Danmark, og det desuden kan være u hensigtsmæssigt, såfremt der satses på trykledningssystemer, idet der er risiko for dannelse af stærkt forhøjede koncentrationer af svovlbrintegas i spildevandet – særligt hvis belastningen igennem systemet er varierende og i perioder lavt.

Samfundsøkonomisk vurderes der at være en milliardgevinst ved brug af decentrale renseanlæg fremfor ny kloakering i sommerhusområder, idet udgiften ved tilslutning til kloak oftest er 3-4 gange dyrere end ved etablering af renseanlæg decentralt i området. Opsamlingstanke til akkumulering af al spildevand fra sommerhusbebyggelser er også en metode, som i større og større grad anvendes, men denne løsning kan dels vise sig både dyr for sommerhusejerne og u hensigtsmæssig rent miljømæssigt, da spildevandet mere eller mindre hyppigt skal borttransporteres med slamsugere.

På denne baggrund er det sandsynligt, at der på markedet vil blive tilbudt renseanlæg til sommerhuse hvor det uden dokumentation eller certificering vil blive anført, at det pågældende renseanlæg kan benyttes i et sommerhus.

Markedet i udlandet vurderes ligeledes at være tilsvarende stort på sommerhusområdet, men i udlandet ses der desuden behov for løsninger til hotelkomplekser i den rekreative serviceindustri, som typisk er kendetegnet ved sæsonvariationer med varierende spildevandsbelastninger til følge.

Løsningen på problemet skal findes i en kombination af et nyt anlægsdesign, bedre procesforståelse og dermed en optimeret styring af renseprocessen, optimeret brug af mere skånsomme og alkalinitetsfremmende fældningskemikaler samt brug af IKT (Informations- og Kommunikations Teknologi), som nu særdeles prisbilligt kan bringes i anvendelse og informere brugerne med mobile kommunikationsenheder via de såkaldte Apps. Ved at drive den biologiske proces optimalt vurderes det muligt at sætte anlæggets funktion i en form for tomgangstilstand, som dels skåner respirationen af mikroorganismer, og som samtidig sparer brugerne for store energi- og kemikalietilsætningsudgifter.

3.1 Formål

Projektets overordnede formål er at udvikle små modulopbyggede biologisk/kemiske renseanlæg (<1000 m³/d), som automatisk kan tilpasse deres drift i forhold til et stærkt varieret spildevandsbelastningsmønster, som man typisk oplever ved sommerhuse samt hotelkomplekser i områder uden tilkobling til offentlig kloak. Udviklingsarbejdet vil sigte imod at udvikle nye drifts-rutiner for biologiske og kemiske processer, optimere design af anlæg, automatisere processtyringer baseret på belastningshistorik samt at udvikle brugervenlige billige overvågningsværktøjer, som via mobile enheder kan informere brugeren om anlæggets driftssituation på en overskuelig måde. Den udviklede proces har desuden til formål at kunne reducere energi- og kemikalieforbruget med op til 80% afhængigt af renseanlæggets belastningsmønster.

Mere specifikt er det projektets formål at:

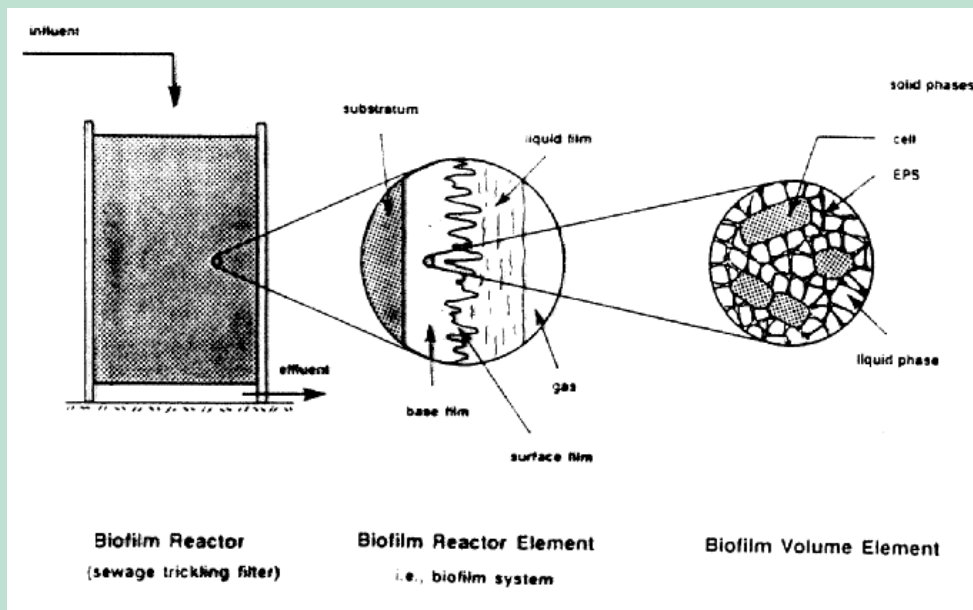
- Opnå en forbedret procesforståelse af BioKube renseanlægs omsætningsprocesser, som kan forbedre grundlaget for design af renseanlæg
- Udvikle et Excel-baseret beregningsværktøj (en "generator"), der kan beregne den optimale konfiguration af et renseanlæg i forhold til en given belastning, givne procesforhold (temperatur, ilt, alkalinitet), og som tager hensyn til BioKubes komplette produktportefølje
- Udvikle et driftsstyringssystem til BioKubes renseanlæg, som automatisk kan regulere beluftning, kemikaliedosering og recirkulation afhængigt af spildevandsbelastningen til anlægget
- Udvikle en forsøgsmetode, som kan måle et renseanlægs fulde biologiske kapacitet, selvom anlægget er i dvaletilstand
- Udvikle det mest energioptimale minirensesanlæg i Danmark – målet er at reducere energiforbruget med op til 80% ved en kombination af diskontinuert beluftningsmønster og intelligent styring af processen, som tager hensyn til varierende belastning af anlægget

4. Problemstillinger

I dette afsnit adresseres de mekanismer og problemstillinger, der kan være begrænsende for drift af biologiske minirenselanlæg ved sommerhuse, som i lange perioder henover vinteren ikke modtager spildevand. Problemstillingerne er i stor udstrækning koblet til de udviklingssementer, som har været adresseret i dette projekt, og som har ført til udformningen af det konkrete renselanlæg, der kan drives ved sommerhusbebyggelser.

4.1 Biologiske filtre – ideelle til den diskontinuerte rensesproces

Drift af biologiske renselanlæg kræver normalt en nogenlunde stabil tilledning af spildevand, som kan føde biomassen i den biologiske del af renselanlægget. Biologiske filtre er særligt velegnede som rensesproces, når tilledningen af spildevand bliver mere varierende – dette har været afgørende for, at små minirenselanlæg kan fungere ved enfamiliehuse uden nogen form for daglig drift overvågning. Årsagen er, at bakterierne sidder godt beskyttet i en EPS-matrix (Extracellular Polymeric Substance) på det installerede biomedie, som forhindrer udvaskning af bakterier. Bakterierne har selv produceret EPS matrixen, som giver en effektiv vedhæftning på en næsten hvilken som helst overflade. EPS-matrixen betegnes normalt som en "biofilm", og den kan variere i tykkelse imellem $\frac{1}{2}$ og 3 mm eller mere. Bakterierne sidder derfor fast i systemet uafhængigt af driften og flowet igennem systemet. Der er imidlertid grænser for, hvor længe bakterierne kan overleve i denne biofilm, da bakterierne skal have næring for at kunne opretholde deres levevis. Når biofilmen vokser, afrives den på et tidspunkt, hvorved en vis del af biofilmen fjernes. Får biofilmen ingen næring, henfalder mængden af bakterier i biofilmen, og biofilmens proceseffektivitet reduceres. Det handler derfor om at finde en balance for systemet, hvor en fornuftig tykkelse biofilm kan opretholdes med en effektivitet, der er tilstrækkelig til omsætning af de relevante forureningsstoffer (typisk organisk stof og ammonium).



Figur 4-1 Opbygningen af biofilm i en biofilm reaktor, hvor bakterier sidder fasthæftet på en fast overflade i en biofilm matrix (EPS), som bakterierne selv opbygger

4.2 Den biologisk vækst i biofilter systemer

4.2.1 Mikrobiologisk vækst

Den biologiske proces i biofiltre inkluderer mikrobiel vækst og henfald. Den mikrobielle vækst fører til dannelsen af nye celler (bakterier), som - når celledelingen sker - fører til en merproduktion af biofilm. Forståelsen for mikrobiel vækst og henfald er essentiel i forhold til drift af biologiske systemer – og i særdeleshed ved diskontinuer drift, hvor mikroorganismene i lange perioder må undvære den normale substrattilførsning.

Den mikrobielle vækst er grundlæggende set beskrevet ved følgende udtryk:

$$r_{V,X} = \mu_{max} \frac{S}{S + K_S} X$$

hvor

$r_{V,X}$	= væksthastighed af mikroorganismer (g X/m ³ /d)
μ_{max}	= maximal væksthastighed (d ⁻¹)
S	= substrat concentration (g S/m ³)
K_S	= halvmætningskonstant (g S/m ³)
X	= koncentration af mikroorganismer

Så længe der er substrat (S) til rådighed, kan bakterierne formere sig og dermed forøge deres population.

4.2.2 Mikrobiologisk henfald

Samtidig med at biologien vokser ved substrattilførslen, sker et langsomt henfald, som fører til en reduktion af biomassen. Henfaldet betyder, at bakterierne dør, og cellerne går i opløsning. Ved celleopløsningen tilføres ny næring til de endnu levende bakterier (90% af cellematerialet omdannes til ny substrat), og denne "kannibalisering" fører derved til, at et mikrobiologisk samfund kan holde sig i live meget lang tid, så længe forholdene/det omgivende miljø tillader det. Det er således essentielt at sikre optimale forhold i vandfasen – dvs. ilt og neutralt pH. Det biologiske henfald kan beskrives som:

$$r_{V,X} = b \cdot X$$

hvor

$r_{V,X}$ = henfaldshastighed af mikroorganismer (g X/m³/d)

b = henfaldskonstant (d⁻¹)

X = koncentration af mikroorganismer

4.2.3 Mikrobiologisk endogen respiration

Processen, som holder mikrobiologien i live, kaldes endogen respiration. Den endogene respiration er en slags tomgangomsætning, som kører konstant i mikroorganismene. Den forløber både med og uden tilstedeværelse af udefrakommende substrat, og processen tærer på cellernes interne lagre af føde (PHB-Polyhydroxybutyrate, glykogen og i sidste ende RNA) samt proteiner, som celler kan udnytte som næring. Endogen respiration kan holde mikroorganismer i live i meget lang tid (uger, måneder), selvom der ikke tilføres noget eksternt substrat til cellerne. Henfaldet af bakterierne vil dog til stadighed føre til en lille substrattilførsel, som celler kan optage samtidig med, at de tærer på deres interne lagre.

Samlet set kan et mikrobiologisk samfund i et biofiltersystem dermed holde sig i live måneder og måske år, så længe forholdene rent fysiologisk/kemisk er i orden. Dette faktum gør sig især gældende i biofiltersystemer, hvor biomassen er høj, og hvor bakterierne sidder beskyttet i sin EPS-matrix, som forhindrer udvaskning og en mulig vedvarende tilførsel af næring fra vandfasen i systemet.

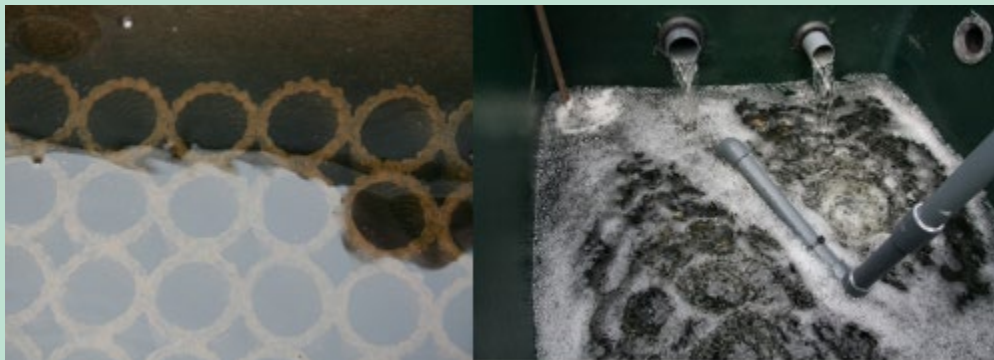
4.2.4 Hydrolyse af partikulært stof

En anden væsentligt proces er den såkaldte hydrolyseproces, hvor partikulært stof hakkes i stykker af proteiner (enzymmer) udskilt af bakterierne. Enzymerne produceres, fordi bakterierne kun kan optage opløst stof over sin cellemembran. Enzymerne muliggør derfor, at en potentiel stor mængde føde kan gøres tilgængelig for den enkelte bakterie. Hydrolyseprocessen er af stor betydning for biologisk spildevandsrensning, idet størstedelen af det organiske stof er på partikulær form. Det er derfor vigtigt at indrette den biologiske renseproces på en måde, så hydrolyseaktivitet kan fremmes. Dette gælder i særdeleshed for minirensesanlæg, der skal drives ved sommerhuse, da anlæggets slamtank kan fungere som et slags forråds-kammer for processen og levere livsvigtige næringsstoffer til biologien. Det specielle design af BioKubes minirensesanlæg muliggør, at en stor slammængde kan mobiliseres som næring til den biologiske proces i de beluftede kamre og dermed drive den biologiske proces "på lavt blus" gennem hele vinterhalvåret.

4.2.5 Beluftning af biofiltre

Beluftningen i biofiltre sikrer dels, at ilt tilføres til biofilmen, at vandet omkring biofilmen omrøres (og dermed transporterer næringssalte og ilt hen til biofilmen), samt at overskydende biofilm rives af biomediet. Beluftningen er dermed vigtig for et biofilters normale drift, både i forhold til ilttilførsel, biofilmkontrol og konvektiv omrøring. Iltten er essentiel i aerobe biologiske processer, idet den biologiske omsætning er en redox proces, hvor elektroner overføres imellem substrat og ilt. Er iltten ikke til stede, kan mange mikroorganismer udnytte andre iltningssmidler til opretholdelse af deres metabolisme, hvorimod de nitrificerende bakterier kun er i stand til at benytte ilt som iltningssmiddel.

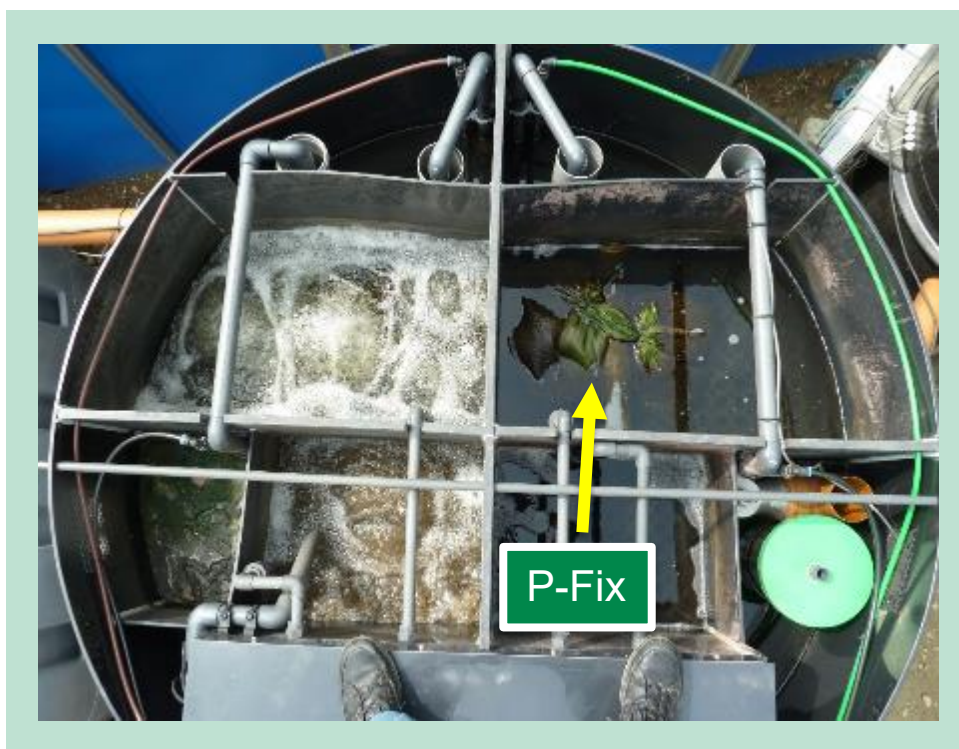
Beluftningen - dvs. ilttilførslen - har imidlertid den egenskab, at den tvinger bakterierne metabolisme op i et højere gear, sikkert fordi bakterierne tror, der er næring til stede, og fordi ilten er medvirkende til den biologiske omsætning. Forskning har vist (Janning, 1998), at en biofilm, som iltes, henfalder hurtigere end en biofilm, som tilføres en begrænset mængde ilt. Udebliver substratet (herunder ilten), henfalder bakterierne metabolisme – bakterierne går med andre ord ind i en dvaletilstand, som gør, at de dør langsomt. Mens bakterierne befinder sig i denne dvaletilstand, er det vigtigt til stadighed at sikre fysiologisk tålelige forhold for bakterierne, idet toksiske påvirkninger kan slå mikroorganismerne helt ihjel.



Figur 4-2 Biologisk filtermedie i et BioKube minirensesanlæg i beluftet og ikke-beluftet tilstand

4.3 Tilsætning af kemi (fældningskemikalier)

Rensekrav til minirensesanlæg er normalt omfattet af renseklassen SOP, som betyder, at rensesanlægget skal rense fosfor ned til 1,5 mg P/l. Den eneste måde, hvorpå fosfor kan renses til dette niveau, er ved tilsætning af fældningskemikalier. Fosforen bindes da til slammet og fjernes, når slamtanken tømmes for slam. Fældningskemikalier er normalt sure og alkalinitetsforbrugende (PAX eller Nordpac 18 polyaluminium klorid), hvilket kan være problematisk for især den nitrificerende biologiske proces, som også forbruger alkalinitet. Bliver alkalinitetsniveauet for lavt, falder pH, og nitrifikationen går i stå. Under normale omstændigheder (dvs. i kalkrigt vand, som indeholder rigeligt med alkalinitet) er der ingen problemer i at tilsætte PAX; mange minirensesanlægs installationer har dog vist sig alligevel at køre for sure, hvorfor BioKube har udviklet et særligt alkalinitetsstyrende system (kaldet P-fix), som langsomt afgiver alkalinitet.



Figur 4-3 Installation af P-Fix i et BioKube anlæg

I de situationer, hvor spildevandstilførslen er meget varierende, samt i områder, hvor kalkindholdet (og dermed alkaliniteten) er lavt, er der risiko for, at alkalinitetsniveauet alligevel bliver for lavt.

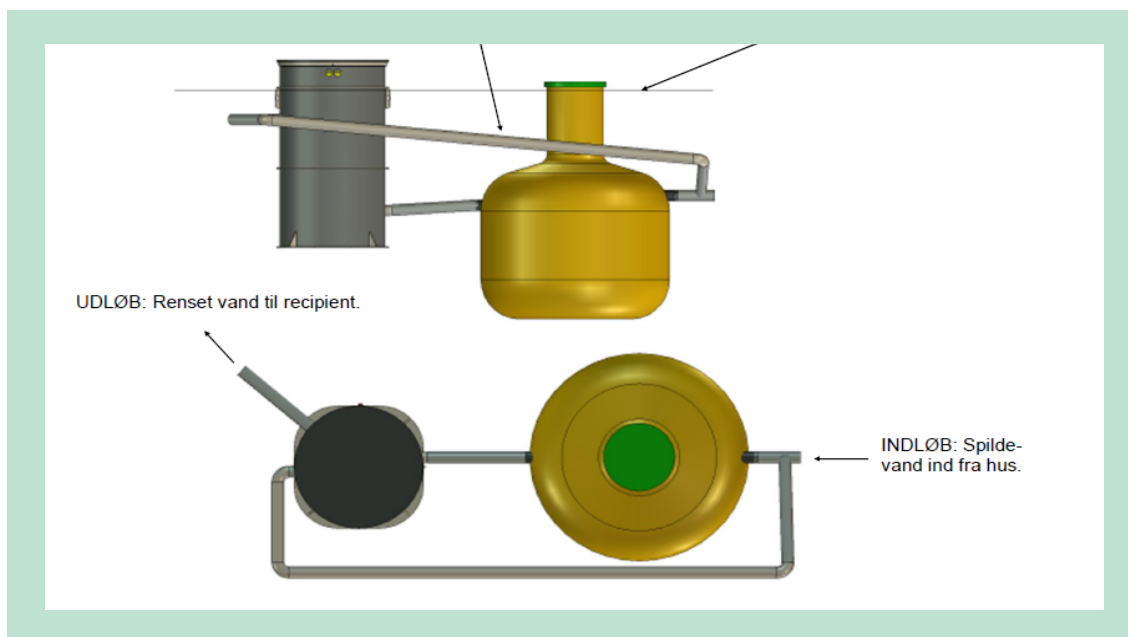
Dette projekt har derfor undersøgt alternative mulige fældningskemikaler, som ikke er alkalinitetsforbrugende af natur. Løsningen viste sig at være kemikaliet natriumaluminat – et basisk (pH 12,5) fældningskemikalie, hvor den aktive fældende ion også er Al^{+++} . Natriumaluminat har imidlertid den egenskab, at det bliver tyktflydende ved lav temperatur (Viskositet 2.030 cP v/ 0°C), hvor PAX er mere tyndflydende (Viskositet 102 cP v/ 0°C). Det største problem med Natriumaluminat er imidlertid, at stoffet grundet det store ludindhold tørrer ud, når det eksponeres for atmosfærisk luft. Løsningen her kan være at sørge for en jævnlig dosering via neddykkede slanger som derved forhindrer udtørring.

4.4 Uønskede processer – dannelse af svovlbrinte

BioKube renseanlægget er en integreret løsning, hvor slamtank og procestank er koblet sammen. Det indebærer, at slamtanken i perioder indeholder større eller mindre slammængder, som kan påvirke processerne i det biologiske renseanlæg. BioKubes indbyggede recirkulation sørger normalt for, at rensed spildevand tilbageføres til slamtanken med en vis frekvens. Det har den fordel, at slamtanken ikke bliver septisk og ildelugtende. Det, der rent faktisk sker, er, at produceret nitrat (fra nitrifikationsprocessen) blandes op med slamvandet og derved forhindrer dannelsen af svovlbrinte. Slamtankens iltindhold er normalt meget lavt, og da tanken er fyldt med organisk stof, vil et fald i redoxpotentialet risikere at medføre en større eller mindre grad af sulfatreduktion. Såfremt der dannes sulfid (svovlbrinte), kan selv meget små koncentrationer ned til 0,5 mg HS^-/l inhibere nitrifikationsprocessen (Æsø *et al.*, 1998).

Recirkulation/returslam

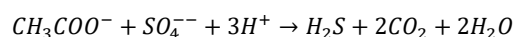
Terræn



Figur 4-4 Slamtank og BioKube anlæg i sammenkoblet tilstand

4.4.1 Sulfatreduktion – dannelse af sulfid i slamtank

Dannelsen af sulfid (HS^-) sker bakterielt, når en række betingelser i slamtanken er opfyldt. Sulfid forekommer normalt kun i meget lave koncentrationer i drikkevandet, da $\text{H}_2\text{S}/\text{HS}^-$ i grundvandet er udblæst og udfældet på vandværket. Indholdet af sulfat i drikkevand kan imidlertid være højt. Dannelsen af sulfid kan derfor ske i slamtanken ved en bakteriel redoxproces, hvor en bestemt gruppe bakterier under specielle forhold kan omdanne sulfat (SO_4^{2-}) til sulfid (HS^-) under forbrug af let omsætteligt organisk stof (acetat):



En række faktorer har betydning for, om processen finder sted:

- Koncentration af sulfat og organisk stof i slamtanken
- Redoxpotentialet (tilstedeværelsen af ilt, nitrat og andre oxidationsmidler)
- Temperatur
- pH
- Mængden af slam i slamtank

Først og fremmest skal spildevandet indeholde tilstrækkeligt med let omsætteligt organisk stof (COD) og sulfat, der er de to stoffer, som henholdsvis oxideres og reduceres af svovlbakterierne for at opnå vækst. Begge stoffer er normalt til stede i slamtanken. De sulfatreducerende bakterier udgør mange arter, som er i stand til at udnytte forskellige typer af organisk stof. Cirka halvdelen af de sulfatreducerende bakterier er dog i stand til at udnytte acetat (Brock *et al.*, 1991), som er et normalt forekommende stof i spildevand.

Redoxprocessen sulfatreduktion forløber kun, når redoxpotentialet er tilstrækkeligt lavt. Tilstedeværelsen af andre kraftigere iltende stoffer end sulfat vil hæve redoxpotentialet og forhindre, at processen kan finde sted. Disse kraftigere iltende stoffer er f.eks.: O_2 (stærkest), nitrat (NO_3), mangan (Mn^{+4}), metanol (CH_3OH), jern (Fe^{+3}). Er spildevandet i slamtanken ilt- eller nitratholdig, vil det dermed umiddelbart undertrykke sulfatreduktionsprocessen og forhindre dannelsen af svovlbrinte. Ophobes der store slammængder i slamtanken, kan redoxpotentialet måske ikke forhindre, at der dannes sulfid dybt nede i slamlaget, da forholdene der bliver

strengt anaerobe. Såfremt sulfat og let omsætteligt organisk stof kan trænge ned i slamlaget, vil der kunne dannes sulfid, som vil kunne frigives til vandfasen.

Temperaturen har som for de fleste andre bakterielle processer en stor betydning for, hvor hurtigt processerne forløber. Da væksthastigheden af de sulfatreducerende bakterier er meget lav, er disse bakterier særligt følsomme overfor lave temperaturer, da de hurtigt udkonkurreres af andre hurtigere voksende bakterier i kloaksystemet, som kan vokse ved selv lave temperaturer. Omvendt vil høje temperaturer i slamtanken fordre vækst af sulfatreducerende bakterier samt et anaerobt miljø.

pH er ligeledes en væsentlig parameter for bakteriernes evne til at leve i kloaksystemet. Normalt trives bakterier bedst i pH-området 7-9. Under pH 6 og over pH 10 vil den bakterielle aktivitet aftage drastisk til en brøkdel af maksimal vækst, og bakterierne vil gradvist uddø.

Når først $\text{H}_2\text{S}/\text{HS}^-$ er dannet, afgør spildevandets pH, hvilket koncentrationsniveau af svovlbrinte der opbygges i vandfasen. Da opløseligheden af svovlbrinte i vand er ekstremt høj (ca. 4.000 mg/l ved 20°C /2/), fortsætter akkumuleringen af sulfid/svovlbrinte ned gennem en kloakstrækning, indtil iltning af vandet udblæser en del af svovlbrintegassen.

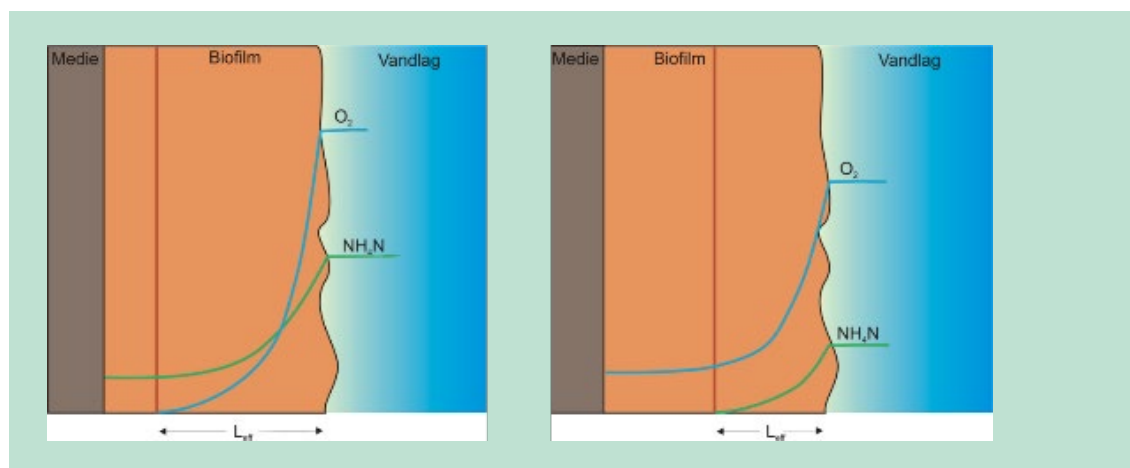
5. Processer i BioKubes biofiltre

Biofiltre er grundelementet i BioKubes renseproces, og biofilmens helt unikke egenskaber er årsagen til, at minirenselanlæg kan fungere uden mandskabsovervågning og ved stærkt variabel belastning. Biofilmens tilstand og omsætningsformåen er imidlertid afhængig af, hvordan anlægget er sat op i forhold til beluftning, recirkulation og spildevandsindpumpning fra bundfældningstankene.

I dette afsnit beskrives de grundlæggende karakteristika ved biofilmprocesser i biofilteranlæg, og der gives en introduktion til, hvordan processen matematisk set fungerer i BioKubes minirenselanlæg.

5.1 Diffusionsbegrænsning i biofiltre

Fjernelse af næringsstoffer sker i biofiltre ved, at stofferne (i opløst form) diffunderer ind i biofilmen fra vandfasen, hvorefter bakterier kan omsætte stofferne. Denne inddiffusion er således afgørende for omsætningshastigheden i biofiltersystemet og sætter en begrænsning for, hvor meget biofilteranlæg kan omsætte. Biofiltersystemets medieareal er dermed den dimensionsgivende parameter for anlæggene. Jo større specifikt overfladeareal (udtrykt som m^2/m^3), jo mere kan biofilteranlægget fjerne i sit volumen. Selvom biofiltre typisk har meget mere biomasse end aktivt slam anlæg, vil denne mængde af biomasse desværre ikke give sig udslag i en tilsvarende større omsætningshastighed, da inddiffusionen sætter en begrænsning for, hvor stor en del af biomassen der bliver aktiveret. I nedenstående Figur 5-1 ses eksempel på stofbegrænsning i en nitrificerende biofilm. I figuren til venstre er ilt begrænsende, mens ammonium er begrænsende for processen i figuren til højre.



Figur 5-1 Illustration, som viser koncentrationsprofiler af stoffer, der omsættes i en biofilm

5.2 Beregning af substratfjernelse i biofiltre

Stofomsætning beregnes i forhold til det stof, som er begrænsende for omsætningshastigheden. Alle relevante biofilmprocesser (aerob COD omsætning, nitrifikation og denitrifikation) er redox processer – dvs. der indgår et reduktionsmiddel og et oxidationsmiddel i processen. Det handler derfor om at bestemme, hvilket stof der er begrænsende for processen, da det er dette stof, man skal regne på (ellers regnes der forkert!). Bestemmelsen af det begrænsende stof er imidlertid ret enkel, idet man beregner følgende ulighed:

$$\frac{C_{ox}}{C_{red}} \begin{matrix} > \\ ? \\ < \end{matrix} \frac{D_{red}}{D_{ox}} \cdot \vartheta_{red,ox}$$

Hvis $C_{ox} > C_{red} \cdot \frac{D_{red}}{D_{ox}} \cdot \vartheta_{red,ox}$ så er C_{ox} styrende for omsætningshastigheden

Hvis $C_{ox} < C_{red} \cdot \frac{D_{red}}{D_{ox}} \cdot \vartheta_{red,ox}$ så er C_{red} styrende for omsætningshastigheden

I udtrykket er D diffusionskonstanten af oxidationsmiddel (ox) og reduktionsmiddel (red), mens ϑ er det støkiometriske forhold imellem oxidationsmiddel og reduktionsmiddel.

Omsætningshastigheden i biofiltret udtrykkes som en arealspecifik omsætning, dvs. i forhold til hvor stort et areal biofilmen har. BioKube bruger Exponet Bioblok i størrelser 100, 125, 150, 200 og 300 m²/m³. Dermed kan arealet umiddelbart beregnes i forhold til, hvor meget Bioblok volumen der er installeret.

Omsætningshastigheden, r_A (g/m²/d) i et biofilter kammer kan beregnes af følgende udtryk:

$$r_{A,ox} = K_{1/2A,ox} \cdot S_{ox}^{1/2} \text{ (når iltningensmidlet kontrollerer omsætningshastigheden)}$$

$$r_{A,red} = K_{1/2A,red} \cdot S_{red}^{1/2} \text{ (når reduktionsmidlet kontrollerer omsætningshastigheden)}$$

$K_{1/2A}$ er en konstant, som udtrykker, hvor effektivt biofilmen arbejder. Egentligt udtrykker den, hvor mange aktive bakterier der sidder i biofilmen.

5.2.1 COD fjernelse i biofiltre

Aerob COD fjernelse er en redox proces, hvor organisk stof er reduktionsmiddel, og ilt er oxidationsmiddel. Iltten er styrende for omsætningshastigheden, når følgende er opfyldt:

$$S_{O_2} > S_{COD} \cdot \frac{D_{COD}}{D_{O_2}} \cdot \vartheta_{COD,O_2}$$

Såfremt COD kilden er acetat, vil iltten ved 100% iltmætning (ca. 10 mg O₂/l) styre omsætningshastigheden, når COD er mindre end 70 mg COD/l¹.

Såfremt ilt er begrænsende for omsætningshastigheden (hvilket den næsten altid er), kan den arealspecifikke omsætningshastighed (g COD/m²/d) beregnes af:

$$r_{1/2A,COD} = K_{1/2A,O_2} \cdot \vartheta_{O_2,COD} \cdot S_{O_2}^{1/2} = (2 \cdot D_{O_2} \cdot k_{0f,O_2})^{1/2} \cdot \vartheta_{O_2,COD} \cdot S_{O_2}^{1/2}$$

Som det bemærkes af udtrykket, er k_{0f,O_2} den eneste ubekendte, når iltkoncentrationsniveauer er kendt. k_{0f,O_2} udtrykker aktiviteten af iltomsætningen i biofilmen (kg O₂/m³ biofilm/d) og er et reelt udtryk for densiteten af aktive bakterier i biofilmen. k_{0f,O_2} kan ikke umiddelbart måles direkte, men kan bestemmes, når omsætningshastigheden af COD beregnes, og iltkoncentration måles.

Biologiske processer er temperaturafhængige, og følgende indflydelse gør sig gældende (Henze *et al.*, 1995):

$$k_{0f,O_2,t^\circ C} = k_{0f,O_2,20^\circ C} \cdot e^{k \cdot (t-20)}$$

Temperaturafhængigheden er gældende i temperaturintervallet 2 – 30°C; når temperaturen overstiger 30°C, er temperaturafhængigheden konstant op til 37°C.

¹ COD koncentrationen skal fratrækkes den inert COD fraktion samt indhold af partikulært COD, som ikke umiddelbart kan diffundere ind i biofilmen

Ved omsætning af COD forbruges fosfor og kvælstof til den slam produktion, som forårsages heraf. COD omsætningen er høj med en ikke ubetydelig mængde kvælstof og fosfor. Kvælstof indbygges som ammonium (som ændrer sig til organisk kvælstof), og følgende udtryk kan benyttes til at beregne den mængde kvælstof, der medgår til processen:

$$r_{\frac{1}{2}A,N} = r_{\frac{1}{2}A,COD} \cdot Y_{obs} \cdot f_N$$

Y_{obs} er den observerede slam produktion (typisk 0,3-0,4 g COD_b/g COD_s), mens f_N er fraktionen af kvælstof, som forbruges til slam produktion, typisk 0,06 (6%). I dette projekt har det været relevant at medtage dette bidrag, da det i visse tilfælde kan udgøre op til 30-35% af ammoniumomsætningen, når COD omsætningen er stor.

5.2.2 Nitrifikation i biofiltre

Nitrifikationsprocessen er ligeledes en redoxproces, hvor ammonium er reduktionsmidlet, og ilt er iltningsmidlet. Ammonium eller iltbegrænsning kan afgøres ved følgende ulighed:

$$\frac{S_{O_2}}{S_{NH_4}} \stackrel{>}{?} \frac{D_{NH_4}}{D_{O_2}} \cdot \vartheta_{NH_4,O_2}$$

$$\Rightarrow \frac{S_{O_2}}{S_{NH_4}} \stackrel{>}{?} 3,4 \frac{g_{O_2}}{g_{NH_4} - N} = 1,4 \frac{mol O_2}{mol NH_4 - N}$$

Såfremt iltkoncentrationen i vandet er mindre end 3,4 g O₂/g NH₄-N, er ilt styrende for omsætningshastigheden. I BioKubes biologiske kamre er iltkoncentrationen typisk 7 mg O₂/l eller derover – så gælder det altså, at ammoniumkoncentrationen skal være mindre end 2 mg NH₄-N/l for at blive styrende, hvilket derfor i praksis aldrig sker.

Nitrifikationsprocessen har en yderligere dimension, idet alkalinitet også kan blive begrænsende for omsætningshastigheden. I praksis må alkaliniteten aldrig blive mindre end 4 meq/l (= 4 mmol HCO₃/l = 244 mg HCO₃/l), såfremt ammoniumkoncentrationen i det indkomne vand er over 33 mg NH₄-N/l. I så fald kan der opstå alkalinitetsmangel, og nitrifikationsprocessen går i stå pga. for stort pH fald og manglende uorganisk kulstof (HCO₃), som indgår i omsætningsprocessen.

Når ilt er styrende for omsætningshastigheden, kan den arealspecifikke omsætningshastighed beregnes af:

$$r_{\frac{1}{2}A,NH_4-N} = K_{\frac{1}{2}A,O_2} \cdot \vartheta_{O_2,NH_4-N} \cdot S_{O_2}^{\frac{1}{2}} = (2 \cdot D_{O_2} \cdot k_{of,O_2(nitrifikation)})^{\frac{1}{2}} \cdot \vartheta_{O_2,NH_4-N} \cdot S_{O_2}^{\frac{1}{2}}$$

Altså fuldstændigt tilsvarende udtryk som for COD omsætningshastigheden. Den støkiometriske omsætningsfaktor imellem ilt og ammonium er $\nu_{O_2,NH_4} = 4,6$ g O₂/g NH₄-N.

Ovenstående beregninger er gældende for den "rene" nitrifikationsomsætningsproces, hvor ingen inhibering fra andre substrater gør sig gældende. I biofiltre omsættes COD og ammonium ofte i samme kammer. Da begge stoffer forbruger ilt, vil nitrifikationsprocessen typisk tabe denne konkurrence, da nitrifikanterne vokser 10 gange langsommere end de heterotrofe bakterier. Er der meget COD, vil heterotrofe bakterier typisk kolonisere den yderste del af biofilmen og forbruge alt ilt, inden den når ind til de nitrificerende bakterier. Dette er en vigtig problemstilling i biofiltre og har også været vigtig i forhold til dette projekts resultater. Man opererer normalt med en reduktionsfaktor ($f_{NH_4,COD}$) for nitrifikationsprocessen. Er faktoren 1, er der ingen inhibering; er den 0, er der fuld inhibering af nitrifikationsprocessen.

Under idealiserede forhold kan $f_{\text{NH}_4, \text{COD}}$ beregnes som (Henze *et al.*, 1995):

$$f_{\text{NH}_4, \text{COD}} = 1 - \left(\frac{1}{\frac{D_{\text{O}_2}}{D_{\text{COD}}} \cdot \vartheta_{\text{O}_2, \text{COD}}} \cdot \frac{S_{\text{COD}}}{S_{\text{O}_2}} \right)$$

Der skal derfor ikke være meget COD i vandet, før nitrifikationsprocessen inhiberes – teoretisk set²

5.3 Bestemmelse af omsætningshastigheder ved batchforsøg

Bestemmelse af omsætningshastigheder i biologiske systemer kan være vanskelig, såfremt der ikke kan opnås steady-state forhold i den indkomne spildevandstilførsel. I stillestående renseanlæg er det i praksis umuligt at bestemme den biologiske aktivitet, med mindre den biologiske proces kan aktiveres uden flowtilførsel udefra.

Batchforsøg kan i princippet bruges til måling af den biologiske aktivitet i spildevandreaktorer. Forsøgene kan ovenikøbet give et fuldstændigt overblik over processens kinetik, dvs. med hvilken hastighed stoffer omsættes som funktion af stoffernes koncentration. Da de fleste minirensesanlæg normalt drives i et ikke-steady-state forløb, er det som tidligere nævnt normalt nærmest umuligt at bestemme omsætningshastigheden i et minirensesanlægs system. Dette gælder især for minirensesanlæg installeret ved sommerhuse, hvor belastningssituationen er endnu mere varierende.

Et batchforsøg gennemføres ved tilsætning af de nødvendige substrater og næringssalte. Når biofiltret eksponeres for disse stoffer, vil den biologiske proces starte op. Vigtigt er det at gennemføre forsøget uden nogen form for flow- og anden stoftilførsel, således at omsætningen af den tilsatte mængde substrat kan måles uforstyrret. Koncentreret spildevand kan nemt produceres syntetisk ved opblanding af kemikalier, som er hovedbestanddelen i spildevand (typisk COD, ammonium og alkalinitet).

Da batchforsøget forløber i et lukket system, kan processen beskrives ved følgende massebalance for et givent substrat:

$$r_{A,S} = V_{\text{bulk}} \cdot \frac{dS}{dt}$$

hvor

$r_{A,S}$	= arealspecifik omsætningshastighed af stoffet S (g S/m ² /d)
V_{bulk}	= Vandvoluminet i reaktionskammeret
dS	= Ændringskoncentrationen af stoffet S
dt	= tidsperioden, hvormed ændringskoncentrationen forløber

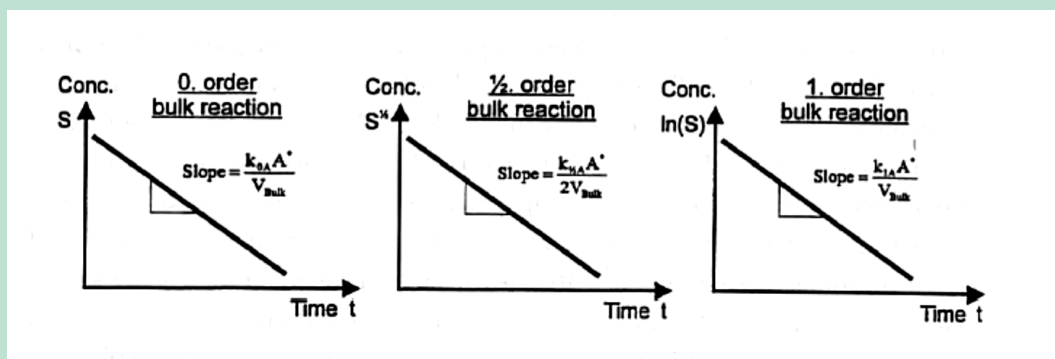
Da omsætningshastigheden r_A ændrer sig som funktion af koncentrationsniveauet af stoffet S, vil kurvens forløb også ændre sig, idet omsætningshastigheden falder når, koncentrationer falder under et vist niveau. På baggrund af kurvens udformning kan det med tilstrækkelig præcision af stofmålinger afgøres, om reaktionen forløber ved 0., ½. eller ved en 1. ordens proces. Da biologiske processer er redox processer, er det vigtigt at sikre sig, at den stofkoncentration, man måler på, er den styrende for omsætningshastigheden.

² Ved et COD indhold på 50 mg COD/l inhiberes nitrifikationsprocessen med ca. 70% såfremt iltindholdet i vandet er 10 mg O₂/l. COD er i denne sammenhæng let omsætteligt opløst COD.

For de tre reaktionstyper (0., ½. eller ved en 1. ordens proces) kan reaktionsligningerne ved batchforsøg beskrives som:

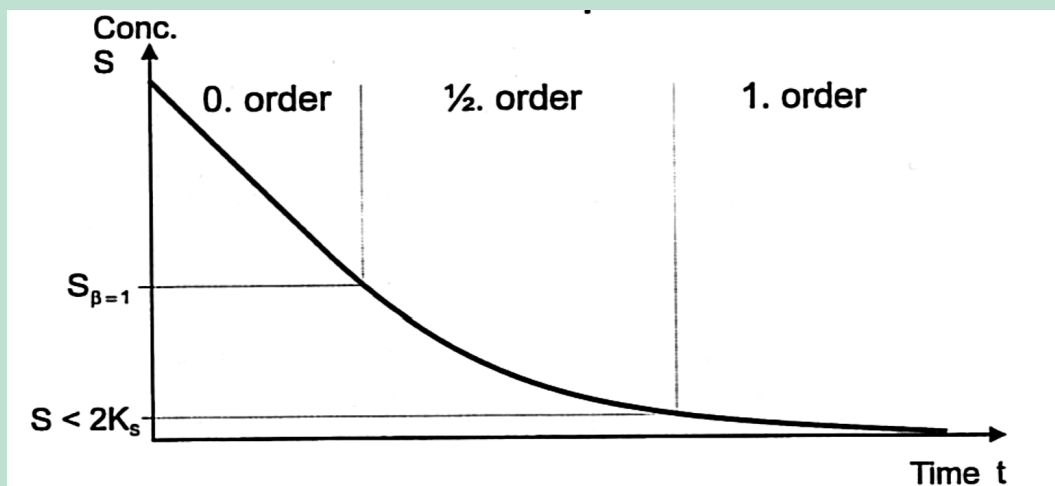
- orden ($r_A = k_{0A}$): $k_{0A} \cdot A = V_{bulk} \cdot \frac{dS}{dt} \Rightarrow S = \frac{k_{0A} \cdot A}{V_{bulk}} \cdot t$
- ½. orden ($r_A = k_{1/2A} \cdot S^{1/2}$): $k_{1/2A} \cdot S^{1/2} \cdot A = V_{bulk} \cdot \frac{dS}{dt} \Rightarrow S^{1/2} = \frac{k_{1/2A} \cdot A}{2 \cdot V_{bulk}} \cdot t$
- 1. orden ($r_A = k_{1A} \cdot S$): $k_{1A} \cdot S \cdot A = V_{bulk} \cdot \frac{dS}{dt} \Rightarrow \ln(S) = \frac{k_{1A} \cdot A}{V_{bulk}} \cdot t$

Omsætningsforløbet ved de tre reaktionsordner kan afbildes på følgende måde:

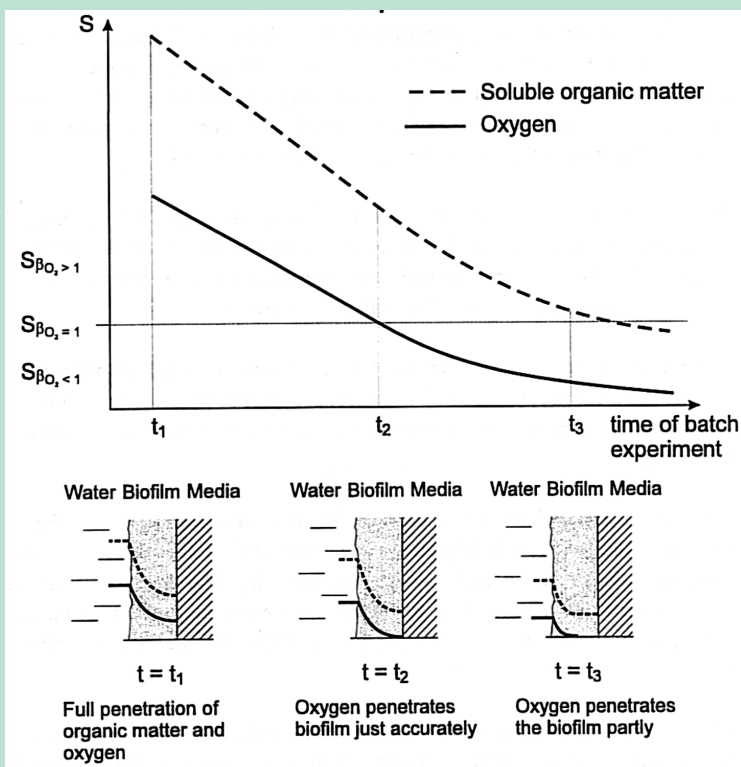


Ud fra hældningen på grafen kan den reelle omsætningshastighed samt kinetikken i processen altså bestemmes ved et forsøg, hvor en stofblanding tilledes vandvoluminet i reaktionskammeret.

Ved gennemførelse af et komplet batchforsøg, hvor stoffet S renses i bund, vil kurveforløbet derfor typisk se således ud:



I praksis er der to stoffer involveret i den biologiske redox proces. Stoffernes omsætning vil derfor forløbe på en måde, som dels afspejler stoffernes støkiometriske sammenhæng og dels afhænger af, hvornår omsætningen i biofilmen bliver styret af det ene stof. Kurveforløbet af to stoffer vil derfor afhænge af: 1) stoffernes koncentration i vandfasen; 2) penetrationsdybden i biofilmen af begge stoffer; og 3) tidspunktet, hvor det ene stof bliver begrænsende for omsætningshastigheden. Dette er beskrevet i nedenstående graf (Janning, 1998):



5.4 Biologiske filteranlæg i praksis

Der er de seneste 30-40 år sket en stor udvikling omkring forståelsen for og funktionen af biofilm reaktorer til behandling af spildevand. Selvom biofilmreaktorer til behandling af kommunalt spildevand i større skala stadig er aktivt slamanlæg klart underlegne i antal, så er biofilmreaktorer væsentligt mindre pladskrævende end aktivt slamanlæg, men ofte ligeså økonomisk rentable (Boller *et al.*, 1994, Thøgersen *et al.*, 2000). Biofiltre fungerer grundlæggende set, som bakterierne ønsker det skal ske – vedhæftet på en fast overflade. Fordelen ved vedhæftning er, at bakterierne sidder i et beskyttet miljø i forhold til udefra kommende toksiske forhold

5.5 Typer af biofilm reaktorer og deres effektivitet

Der findes grundlæggende tre typer af biofilm reaktorer til behandling af spildevand:

- Risle filtre
- Roterende skivefiltre
- Dykkede biofiltre

5.5.1 Rislefiltre

Rislefiltre må betegnes som den konventionelle biofilterløsning, som allerede blev indført i det forrige århundrede. Rislefiltre blev i stor stil anvendt i Danmark, inden de mere driftssikre aktiv slamanlæg blev bygget. Rislefiltre består af en åben tank med stationært filtermedie - oftest store sten, som overrisles med spildevand. På stenene sidder biofilmen, som dermed bliver eksponeret for både næringsstoffer fra vandet og ilt fra luften. Da processerne er aerobe, kan der kun foretages nitrifikation og aerob COD omsætning i risle filtre.

Problemet med rislefiltrene har oftest været en dårlig biofilmkontrol med tilstopning af filtermediet til følge. Rislefiltrene er karakteriseret ved at have et forholdsvis lille overfladeareal ($\omega = 90 - 250 \text{ m}^2/\text{m}^3$), og filtrene vil med hensyn til nitrifikation typisk kunne omsætte $0,5 - 0,9 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ ved 10°C (Gujer *et al.*, 1986). Dog er der rapporteret eksempler på højt belastede

nitrificerende rislefiltre med omsætningshastigheder op til 3 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ ved 20°C og optimale nitrifikationsbetingelser (lav BOD) (Parker *et al.*, 1989, Anderson *et al.*, 1994).

Med hensyn til BOD omsætning kan rislefiltre klare en begrænset belastning, der typisk ligger omkring 1 kg BOD/ m^3/d , hvilket giver en maksimal biofilmoverfladebelastning på ca. 10 – 12 g BOD/ m^2/d .

5.5.2 Roterende skivefiltre (RBC)

Roterende skivefiltre er ligeledes en gammelkendt teknik, hvor et medie (skiver) roteres delvist neddykket i et kar med spildevand, der skal renses. Biofilmen, der vokser på skiverne, udsættes da skiftevis for en luftfase og en vandfase.

RBC omsætter ligesom rislefiltre kun BOD og NH_4 aerobt, men lider ikke i tilsvarende grad af de samme driftsproblemer som rislefiltre (tilstopning). Derimod kan voldsom overvækst som følge af overbelastning betyde en stor tyngde på den mekaniske del af anlægget, hvilket kan føre til sammenbrud.

Det specifikke overfladeareal ligger på samme niveau som rislefiltre (90 – 250 m^2/m^3). Da der i RBC ofte optræder en rigtig god iltoverførsel til biofilmen takket være rotationen af skiverne, er der i litteraturen rapporteret om høje nitrifikationshastigheder på helt op til 3 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ ved 10°C (Boller *et al.* 1994). Forfiltrering af spildevandet har vist sig at have en særdeles positiv effekt på nitrifikationshastighederne, hvilket skyldes, at der opstår forbedrede forhold for de nitrificerende bakterier, når der ikke etableres et slamlag over disse.

Rislefiltre kan klare højere BOD belastninger end rislefiltre. Således er der i Henze *et al.* (1995) af diverse fabrikanter rapporteret anbefalede belastninger på op til 14 g BOD/ m^2/d – i et enkelt tilfælde 26 g BOD/ m^2/d ved 15°C.

5.5.3 Dykkede biofiltre

Dykkede biofiltre er filtre, hvorpå biofilmen vokser på et medie, som er helt neddykket i vandet. På grund af neddykkningen kan der i vandfasen både forefindes aerobe og anoxiske / anaerobe forhold, hvilket betyder, at dykkede biofiltre både kan bruges til nitrifikation, denitrifikation og organisk stoffjernelse.

Der findes en lang række dykkede biofilmteknologier på markedet, som fabrikeres af forskellige firmaer. Grundlæggende skelnes der mellem to typer af dykkede biofiltre:

- Dykkede biofiltre med et stationært medium
- Dykkede biofiltre med et bevægeligt/fluidiseret medium

De dykkede filtre med stationært medie er de mest kommercielt udbredte biofiltre, da de teknisk set både er driftstabile og højeffektive. Disse filtre markedsføres f.eks. som Biostyr®, Biocarbene®, Biopur®, Biofor® og Biolite® og kan bestå af både plastmedie (fikseret eller ikke-fikseret) af stenmateriale eller polystyrenkugler. Oftest er der med disse filtre mulighed for returskyl af mediet for fjernelse af overskydende biofilm. Filtre uden mulighed for returskyl kan ikke tåle for høje belastninger, da biofilmkontrollen ikke kan genetableres med returskyl, hvis filtermediet overvokses med biofilm. Biofiltrene kan have specifikke overflader på helt op til 1.500 m^2/m^3 , hvilket gør dem ekstremt kompakte i forhold til aktivt slam anlæg (arealbehov til reaktor er kun 1/10 af aktivt slam anlæg). BioKubes renseproces kan betegnes som et dykket filter med stationært filtermedie.

I dykkede biofiltre med bevægeligt medium, f.eks. bevægeligt filtermedium (MBBR), fluidiserede filtre og BAS-reaktorer (Biofilm Airlift Suspension), flyder mediet (plastikmedie eller sand-

partikler) rundt i vandfasen under driften. Med visse typer af disse filtre opnås de absolut højeste omsætningshastigheder, der er set inden for biofilmteknologien, hvilket skyldes muligheden for opretholdelse af ekstremt store specifikke overfladearealer og dermed meget store slamkoncentrationer i tankene, der kan eksponeres til næringsstoffer og ilt. De nyeste typer BAS reaktorer (Biofilm Airlift Suspension) kan både nitrificere og denitrificere, og da mediet giver en specifik overflade på 2.000 – 4.000 m²/m³, betyder det, at der med disse reaktortyper opnås et meget stort omsætningspotentiale pr. m³ reaktor. I modsætning til de problemer, som ofte ses med fluidiserede biofiltre, er BAS reaktorer ifølge van Loosdrecht *et al.* (2000) væsentligt nemmere at drive. Der mangler dog fuldskala erfaringer til at understøtte disse udtalelser. BAS reaktorer markedsføres i dag under navnet Circox®.

5.6 Procesoversigt over omsætningsparametre for biofilmreaktor

I dette afsnit gives en tabeloversigt af karakteristiske omsætningsparametre for de mest omtalte biofilterreaktortyper omtalt i litteraturen.

I nedenstående Tabel 5-1 er opstillet en oversigt over forskellige biofilmreaktortyper for hver af processerne: Nitrifikation, denitrifikation og aerob COD fjernelse.

Tabel 5-1 Oversigt over biofilmreaktorer samt litteraturbestemte omsætningsparametre

FILTERTYPE	NITRIFIKATION		DENITRIFIKATION		COD-fjernelse (aerob)		Spec.o.f.	Reference	Bemærkning
	r _{Amax,NH4} g N/m²/d	r _{Vmax,NH4} kg N/m³/d	r _{Amax,NO3} g N/m²/d	r _{Vmax,NO3} kg N/m³/d	r _{Amax,COD} g COD/m²/d	r _{Vmax,COD} kg COD/m³/d	ω m²/m²		
Rislefiltre og RBC									
To-trin, plastik medie	0,5 – 0,9	0,1 – 0,2					250	Boller, 1986	10°C
To-trin, plastik medie	2,5	0,35					140	Andersson, 1994	18°C
Designkriterier, RF					12	1 – 1,8	90 - 150	Henze, 1995	
4 enheder RBC	1,5 - 3,0	0,3 – 0,6					240	Boller, 1994	10°C
Designkriterier RBC					14	3,5	250	Henze, 1995	15°C, < 15 g BOD/m³
Dykkede biofiltre (stationært medie)									
BIOSTYR	1,7	1,7			9 ^b	9 ^b	1.000	Payraudeau, 2000	+ COD, < 14°C
BIOSTYR	1,1 – 1,9	1,2 – 2,0					1.050	Tschui, 1994	÷ COD, 10 - 20°C
BIOSTYR	2,7 (6,2 renO ₂)	2,8 (6,5 ren O ₂)					1.050	Boller, 1997	Ren ilt ÷ COD, 23°C,L.S.
BIOFOR	1,1	1,1	4,8	4,8	8 ^b	8 ^b	≈ 1.000	Pujol, 1994	
BIOPUR	1,1 – 1,6	0,25 – 0,4					240	Tschui, 1994	÷ COD, 10 - 20°C
BAF					7 ^b	7 ^b	≈ 1.000	Canler, 1994	F.S. 0,41 kg SS/COD _{fjernet}
Stenmateriale			2,7	4			≈ 1.500	Jansen, 1994	10°C
Dynasand			1,5	3			≈ 2.000	Jansen, 1994	10°C
BIOCARBONE	0,4 – 0,7	0,6 – 1,0					1.450	Tschui, 1994	÷ COD, 10 - 20°C
BIOCARBONE	1/1,7 (ren O ₂)	1,5/2,5 (ren O ₂)					1.450	Boller, 1997	Ren ilt ÷ COD, 23°C,L.S.
DENIPOR			1,25 – 4,4	1,5 – 5,3			≈ 1.200	Lazarova, 1994	
BIOFOR/BIOLITE	1,4	1,4	1,2	1,2	9,5	9,5	≈ 1.000	Pujol, 2000	(P.S.)
BIOKUBE	1,0	0,15			10	1,5	150	BioKube 2017	Lavtbelastet Bioblok 10°C
BIOKUBE	2,5	0,4			45	6,8	150	BioKube 2017	Højtbelastet Bioblok, 15°C
Dykkede biofiltre (bevægeligt medie)									
Fluidiserede filtre						24 ^b		Lazarova, 1994	(L.S)
Fluidiserede filtre			3 – 5	3 – 20			≈ 1-4.000	Jansen, 1994	10 – 20°C
MBBR (KMT)	8	2,8					350	Bonomo, 2000	Ren ilt, 18°C, (B.S.)
MBBR (Kaldnes K1)	0,6	0,2					330	Rusten, 2000	10°C, (P. S.)
MBBR (Kaldnes)					40	6	150	Johnson, 2000	Industri, 30°C (F.S.)
BAS	0,5 – 1,7	1,5 – 5					3.000	Lazarova, 1994	(L.S.)
BAS (Circox)	0,5	1,4	0,5	1,4	1,7 - 3	5 – 9 ^b	3.000	Frijters, 1997	8 – 24°C
NASA (BAS)	1,4	4,1					3.000	Campos, 2000	AS/biofilm, 12 g VSS/l
Aktiv slam anlæg		0,06 – 0,1		0,08 – 0,12				Henze, 1995	10°C, design/kapacitet

Kommentarer til Tabel 5-1:

- b = max. belastning og således ikke et reelt udtryk for, hvor meget der omsættes
- L.S. = lab. skala
- B.S. = bench skala
- P.S. = pilotskala
- F.S. = fuld skala

Nitrifikationsprocessen kan udføres i alle typer af biofilmreaktorer. Der er således rapporteret omsætningshastigheder på $r_{V,NH_4} = 0,1 - 0,6 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3/\text{d}$ i de relativt simple rislefiltre og RBC reaktorer. I de mere kompakte dykkede biofiltre er der rapporteret omsætningshastigheder på $r_{V,NH_4} = 0,6 - 2,8 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3/\text{d}$, mens der for ren iltilsætning er målt hastigheder på helt op til $6,5 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3/\text{d}$ ved optimale temperaturforhold (23°C). I de ekstremt kompakte BAS reaktorer er der målt nitrifikationshastigheder på $r_{V,NH_4} = 4 - 5 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3/\text{d}$.

Denitrifikation, der kun kan lade sig gøre i dykkede biofiltre, er målt omsætningshastigheder på $r_{V,NO_3} = 1 - 5 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3/\text{d}$ i biofilmreaktorer med stationært medie, mens de meget kompakte - men mindre driftssikre - fluidiserede filtre kan præstere omsætningshastigheder på helt op til $20 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3/\text{d}$ under optimale forhold.

For kommunalt spildevand ligger organisk stofomsætning for alle typer af dykkede biofiltre nogenlunde ens omkring $r_{V,COD} = 5 - 10 \text{ kg COD/m}^3/\text{d}$. Disse tal er dog oftest angivet som maksimale COD belastninger og er dermed ikke udtryk for, hvor meget COD der reelt fjernes. Typisk ligger udløbskoncentrationen af COD på $50 - 100 \text{ g COD/m}^3$, mens BOD koncentrationen ofte er negligibel.

6. Sommerhus-minirenselanlæg (Venus 1850 SOP)

6.1 Teknik og opbygning

Minirenselanlæg til sommerhuse bygger som udgangspunkt på BioKubes Venus 1850 SOP model, som er et to-kammer renselanlæg med mulighed for fosforfældning (afhængigt af rensekasse). I dette projekt er renselanlæggets funktion blevet videreudviklet til at kunne fungere mere diskontinuert, således at renselanlæggets biologi vil kunne overleve lange perioder uden spildevandsbelastning. Derudover er renselanlægget blevet væsentligt mere energibesparende i og med, at beluftsintervallerne tilpasses belastningen af renselanlægget.

6.1.1 Fysisk konstruktion, Venus 1850 SOP

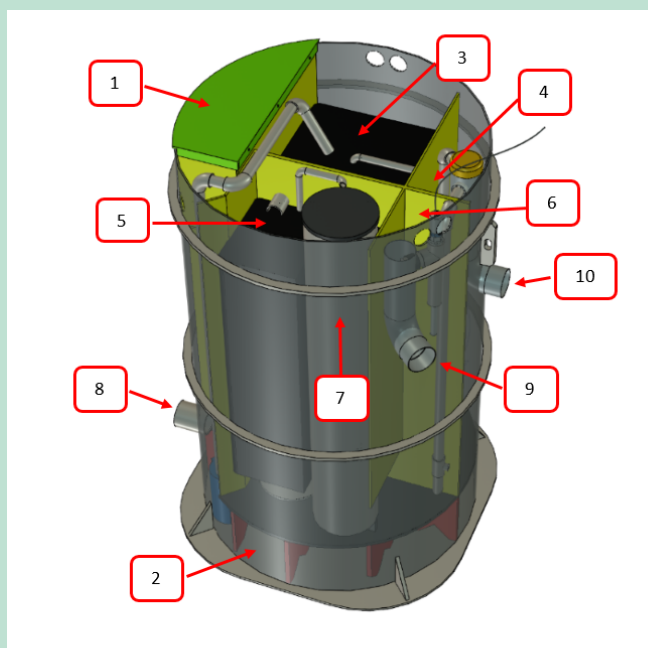
BioKube Venus 1850 SOP er et cylinderformet renselanlæg, som graves ned i terræn. Anlægget, som er ca. 2 meter højt og 1 meter i diameter, etableres med et kraftigt låg i PE, som kan aflåses og plomberes. Anlægget indeholder en komplet mekanisk-biologisk-kemisk rensesproces samt en isoleret teknikkasse, hvor elinstallation, styring og membranblæsere er installeret. Renselanlægget er normalt designet til en 5 PE belastning eller 750 liter spildevand/dag.



Figur 6-1 BioKube Venus 1850 minirenselanlæg

Renselanlægget er udformet, så en to-trins biologisk rensning kan forekomme: første biologiske kammer (670 liter) er designet til den kraftige heterotrofe vækst (COD omsætning), og andet biologiske kammer (350 liter) er designet til nitrifikation. Efter hvert biologisk kammer løber vandet igennem en bundfældningszone, hvor slamproduktion og partikulært organisk stof fra spildevandet sedimenterer og periodevist pumpes til slambundfældningstank (se også Figur 6-2).

Kemisk fældning foregår i recirkulationsstrømmen, som føres tilbage til slambundfældningstanken.



Figur 6-2 BioKube Venus 1850 SOP – minirenselanlæg til sommerhuse

Tabel 6-1 Beskrivelse af hovedfunktioner i BioKube Venus 1850 SOP

1	Teknikkasse, inkl. styring og blæsere	Blæserydelse 60 og 40 liter/min
2	Buffertank med 300 watts pumpe	249 liter, 300 watts dykket pumpe
3	1. biologiske zone med bioblok og to diffusorer under	Exponet B100, 32 m ² biofilm overflade, diffusorer type GJ 270 2 stk. Volume biologisk kammer 0,670 m ³ , 0,49 m ²
4	1. efterklaringszone med bundsug vha. airlift pumpe	Volume: 0,13 m ³ , areal 0,10 m ³
5	2. biologiske zone med Exponet B150 bioblok og én GJ 270 diffusor under	Exponet B150, 32 m ² biofilm overflade, diffusorer type GJ 270 1 stk. Volume biologisk kammer 0,35 m ³ , areal 0,35 m ²
6	2. efterklaringszone med bundsug vha. air lift pumpe	Volume: 0,10 m ³ , areal: 0,07 m ²
7	Kemitank til enten PAX eller Aluminat	Volume 52 liter
8	Indløb til Venus fra bundfældningstank	110 mm PVC-rør
9	Udløb af rensset vand.	110 mm PVC-rør
10	Returskyl til bundfældningstank	110 mm PVC-rør

6.2 Venus 1850 SOP til sommerhusdrift

BioKube har i dette projekt videreudviklet Venus 1850 renselanlægget, således at processen kan tilpasses drift ved sommerhuse. Besøgsmønstret i sommerhuse er typisk meget diskontinueret og kan periodevist være højt (f.eks. ved påskefrokofter, sommerferie og weekender). I lange perioder er renselanlægget typisk stillestående – i disse perioder renser anlægget spildevandet helt rent og klart. Som beskrevet i afsnit 5 kan dette være problematisk for den biologiske drift, da der kan skabes en ubalance i vandkvaliteten, og biofilmen kan uddø.

1. Skånsom beluftning af den biologiske proces (som også fører til store energibesparelser)
2. Dosering af alkalinitetsfremmende fældningskemikalier

3. Intelligent styring af renseanlægget (beluftning, recirkulation og fædningskemikaliedosering) i forhold til belastnings- og besøgsmonster
4. Fjernstyret kommunikation med renseanlæg

6.2.1 Kemikalie dosering (PAX og Aluminat)

Fældning af fosfor kan i biologiske filteranlæg kun foregå ved kemisk fældning – fældningen fører til, at fosfor bindes i slammet i anlæggets slambundfældningstank. Fosorfældning foregår normalt med PAX – polyaluminiumklorid - men dette kemikalie har vist sig at kunne påvirke nitrifikationsprocessen, såfremt kemikaliet overdoseres, eller hvis spildevandet er alkalinitetsfattigt. BioKube har haft problemer med driften i 30-40 minirenselanlæg (ud af mere end 3000 typegodkendte minirenselanlægsinstallationer), og i mange tilfælde skyldes problemerne alkalinitetsunderskud i processen.

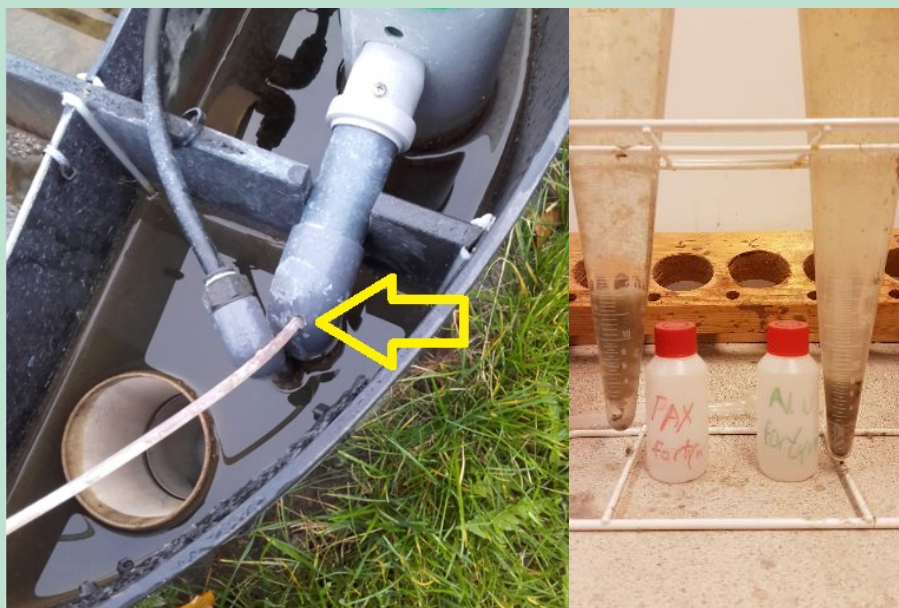
PAX dosering er indrettet på en måde, så dosering af PAX foregår direkte i returrøret, som fører til slambundfældningstanken (Figur 6-3).



Figur 6-3 Procedure for normal PAX dosering

Selvom Aluminat er flydende er viskositeten meget høj, og aluminat tørrer hurtigt ud pga. dets høje ludindhold. Dette indebærer, at stoffet ikke umiddelbart kan tilsættes på samme måde som PAX, da doseringsslangerne stopper til.

Løsningen har været at dosere Aluminat vådt. Dette kunne lade sig gøre ved at føre doseringsslangen ind i airlift-pumpen under vandoverfladen. Derudover kan periodevis fast dosering forhindre, at Aluminat tørrer ud.



Figur 6-4 Doseringspunkt for Aluminat (tv). Bundfældningseffekt PAX/Aluminat (th)

Fældningskemikaliet Aluminat har vist sig at have særdeles gode fældningsegenskaber – derudover hæves alkaliniteten af vandet mærkbart, hvilket påvirker nitrifikationsprocessen positivt. Projektet har i den forbindelse haft en spin-off effekt i og med, at flere nitrifikationshæmmede rensesanlæg har fået forbedret nitrifikation ved brug af Aluminat fremfor PAX.

6.2.2 Beluftsdrift i Venus 1850 SOP

Beluftning af BioKube Venus 1850 SOP foregår som bund beluftning med diffusorer. Kammer 1 har to diffusorer, og kammer 2 har en diffusor. Diffusorerne er koblet til to blæsere, som kan startes og stoppes vilkårligt. BioKube opererer med tre beluftsstrategier i Venus 1850 anlægget: Normalbeluftning, Family Match beluftning og Sommerhusdrift-beluftning (udviklet og tilpasset i dette projekt).

Normalbeluftningen er den beluftsindstilling, som BioKube Venus 1850 SOP har, når den forlader fabrikken. Det er den indstilling, som passer til 5 PE belastning i et normalt helårsbeboet typehus (dvs. fuld belastning året rundt).

Tabel 6-2 Normal beluftsstrategi i BioKube Venus 1850 SOP

Normal beluftsstrategi	Operationstid
Cyklus sekvens min.	15 min.
Beluftningstid min.	10 min.
Pausetid min.	5 min

Family Match er den beluftsindstilling, BioKube Venus ofte får, når serviceteknikker har vurderet, at belastningen på anlægget er væsentligt under 5 PE, ofte 2-3 PE. I denne situation kan beluftningen reduceres væsentligt, og der spares typisk ca. 40-50% strøm.

Tabel 6-3 Family Match beluftsstrategi i BioKube Venus 1850 SOP

Family Match	Operationstid.
Cyklus sekvens min.	15
Beluftningstid min.	5
Pausetid min.	10

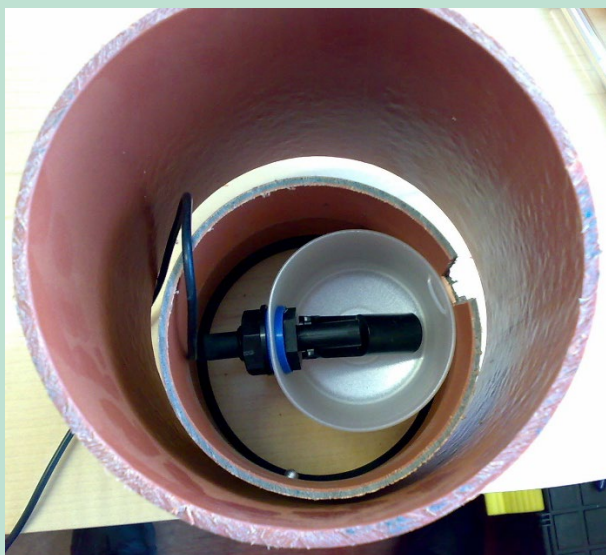
Sommerhusdrift er en beluftsindstilling, hvor beluftningen er justeret væsentligt mere ned. Det forudsættes, at belastningen til anlægget ophører i en længere periode, og at beluftning kun har til formål at holde liv i biologien med et lavt iltkoncentrationsniveau. Sommerhusdriftstyring sætter typisk ind i vinterhalvåret, hvor iltmætningskoncentrationen er højere, og den biologiske omsætning lavere grundet de lavere temperaturer.

Tabel 6-4 Sommerhusdrift beluftsstrategi i BioKube Venus 1850 SOP

Sommerhus drift	Operationstid.
Cyklus sekvens min.	15
Beluftningstid min.	2
Pausetid min.	13

I sommerhusdrift-indstilling er der involveret en flow sensor, som kan sætte anlægget i hviledrift og vække den fra hviledrift igen. Der blev i projektet udviklet en sensor, placeret i udløbet, der kan måle, om anlægget bliver belastet eller ej. Hviledriften aktiveres typisk efter 36 timers stilstand af anlægget, hvor flowsensoren ikke har registreret noget flow igennem anlægget.

Flowsensoren er udviklet som en "minifyder" (FCH21PDD20B), der er placeret så højt som muligt i et TupperWare glas (model 1229-40). I bunden af glasset er der boret et 8 mm hul, som dræner glasset for vand. Når rensat spildevand løber til, fyldes glasset, og flowsensoren aktiveres. Aktiveres flowsensoren ikke i en længere periode (36 timer), går renseanlægget i "Sommerhusdrift", hvorved beluftning reduceres, fældningskemikaliedosering afbrydes, og recirkulationsintervaller ændres.

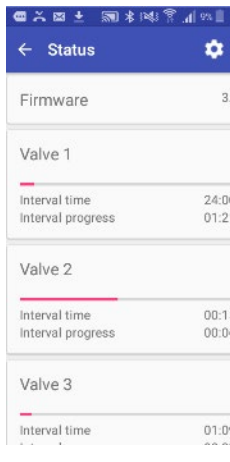
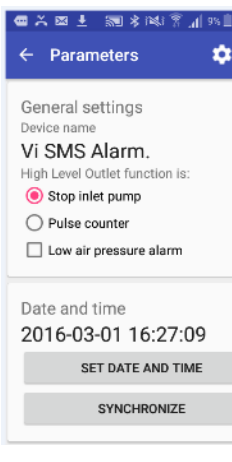
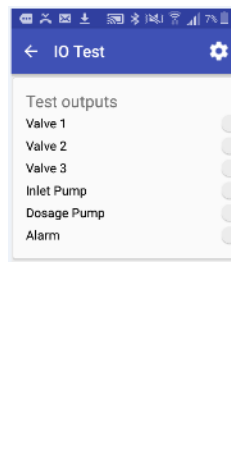
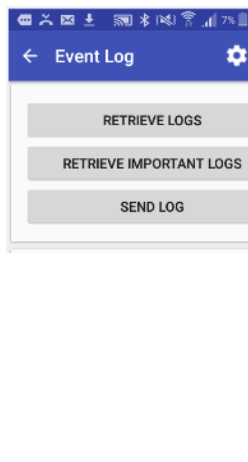


Figur 6-5 Foto af flowsensor udviklet i projektet (monteres i afløbsrør fra renseanlæg)

6.3 IT, styring og kommunikation, Venus 1850 SOP

BioKube har i projektet udviklet en ny og prisbillig styringsenhed til minirensesanlæg, som installeres ved sommerhuse. Styringen (som betegnes E-V styring) er udviklet, så den dels kan håndtere diskontinuert drift mønster og dels kan reguleres via den nyudviklede flowsensor. Styringen kan tilgås med en nyudviklet Android App (via Bluetooth på stedet) samt ved fjernstyring via SMS-beskeder til og fra styringsenheden (via et SIM kort monteret i styringsenheden).

Med Android smartphone er det muligt at justere parametrene i styringen via Bluetooth, så sommerhusdrift opnås.

STATUS.	Parameters	IO Test.	Event LOG
Button  is jumps between Status and Parameter.		Button  give access to IO test.	Button  give access to Event log.
			

Figur 6-6 Oversigt over skærbilleder fra Android App'en, som kan tilgå alle E-V styrede Venus 1850 SOP anlæg via Bluetooth

Med Android App'en kan trækkes datalister ud på, hvor ofte og hvornår flowsensoren har registreret belastning på anlægget, hvilket er en vigtig funktion for sikker drift og dokumentation af anlægget.

E-V styringen kan også fjernkontrolleres med SMS beskeder til aktivering og deaktivering af sommerhusdrift.

Change unit parameters

Here you can change parameters of the unit via SMS. Select the parameters you want to change, and enter a new value.

Set	Parameter	New value
☐	Address line 1	
☐	Address line 2	
☐	Address zip code	
☐	Period for inlet pump in "Gear 1"	
☐	Runtime for inlet pump in "Gear 1"	
☐	Active hours for inlet pump in "Gear 1"	
☐	Period for inlet pump in "Gear 2"	
☐	Runtime for inlet pump in "Gear 2"	
☐	Active hours for inlet pump in "Gear 2"	
☐	Period for dosage pump	
☐	Runtime for dosage pump	
☐	Active hours for dosage pump	
☐	Number of active hours for deactivating dosage pump	
☐	Period for air pump 3 in "Gear 1"	
☐	Runtime for air pump 3 in "Gear 1"	
☐	Period for air pump 3 in "Gear 2"	
☐	Runtime for air pump 3 in "Gear 2"	
☐	Active hours for air pump 3	
☐	Should air pump 3 activate when return valve is active?	
☒	Air Pump 3 SpareMode delay hours	Hours: 0 = deactivate
☐	Period for return valve 1	

Figur 6-7 Oversigt over fjernstyringsprogram, som kan monitorere og styre Venus 1850 SOP anlæg via SMS beskeder

I SMS-systemet bygges logfiler op med modtagne monitorerings-SMS 'er. I disse logfiler kan man se, hvornår flowsensor har registreret belastning på anlægget, hvilket er en vigtig funktion for sikkerdrift af anlæg.

De udviklede styringsredskaber bruges ved teknikerbesøg samt af BioKubes ingeniører ved fjernovervågning af renseanlæggene.

7. Forsøg ved Venus testanlæg, Tappernøje

Batchforsøgsteknikken er i praksis udviklet, afprøvet og testet ved BioKubes interne renseanlæg i Tappernøje (Centervej Syd, 5). Renseanlægget er et Venus 1850 SOP anlæg, som er samme type minirensesanlæg, der i dag installeres ved sommerhuse i Danmark. Formålet med batchforsøgene var dels at eftervise, at batchforsøgsteknikken kunne bruges til måling af processerne (COD omsætning og nitrifikation) i et stillestående renseanlæg, og dels at bestemme vigtige omsætningsparametre i et BioKube Venus 1850 SOP anlæg. Batchforsøgsmetoden er således dokumenteret for et Venus 1850 SOP anlæg ved en række forsøg, hvor der i hvert kammer blev tilsat koncentreret syntetisk spildevand.

Minirensesanlægget i Tappernøje må betegnes som lavt belastet, da det kun modtager spildevand fra køkkenet og et toilet. I perioden frem til udførelsen af batchforsøgene blev belastningen til renseanlægget forøget ved tilsætning af vaskevand fra vaskemaskine i toilettet (der blev arrangeret systematisk tøjvask af de ansattes tøj, således at spildevandsbelastningen afspejlede en normal families spildevandsproduktion). Det er interessant at undersøge nitrifikationsprocessen i et lavt belastet system, da den typisk er lang tid om at komme i gang (typisk flere uger). Det er dermed meget relevant i forhold til renseanlæg i sommerhuse, som har krav til ammoniumindholdet i afløbsvandet.

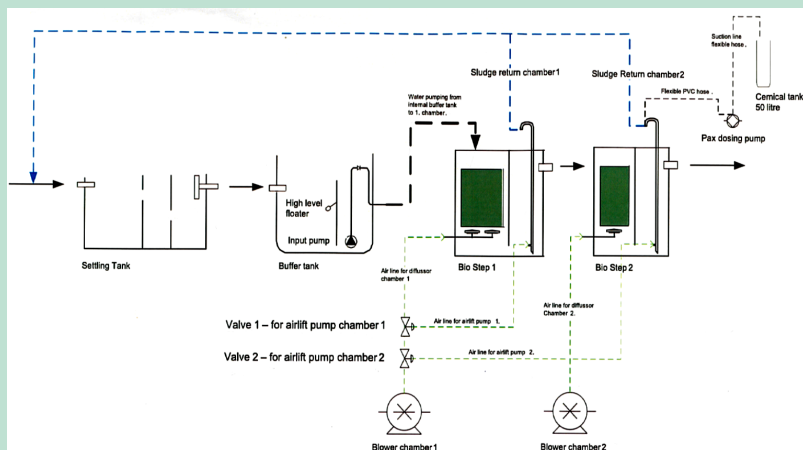
Forud for de egentlige testforsøg blev der eksperimenteret med testanlægget i forhold til kemi dosering, indstilling af renseanlæg og omrøring, således at forsøgene kunne give et repræsentativt billede af biologien i renseanlægget.

7.1 Venus testanlæg

Venus testanlægget består i princippet af fire sektioner:

- Bundfældningstank (ekstern tank)
- Buffertank (intern tank, indbygget i Venus 1850)
- 1. biologiske kammer, Venus 1850 (med efterfølgende bundfældningstank)
- 2. biologiske kammer, Venus 1850 (med efterfølgende bundfældningstank)

De biologiske kamre er beluftet med hver sin blæser.

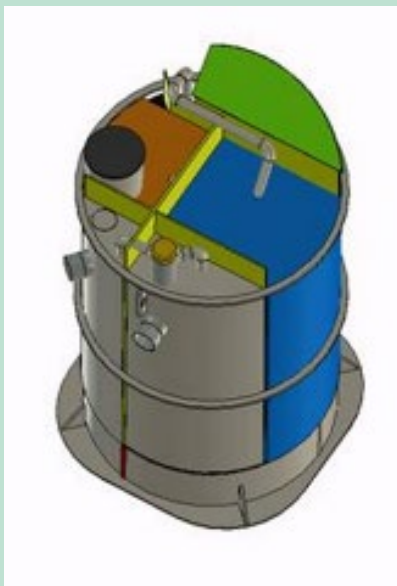


Figur 7-1 Flowdiagram BioKube Venus 1850 SOP

Batchforsøg foretages ved at tilsætte kemikalier direkte i de beluftede kamre. Da vandvoluminet i den efterfølgende bundfældningstank er direkte koblet til den beluftede zone, er det nødvendigt at etablere omrøring imellem bundfældningszonen og den beluftede zone (foretages med en dykpumpe, som flytter vand imellem kamrene).

Venusanlæggets to biologiske kamre indeholder Expo-net biofiltermedie (bioblok) – i kammer 1 er installeret to stk. Bioblok 100 (100 m²/m³) og i kammer 2 et stk. Bioblok 150 (150 m²/m³). Kammer 1 er designet til at omsætte størstedelen af det organiske stof (to stk. diffusorer og to stk. bioblok 100 installeret), mens kammer 2 skal omsætte ammonium til grænseværdi under 5 mg NH₄-N/l.

Biofilmarealet i de to kamre er henholdsvis 33,3 m² (kammer 1) og 25,0 m² (kammer 2). Vandvoluminet (som indgår i batchforsøgsberegningerne) udgør i første kammer 0,678 m³ og i andet kammer 0,319 m³ (begge kamre inkl. volumen af bundfældningszone, som også indgår i batchforsøg).



Figur 7-2 3D illustration af Venus 1850 SOP. Blå zone er kammer 1, mens orange zone er kammer 2

7.2 Forsøgsgennemførelse, batchforsøg

7.2.1 Indstilling af renseanlæg – forberedelse af batchforsøg

Ved gennemførelsen af batchforsøg er der en række forhold, som skal forberedes. Forsøget gennemføres på samme tid i begge Venus anlæggets kamre – der må således ikke være nogen kontakt/vandudveksling imellem disse kamre, når forsøget forløber. Der skal derfor etableres en prop i det gennemgangsrør, der leder vandet fra kammer 1 til kammer 2. Der må heller ikke være nogen flowgennemstrømning.

Venusanlægget er normalt indstillet, så der periodevist foretages returskyl til bundfældnings-tanken (recirkulation og slamtømning) – disse automatiske returskyl skal sættes ud af kraft. Derudover skal indpumpning fra indløbspumpebrønden (buffertanken) sættes ud af funktion. Buffertanken bør derfor kunne have tilstrækkelig buffer til modtagelse af spildevand udefra, mens batchforsøget forløber.

Inden batchforsøget påbegyndes, skal begge anlæggets kamre beluftes i ca. 1 time, således at iltkoncentrationen er maksimal. Batchforsøget gennemføres med fuld beluftning, da iltkoncentrationen ikke bør ændre sig under forsøget.

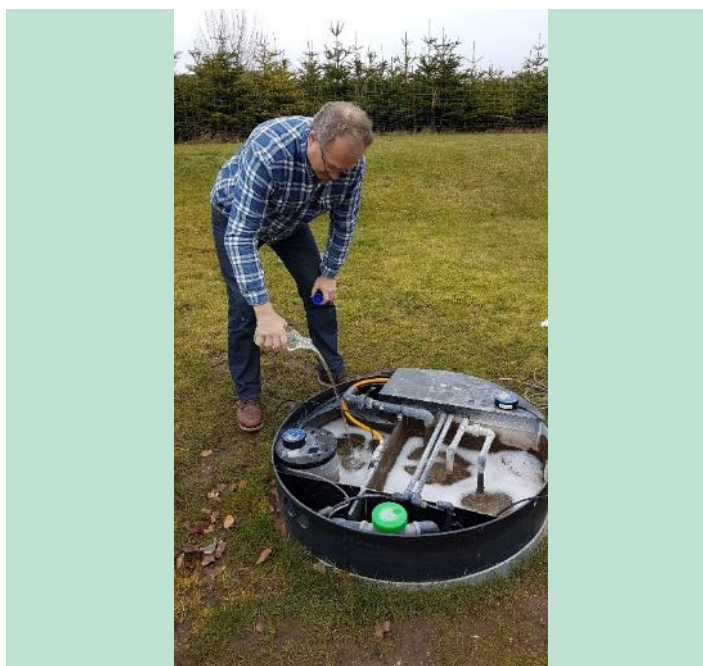
7.2.2 Kemikalietilsætning, batchforsøg

Kemikaliesammenblandingen består af tre kemikalier: Natriumacetat (CH_3COONa), som udgør COD kilden ($0,78 \text{ g COD/g CH}_3\text{COONa}$); Ammoniumsulfat $\text{SO}_4(\text{NH}_4)_2$, som udgør ammoniumkilden og Natriumhydrogenkarbonat (NaHCO_3), som udgør alkalinitetstilsætningen. Det er vigtigt at tilsætte alkalinitet til processen, da nitrifikationsprocessen er storforbruger af alkalinitet³.

Kemikalietilsætningen afstemmes således, at koncentrationsniveauet af COD, NH_4 og alkalinitet løftes til et niveau, der afspejler den koncentration, som råspildevandet indeholder, og det

³ $100 \text{ mg CaCO}_3/\text{l} = 1 \text{ mmol/l} = 2 \text{ meq/l}$. $61 \text{ mg HCO}_3/\text{l} = 1 \text{ mmol/l} = 1 \text{ meq/l}$. Alkalinitetsforbrug, nitrifikation: $1 \text{ mmol NH}_4/\text{l} = 18 \text{ mg NH}_4/\text{l} = 2 \text{ meq/l}$, så $9 \text{ mg NH}_4/\text{l}$ forbruger $61 \text{ mg HCO}_3/\text{l}$

bør være højt nok til, at batchforsøget kan gennemføres i løbet af 4-6 timer, uden at processen løber tør for stof.



Figur 7-3 Dosering af syntetisk spildevand ved opstart af batchforsøg

7.2.3 Procesforhold under batchforsøg

Processen (COD omsætning og nitrifikation) skal forløbe på en måde, så ilt er begrænsende for omsætningshastigheden under hele forsøget. For COD omsætning af acetat gælder:

$$\frac{COD}{O_2} > 7,2 \frac{gCOD}{gO_2} \Rightarrow \text{ilt er begrænsende for omsætningshastigheden}$$

Ved et forventet iltkoncentrationsniveau på ca. 10 mg O₂/l skal COD koncentrationen således være over 72 mg COD/l – dog fratrasket den inerte fraktion af COD, som ikke kan omsættes biologisk. Da den inerte fraktion af COD ligger omkring 30 mg COD/l, skal COD indholdet altså være over 100 mg COD/l for at sikre iltstyring af proceshastigheden.

For nitrifikation gælder:

$$\frac{NH_4-N}{O_2} > 0,3 \frac{gNH_4-N}{gO_2} \Rightarrow \text{ilt er begrænsende for omsætningshastigheden}$$

Ved et forventet iltkoncentrationsniveau på ca. 10 mg O₂/l skal NH₄-N koncentrationen således være over 3 mg NH₄-N/l. Ilt er derfor i realiteten altid styrende for nitrifikationshastigheden.

Nitrifikationsprocessen forbruger alkalinitet, og dette skal der tages højde for ved gennemførelse af batchforsøg. Såfremt alkaliniteten "slipper op", mens batchforsøget forløber, går nitrifikationsprocessen i stå, og pH begynder at falde. Alkalinitetsforbruget til nitrifikation udgør: 1 mmol NH₄-N/l = 18 mg NH₄-N/l = 2 meq/l (ladninger), så 9 mg NH₄-N/l forbruger 1 mmol 1 meq/l. Dette svarer til et forbrug af hydrogencarbonat på 30 mg HCO₃/l!

7.3 1. forsøgskampagne (4/4-2017)

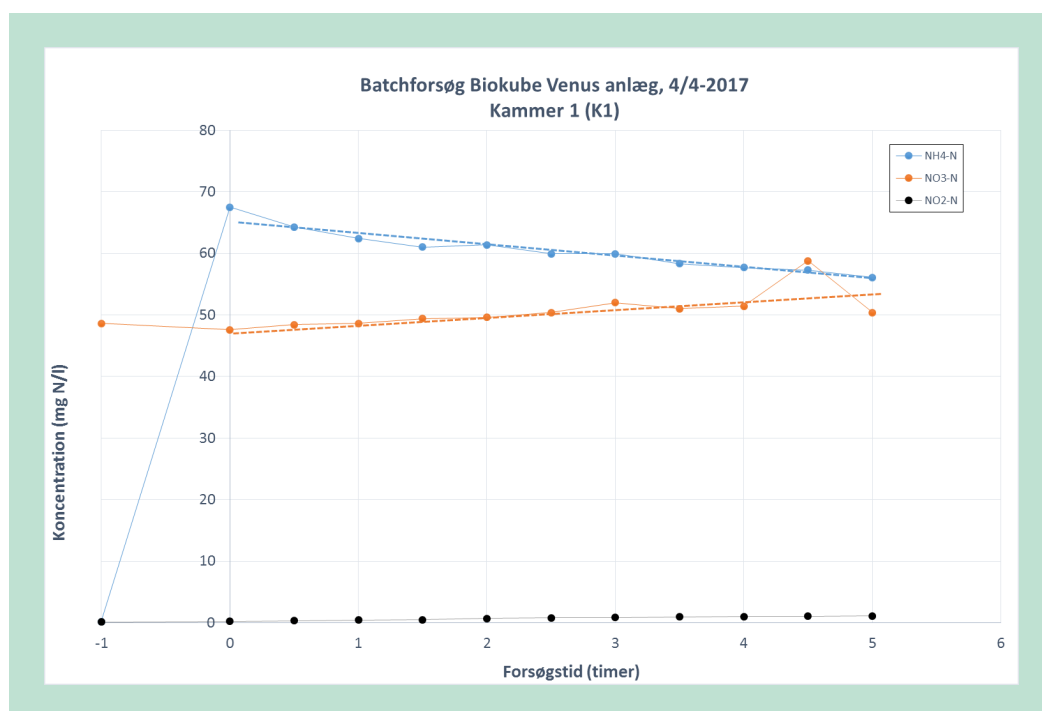
Første forsøgskampagne blev gennemført på et tidspunkt, hvor vandtemperaturen stadig var lav.

Tabel 7-1 Forsøgsparametre 4. april 2017, Venus testanlæg (batchforsøg)

Parameter	Værdi	Enhed
Temperatur	9,5-12	Grader Celcius
Iltindhold	10,0-11,0	mg O ₂ /l
pH	7,8	-

Det første batchforsøg udført den 4. april 2017 blev udelukkende udført til bestemmelse af nitrifikationsaktiviteten i kamrene ved tilsætning af ammoniumsulfat og natriumhydrogenkarbonat. Mængden af kemikalietilsæt blev fastsat ud fra et kriterie om, at: 1) anlæggets ammoniumkoncentration i forvejen var lav, og 2) ammoniumkoncentrationen skulle løftes til ca. 60 mg NH₄-N/l, således at ammonium med sikkerhed ville være i overskud under forsøget.

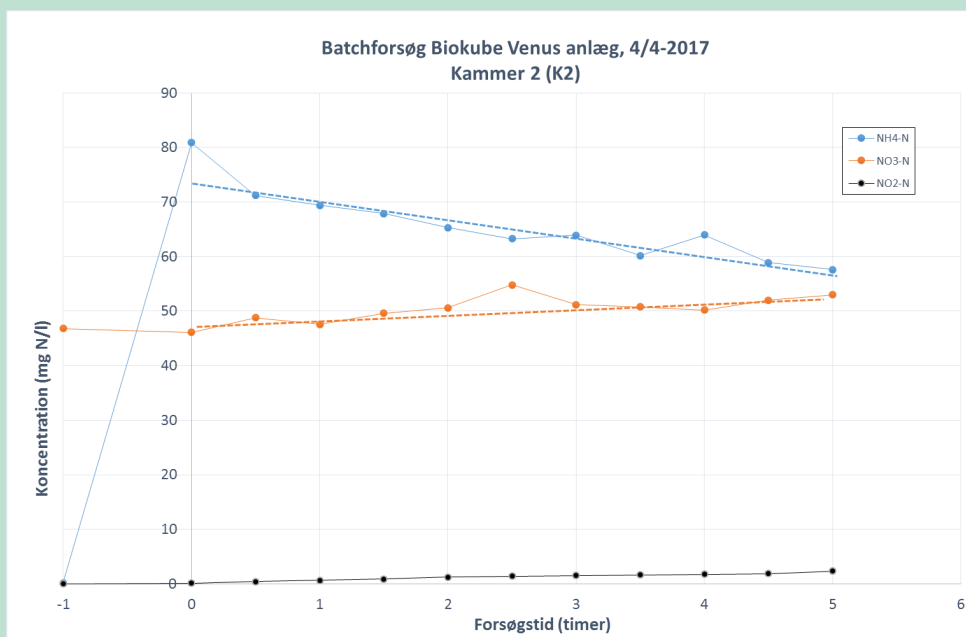
Under batchforsøg skulle både ammoniumomsætning og nitrit-/nitratproduktion registreres for kontrol af nitrifikationsprocessen.



Figur 7-4 Koncentrationsprofiler af NH₄-N, NO₃-N og NO₂-N ved første batchforsøg i kammer 1

I Figur 7-4 ses koncentrationsforløbet af de tre komponenter under det udførte batchforsøg i kammer 1. Indledningsvist sås koncentration af ammonium og nitrit at være tæt på 0, mens koncentrationen af nitrat udgjorde 48 mg NO₃-N/l. Efter kemitilsætning steg koncentrationen af ammonium til ca. 65 mg NH₄-N/l og begyndte derefter et aftagende forløb. Samtidig sås en begyndende stigning af nitrat og nitrit, hvilket indikerede, at nitrifikationsprocessen var i gang.

I Figur 7-5 ses på lignende vis koncentrationsforløbet af NH₄-N, NO₃-N og NO₂-N i kammer 2, og her blev ammoniumindholdet forhøjet til ca. 75 mg NH₄-N/l. En klar indikation på nitrifikation blev også registreret i kammer 2.



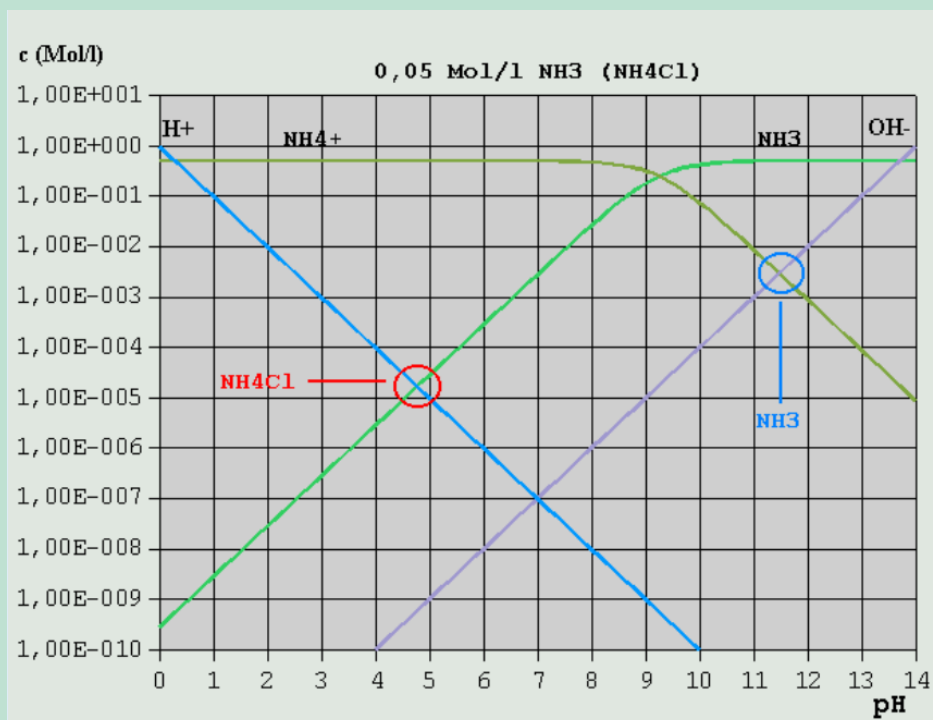
Figur 7-5 Koncentrationsprofiler af $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NO}_2\text{-N}$ ved første batchforsøg i kammer 2

Omsætningshastigheder blev på baggrund af de udførte forsøg beregnet ud fra kurveforløbet af batchforsøgene, og disse er opstillet i Tabel 7-2.

Tabel 7-2 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2 (nitrifikation)

Omsætning	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$\Gamma_{\text{A},\text{NH}_4\text{-N}}$	0,78	0,98	g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$
$\Gamma_{\text{A},\text{NO}_3\text{-N}}$	-0,37	-0,42	g $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$
$\Gamma_{\text{A},\text{NO}_2\text{-N}}$	-0,09	-0,14	g $\text{NO}_2\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$
$\Gamma_{\text{A},\text{NO}_3\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}}$	-0,46	-0,56	g $\text{NO}_3\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$

Som det fremgår, er nitrifikationsprocesthastigheden højest i kammer 2 – her blev omsætnings-hastigheden af ammonium målt til 0,98 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$, mens den kun var 0,78 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ i kammer 1. Interessant er det, at produktionshastigheden af nitrat og nitrit er væsentligt mindre (kun 0,46 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ og 0,56 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ i kammer 1 og 2), hvilket kan tilskrives den stripping, der forekommer af ammoniak, som reelt kan ske ved kraftig beluftning. Af Figur 7-6 fremgår, at ca. 5% af ammoniumindholdet ved pH 8 udgøres af ammoniak, som er flygtigt. Det formodes derfor, at forskellen i den målte ammoniumfjernelse og nitrit-/nitratdannelse skyldes stripping af ammoniak.



Figur 7-6 Ligevægtsdiagram i ammoniaksystemet

7.4 2. forsøgskampagne (12/4-2017)

Anden forsøgskampagne blev ugen efter gennemført under lignende procesbetingelser som ved første batchforsøgskampagne – vandtemperaturen var således stort set identisk med forholdene under første kampagne, se Tabel 7-3.

Anden forsøgskampagne blev gennemført på en måde, som er mere realistisk i forhold til bestemmelse af omsætningen i BioKubens kamre. I kammer 1 blev der således tilsat både COD og ammonium, mens der i kammer 2 kun blev tilsat ammonium. Forsøget skulle således vise, om nitrifikationen på nogen måde blev hæmmet af tilstedeværelsen af COD indholdet i kammer 1. Batchforsøget blev planlagt til at forløbet over 6 timer, og der blev udtaget vandprøve fra begge kamre hver ½. time.

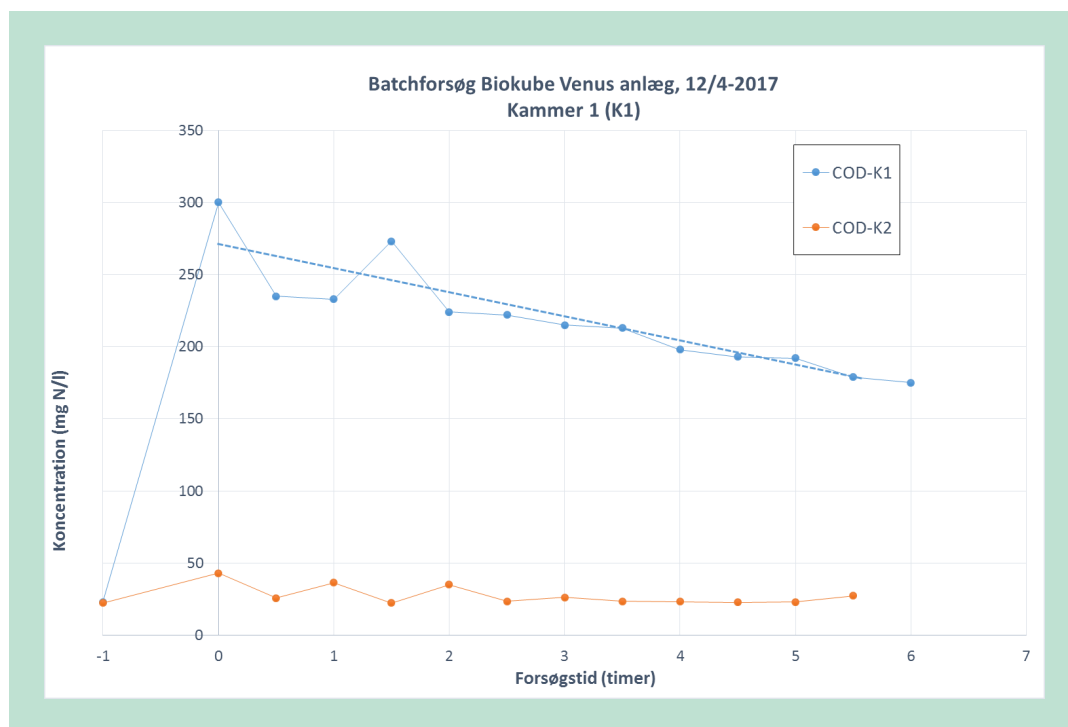
Tabel 7-3 Forsøgsparametre 12. april 2017, Venus testanlæg (batchforsøg)

Parameter	Værdi	Enhed
Temperatur	9,3-13	Grader Celcius
Iltindhold	9,5 – 11,0	mg O ₂ /l
pH	7,6 – 7,8	-

7.4.1 COD omsætning, 2. batchforsøg

I Figur 7-7 ses koncentrationsprofiler af COD i kammer 1 og 2. Forud for forsøget lå COD koncentrationeniveauet på 30 mg COD/l i begge kamre – COD var derfor renset helt i bund forud for batchforsøget. Efter tilsætning af acetat i kammer 1 steg koncentrationeniveauet af COD til ca. 275 mg/l. Koncentrationen aftog derefter i kammer 1 til ca. 175 mg COD/l. Kurveforløbet var ikke helt ideelt, da punkterne ikke lå på en ret linje – dette skyldes formentligt usikkerhed på analysen af COD ved dette forsøg.

I kammer 2 lå COD niveauet som forventeligt konstant omkring 30 mg COD/l, da der ikke blev tilsat COD i dette kammer.



Figur 7-7 Koncentrationsprofiler af COD ved anden batchforsøgskampagne i kammer 1

For COD omsætning kan omsætningshastigheden af ilt (som er styrende for omsætningshastigheden) beregnes af (Henze *et al.* 1995):

$$r_{A,COD} = \frac{2,1gCOD}{gO_2} \cdot r_{A,O_2} \Rightarrow r_{A,O_2} = 4,9 \frac{gO_2}{m^2} / d$$

Idet ilt diffusionskonstanten D_{O_2} kan sættes til $0,00017 m^2/d$, kan den interne omsætningshastighed for ilt, k_{of,O_2} (ved et iltkoncentrationsniveau på $10 mg O_2/l$) nu beregnes:

$$r_{A,O_2} = K_{1/2A,O_2} \cdot \sqrt{O_2} \Rightarrow K_{1/2A,O_2} = 1,6 gO_2^{1/2} m^{-1/2} d^{-1}$$

$$K_{1/2A,O_2} = \sqrt{2 \cdot D_{O_2} \cdot k_{of,O_2}}$$

$$r_{A,O_2} = \sqrt{2 \cdot D_{O_2} \cdot k_{of,O_2}} \cdot \sqrt{O_2} \Rightarrow k_{of,O_2} = 7.100 \frac{gO_2}{m^3} / d$$

$k_{of,COD}$ kan heraf beregnes:

$$\frac{k_{of,COD}}{k_{of,O_2}} = \frac{2,1gCOD}{gO_2} \Rightarrow k_{of,COD} = 14.800 \frac{gCOD}{m^3} / d$$

Tabel 7-4 Oversigt over omsætningsparametre for COD i kammer 1 (COD omsætning) ved 10°C.

Omsætning	Kammer 1	Enhed
$r_{A,COD}$	10,2	g COD/m ² /d
r_{A,O_2}	4,9	g O ₂ /m ² /d
$K_{1/2A,O_2}$	1,6	g O ₂ ^{1/2} /m ^{-1/2} ·d ⁻¹
k_{OF,O_2}	7.100	g O ₂ /m ³ /d
$k_{OF,COD}$	14.800	g COD/m ³ /d

Omsætningsparametrene for COD omsætning i Venus anlægget må siges at være lave i forhold til litteraturbestemte værdier (Henze *et al.*, 1995). For en hø-effektiv biofilm forventes $k_{OF,COD}$ værdier i størrelsesordenen 250.000 g COD/m³/d. Størrelsen af $k_{OF,COD}$ er umiddelbart styret af belastningshistorikken af biofilmen – et lavt belastet biofilmsystem vil således ikke kunne opnå en særligt høj intern omsætningshastighed alene af den grund, at bakterier i biofilmen ikke vokser op. Dette forhold er interessant i forhold til forståelsen af lavt belastede Bio-Kube systemer, som periodevist udsættes for høj belastning (hvilket er det typiske belastningsmønster i sommerhuse). Perioder med høj belastning vil imidlertid hurtigt kunne få aktiveret biofilm og få k_{OF} -værdier til at vokse. Ideelt set fordobles den heterotrofe bakteriekoncentration 4-6 gange på en dag – en "sløv" biofilm vil dermed kunne blive effektiv i løbet af få dage.

7.4.2 Nitrifikation, 2. batchforsøg

Samtidig med COD forsøget blev indholdet af ammonium, nitrat og nitrit målt i kammer 1 og 2. I dette forsøg blev der tilsat mindre ammonium for at mindske indflydelse fra stripping af ammoniak – således blev kun ca. den halve mængde ammoniumsulfat tilsat i kamrene ved forsøget i forhold til mængderne tilsat ved første forsøgskampagne.

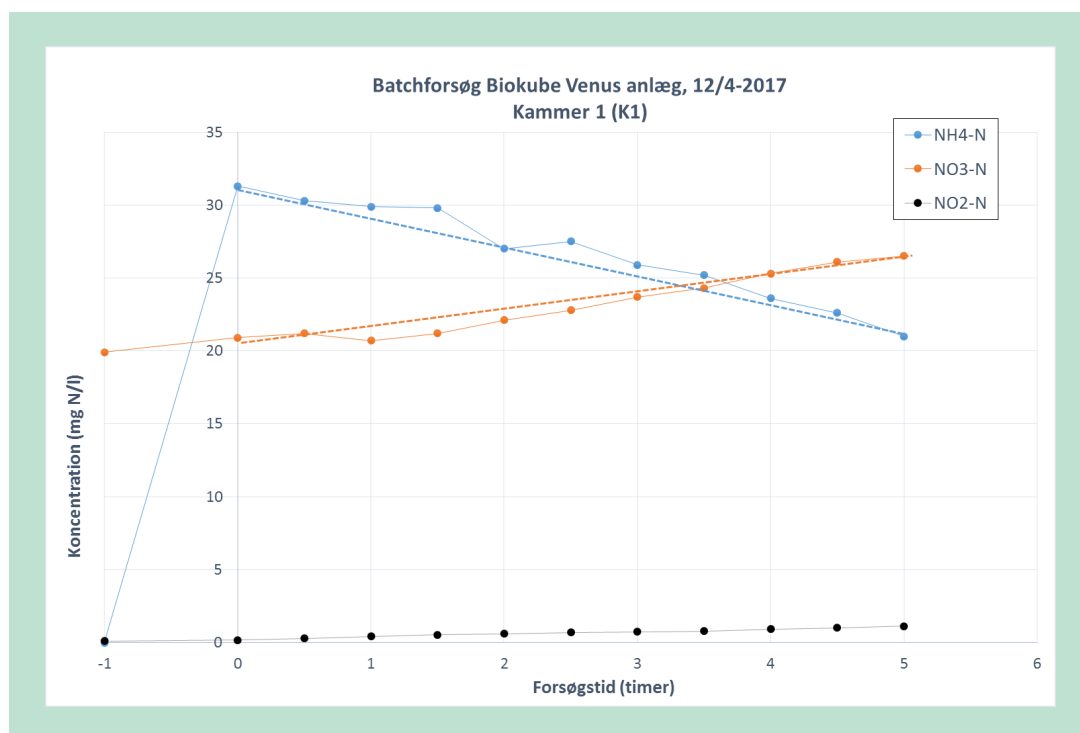
I Figur 7-8 ses koncentrationsprofiler af NH₄, NO₂ og NO₃ i kammer 1 (hvor der også var acetat-COD i vandet), og som det fremgår, ses en tydelig omsætning af ammonium. Der ses dog også en umiddelbar forsinket opstart af nitrifikationsprocessen, idet nitratkoncentrationsniveauet er stabilt. Nitratproduktion påbegynder umiddelbart først ca. 1 time inde i forsøget, og ammoniumkoncentrationsniveauet falder ligeledes først for alvor ca. 1 time inde i forsøget. Denne forsinkelse kan skyldes tilstedeværelsen af højt COD indhold, som den første time af forsøget lå omkring 250 mg COD/l.

Ifølge (Henze *et al.*, 1995) ophører al nitrifikation, når:

$$\frac{v_{COD,O_2} \cdot D_{COD}}{D_{O_2}} \cdot \frac{COD}{O_2} > 1 \Rightarrow 7,14 \cdot \frac{COD}{O_2} > 1$$

Hvis iltkoncentrationen i vandet er 10 mg O₂/l, ophører nitrifikationen således, når COD koncentrationen overstiger 71,4 mg COD/l. I BioKubes system ses dette forhold at være en del anderledes – nitrifikationsprocessen starter umiddelbart effektivt op ved ca. 250 mg COD/l og syntes at være konstant i forløbet, mens COD koncentrationen er aftagende. En forklaring på dette kan være, at systemet har været lavt belastet med COD, og at biofilmen i kammer 1 dermed ikke er specielt koloniseret med heterotrofe bakterier. Samtidig er BioKubes system særdeles velbeluftet, hvilket øger transporten af stoffer hen til og ind i biofilmen. I et højere belastet (BioKube) system vil forholdene formentligt ændre sig, idet en større andel af heterotrofe bakterier i biofilmens yderste lag vil mindske nitrifikationsproces hastigheden (se resultaterne fra B5 forsøgskampagnen).

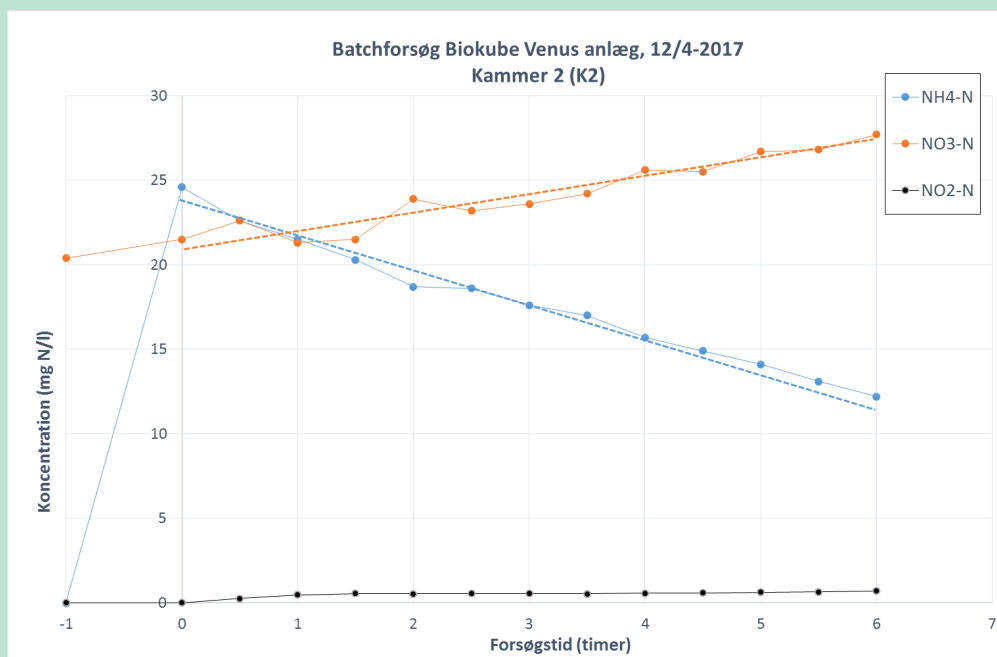
Omsætningsmæssigt er nitrifikationsprocessen i kammer 1 særdeles signifikant (se Tabel 7-5). Overordnet omsættes ammonium med en hastighed på $1,03 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{/d}$ – korrigeres der for den ammonium, som blev omsat ved COD omsætningen, er hastigheden $0,79 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{/d}$, hvilket er rimeligt højt i betragtning af, at 1) anlægget er lavt belastet; 2) temperaturen kun er 10°C ; og 3) kammer 1 er højt belastet med COD.



Figur 7-8 Koncentrationsprofiler af $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NO}_2\text{-N}$ ved anden batchforsøgs-kampagne i kammer 1

I kammer 2 (hvor der kun blev tilsat ammonium og alkalinitet) ses nitrifikationsprocessen at starte op umiddelbart efter kemikalietsætningen (Figur 7-9). Koncentrationsniveauet af ammonium lå ved begyndelsen af batchforsøget omkring $24 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ og faldt derefter til ca. $12 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ efter 6 timers forsøgstid. Forholdene var derfor stadigvæk iltbegrænsende mht. nitrifikationsprocessen.

Omsætningsmæssigt var nitrifikationsprocessen væsentligt mindre effektiv i kammer 2 i forhold til kammer 1 – i forhold til første batchforsøg var forskellen endda nitrifikationshastigheden, hvilket ikke er helt logisk, idet der blev tilsat COD i kammer 1 ved andet batchforsøg.



Figur 7-9 Koncentrationsprofiler af NH₄-N, NO₃-N og NO₂-N ved anden batchforsøgs-kampagne i kammer 2

Tabel 7-5 Oversigt over omsætningsparametre ved 2. batchforsøg i kammer 1 og 2 (nitrifikation). Negativt fortegn svarer til produktion af stof

	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
Γ_{A,NH_4-N}	1,03	0,63	g NH ₄ -N/m ² /d
Γ_{A,NH_4-N} , nitrifikation	0,79	0,63	g NH ₄ -N/m ² /d
Γ_{A,NO_3-N}	-0,60	-0,32	g O ₂ /m ² /d
Γ_{A,NO_2-N}	-0,09	-0,04	g O ₂ ^{1/2} m ^{-1/2} d ⁻¹
Γ_{A,NO_3-N+NO_2-N}	-0,69	-0,36	g O ₂ /m ³ /d

7.5 Konklusion Venus testanlæg

Batchforsøg i et Venus 1850 SOP anlæg har vist, at:

- Batchforsøg er en velegnet metode til bestemmelse af omsætningshastigheden i et stillestående Venus 1850 SOP anlæg. Omsætningen af COD og ammonium kan bestemmes ved tilsætning af koncentreret kunstigt spildevand i form af natriumacetat (COD), ammoniumsulfat (NH₄) og natriumhydrogencarbonat (alkalinitet)
- Batchforsøgene viste, at COD omsætningen i et lavtbelastet Venusanlæg lå på 10 g COD/m²/d ved 10°C. Den interne omsætning i biofilmen blev bestemt til 14.800 g COD/m³/d, hvilket må betegnes som meget lavt
- Batchforsøgene viste, at nitrifikationshastigheden ved 10°C lå mellem 0,98 og 0,63 g NH₄-N/m²/d – målt som fjernet ammonium. Produktionen af nitrit/nitrat var imidlertid noget lavere: 0,69 – 0,36 g NO₂-N+NO₃-N/m²/d. Forskellen skyldes formentlig stripping af ammoniak, mens batchforsøget forløb
- Nitrifikationsprocessen viste sig at være næsten upåvirket af tilstedeværelse af det tilsatte COD (i kammer 1) – formentligt som følge af, at Venus systemet var lavt belastet

Tabel 8-1 Tekniske data, B5 renseanlæg

Kammer	H1	H2	B1	B2	B3	B4	B5
Volumen kammer (m ³)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,055	0,06
Areal (m ²)	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053
Areal diffusor (m ²)	0	0	0,032	0,032	0,032	0,032	0,032
Specifikt areal biofilter(m ² /m ³)	0	0	125	125	150	150	150
Areal biofilm (m ²)	0	0	3,64	3,64	4,36	4,36	4,36

**Figur 8-2** Illustration af B5-forsøgsanlæg

8.2 Gennemstrømsforsøg, B5 testanlæg

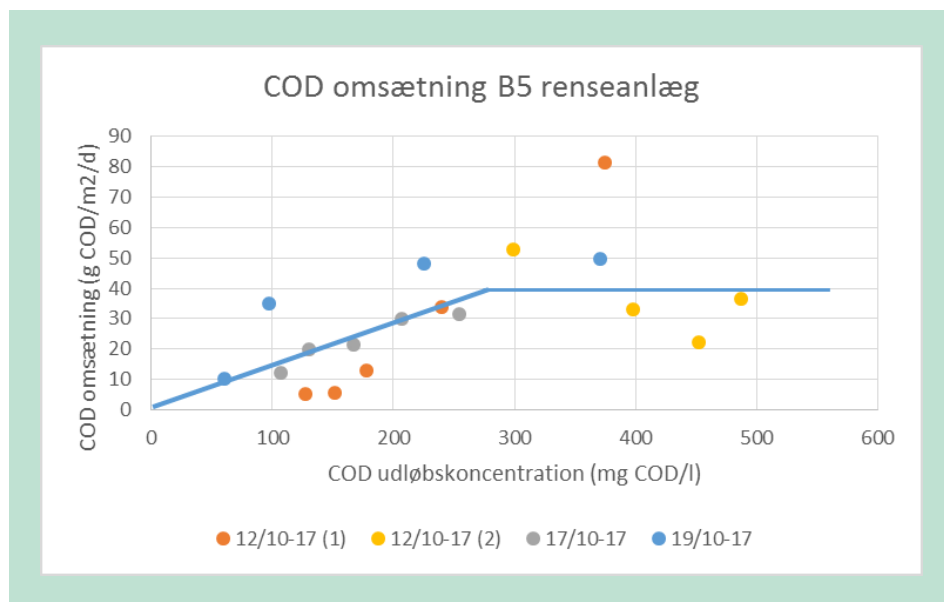
B5 forsøgsanlægget er blevet testet ved Marjatta renseanlæg (Tappernøje), hvor BioKube i forvejen har et større renseanlæg kørende. Ved Marjatta kan spildevand pumpes op i B5 anlæggets palletank, og det rensede spildevand kan udledes til det eksisterende renseanlæg. En række gennemstrømsforsøg er i sensommeren 2017 blevet gennemført ved B5 testanlægget for dels at bestemme maksimale omsætningshastigheder i BioKubes biologiske proces og dels muliggøre en kobling mellem gennemstrømsforsøg og batchforsøg. Forsøgene havde desuden til formål at bestemme vigtige kinetiske biofilmkonstanter (k_{of} værdier) samt om muligt at påvise, om nitrifikationsprocessen hæmmes af højt COD indhold i de første kamre af renseanlægget.

Spildevandet ved Marjatta viste sig at være temmelig tyndt med hensyn til COD indholdet (typisk 150-300 mg COD/l), hvilket gjorde det uegnet til dette forsøgsformål. På den baggrund blev det besluttet at hæve koncentrationsniveauet kunstigt ved tilsætning af acetat, ammonium og alkalinitet, således, at et fornuftigt højt omsætningsniveau kunne registreres. Der blev i alt gennemført fire forsøgskampanjer med forskelligt flow i intervallet 0,9 – 2,3 m³/d. Spildevand blev pumpet til palletank, hvorefter koncentrationsniveauet af COD og NH₄ blev hævet ved tilsætning af kemikalier. De fire forsøgskampanjer blev kørt i perioden 12/10-17 – 19/10-17, hvor forholdene i anlægget var nogenlunde konstante (ilt, temperatur, pH).

Tabel 8-2 Forsøgsparametre oktober 2017, B5 renseanlæg (gennemstrømsforsøg)

Parameter	Værdi	Enhed
Temperatur	15 - 16	Grader Celsius
Iltindhold	9,5 – 10,0	mg O ₂ /l
pH	7,8 – 8,0	-

Omsætningshastigheden i B5 renseanlægget blev målt for omsætningen af COD og ammonium. Da COD omsætningshastigheden primært er iltstyrende ned til omkring 100-150 mg COD/l, forventedes en rimeligt konstant COD omsætning i intervallet over 150 mg COD/l, da iltkoncentrationen i kamrene var næsten ens. I Figur 8-3 fremgår det, at der er en vis spredning i den målte COD omsætningshastighed – men et gennemsnitligt niveau over 200 mg COD/l på ca. $r_{A,COD,max} = 40 \text{ g COD/m}^2/\text{d}$ kan noteres. COD omsætningshastigheden aftager ved lavere koncentrationer af COD, hvilket indikerer, at processen bliver COD begrænset med faldende omsætningshastighed til følge. Omsætningshastighedsniveauet på $40 \text{ g COD/m}^2/\text{d}$ er direkte styret af iltkoncentrationsniveauet i systemet, som lå omkring $9,5 - 10,0 \text{ mg O}_2/\text{l}$.



Figur 8-3 Målt COD omsætningshastighed som faktor af COD koncentration i kamrene

Omsætningshastigheden af ilt (som er styrende for omsætningshastigheden) kan beregnes af (Henze *et al.* 1995):

$$r_{A,COD} = \frac{2,1 \text{ g COD}}{\text{g O}_2} \cdot r_{A,O_2} \Rightarrow r_{A,O_2} = 19 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^2} / \text{d}$$

Idet ilt diffusionskonstanten D_{O_2} kan sættes til $0,00017 \text{ m}^2/\text{d}$, kan den interne omsætningshastighed for ilt, k_{of,O_2} (ved et iltkoncentrationsniveau på $10 \text{ mg O}_2/\text{l}$) nu beregnes:

$$r_{A,O_2} = K_{\frac{1}{2}A,O_2} \cdot \sqrt{O_2} \Rightarrow K_{\frac{1}{2}A,O_2} = 6 \text{ g O}_2^{\frac{1}{2}} \text{ m}^{-\frac{1}{2}} \text{ d}^{-1}$$

$$K_{\frac{1}{2}A,O_2} = \sqrt{2 \cdot D_{O_2} \cdot k_{of,O_2}}$$

$$r_{A,O_2} = \sqrt{2 \cdot D_{O_2} \cdot k_{of,O_2}} \cdot \sqrt{O_2} \Rightarrow k_{of,O_2} = 106.300 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^3} / \text{d}$$

$k_{of,COD}$ kan heraf beregnes:

$$\frac{k_{of,COD}}{k_{of,O_2}} = \frac{2,1 \text{ g COD}}{\text{g O}_2} \Rightarrow k_{of,COD} = 223.300 \frac{\text{g COD}}{\text{m}^3} / \text{d}$$

Den beregnede k_{of} værdi for organisk stof må siges at ligge helt på linje med litteraturbestemte k_{of} værdier for let omsætteligt organisk stof i biofilmsystemer (Henze *et al.* 1995). COD omsætningshastigheden på $40 \text{ g COD/m}^2/\text{d}$ er høj i forhold til kommunal spildevandsrensning, men

når det tages i betragtning, at COD primært er baseret på acetat, og at iltkoncentrationsniveauet er så højt som 10 mg O₂/l, må omsætningsniveauet af COD betragtes som normalt. Nu, hvor kinetikken for biofilmsystemet er fastlagt, vil COD omsætningshastigheden kunne beregnes for forskellige iltkoncentrationsniveauer i systemet:

Tabel 8-3 Beregning af COD omsætning for forskelligt iltkoncentrationsniveau i vandet

O ₂ -koncentration	10*	9	8	7	6	mg O ₂ /l
r _{A,O2}	19,0	18,0	17,0	15,9	14,7	g O ₂ /m ² /d
r _{A,COD}	40*	37,8	35,7	33,4	30,9	g COD/m ² /d

*= målt omsætningshastighed.

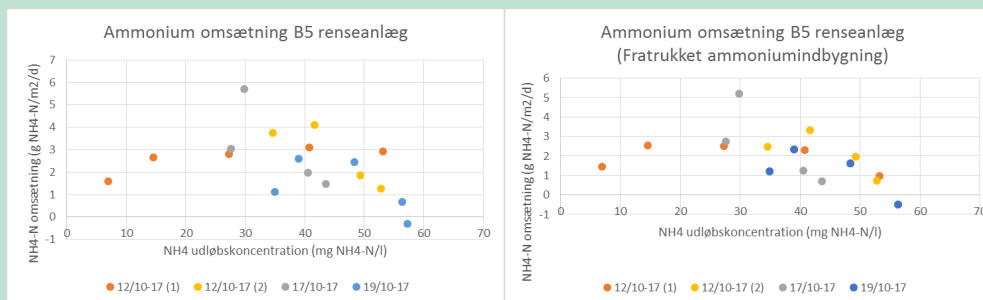
Nitrifikationsaktiviteten i B5 systemet er ligeledes beregnet i hvert af de fem kamre for de fire forsøgskamper. Her er situationen lidt mere kompleks, idet nitrifikationshastigheden formodes at være påvirket af COD indholdet i spildevandet – da biofilmen både er koloniseret med heterotrofe og autotrofe bakterier, vil de heterotrofe oftest dominere den yderste del af biofilmen, hvor iltkoncentrationsniveauet er højest.

Ammonium omsættes dels ved nitrifikation og dels ved kvælstofindbygning i heterotrofe bakterier, når disse vokser og producerer slam. Da COD omsætningen er signifikant, skal dette ammoniumbidrag fraregnes, når den "rene" nitrifikationshastighed skal beregnes. I beregningerne er det antaget, at 40% af COD omsætningen er biomasseproduktion, og heri indbygges 6% kvælstof⁴.

I nedenstående Figur 8-4 ses den målte ammoniumomsætning (tv) samt den beregnede nitrifikationshastighed (th), når indflydelsen af kvælstofindbygning som følge af COD omsætningen er trukket fra. Den ukorrigerede ammoniumomsætning ses at ligge omkring 3,0 g NH₄-N/m²/d. Den maksimale nitrifikationshastighed ses at ligge omkring 2,5 g NH₄-N/m²/d, hvilket ifølge Tabel 5-1 må siges at være højt, når temperaturen ikke er højere end 15°C. Den høje nitrifikationsomsætning skyldes ligesom for COD omsætningen, at der er et højt iltindhold i kamrene, som er med til at forøge nitrifikationshastigheden.

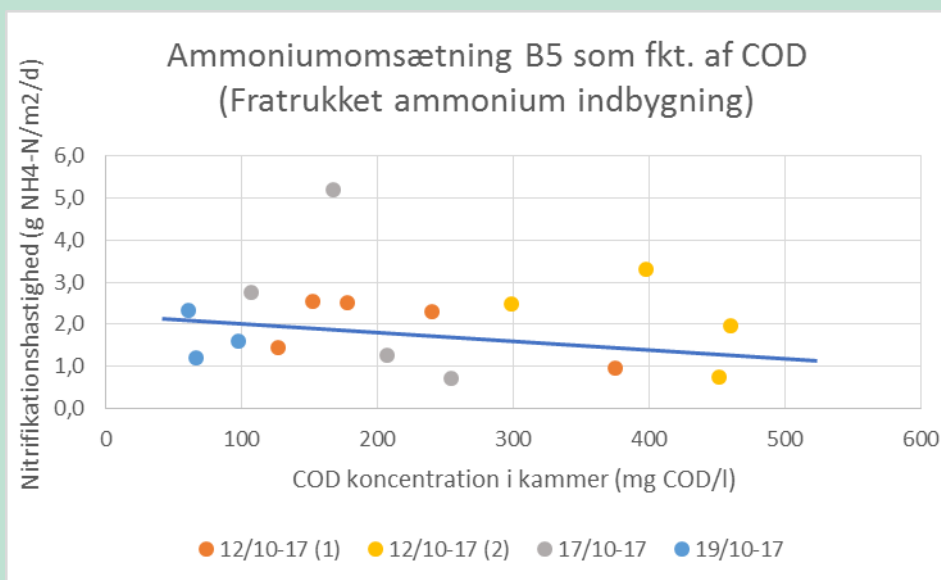
Indflydelsen fra COD koncentrationen ses umiddelbart at påvirke nitrifikationsprocessen: I Figur 8-4 ses nitrifikationshastigheden at aftage for højere ammonium koncentrationer – disse ammoniumkoncentrationer måles typisk i de første kamre, hvor COD omsætningen er høj. Således ses nitrifikationshastigheden næsten at blive halveret ved ammoniumkoncentrationer højere end 35 mg NH₄-N/l.

⁴ Omsættes 40 g COD/m²/d, medfører det en kvælstofindbygning på $40 \cdot 0,4 \text{ g COD}_B / \text{g COD}_S \cdot 0,06\%N = 0,96 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2/\text{d}$.



Figur 8-4 Målt ammoniumomsætning som faktor af ammonium udløbskoncentration

Optegnes nitrifikationshastigheden som funktion af COD koncentrationen i kammeret (Figur 8-5), ses en svag trend mod en aftagende nitrifikationshastighed for højere indhold af COD i kammeret. Der er dog en vis usikkerhed i datamaterialet, som gør det vanskeligt at sige præcist, hvor meget COD indholdet påvirker nitrifikationshastigheden.



Figur 8-5 Målt nitrifikationshastighed som funktion af COD koncentrationen i kammeret

Forklaringen skal formentlig findes i den populationsdynamik, som sker i biofilmen (hvilket batchforsøgene i afsnit 8.3 medvirker til at understøtte). Når de første kamre udsættes for høje COD koncentrationer, er det svært for nitrifikanterne at etablere en høj koncentration i biofilmen – de overvokses af de heterotrofe bakterier. Selvom de første kamre udsættes for en højere koncentration af ammonium, resulterer det ikke i forhøjede nitrifikationshastigheder, da nitrifikanterne ikke er til stede i det omfang, som de er i de efterfølgende kamre. Belastes de første kamre med et højt indhold af organisk stof, mindsker det muligheden for nitrifikationsprocessen. Fænomenet vil være dynamisk forstået på den måde, at et højere organisk stofbelastet anlæg vil resultere i en mindre nitrifikationskolonisering og omvendt. Iltindholdet i kammeret vil have en afgørende indflydelse på hele situationen, da iltten er styrende for både COD omsætningen og nitrifikationshastigheden i de første kamre. Forklaringen på de relativt høje omsætningshastigheder i B5 anlægget er det relativt høje iltindhold på 9,5-10 mg O₂/l (som er tæt ved 100% mætning) samt den "ideelle" beluftning/omrøring, som sker i kamrene. Det høje iltindhold muliggør, at nitrifikation kan forekomme i de første kamre på trods af forhøjet COD omsætning der.

8.3 Batchforsøg, B5 renselanlæg

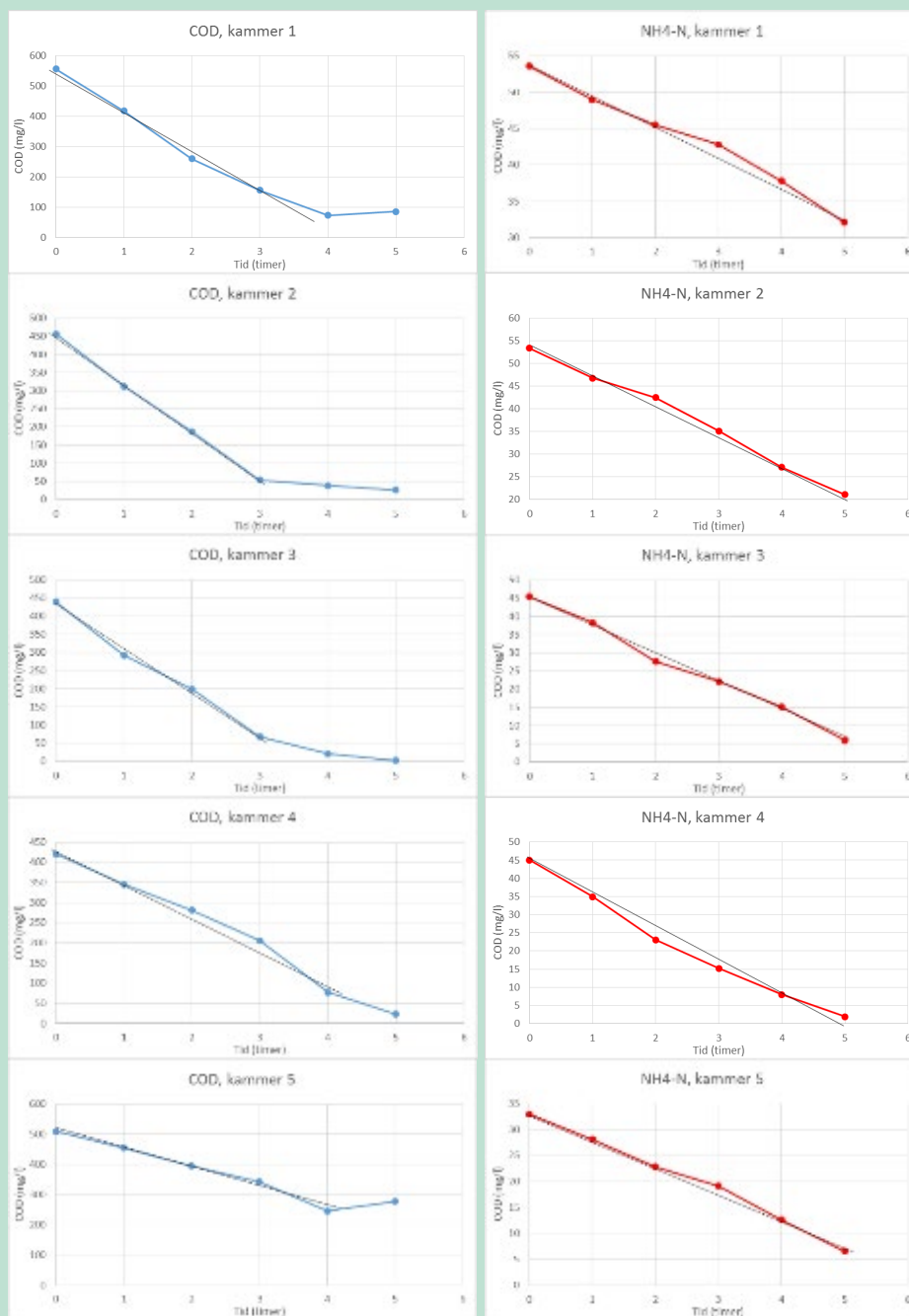
En batchforsøgskampagne blev udført i B5 renselanlæggets fem kamre ved at tilsætte syntetiske spildevandsblandinger i hvert kammer. Batchforsøgene skulle dels eftervise de omsætningshastigheder (både for COD og ammonium), som blev bestemt ved gennemstrøms forsøgene, og dels give mere information om nitrifikationsaktiviteten i de enkelte kamre ved tilstedeværelse af COD. Da batchforsøgene i kamrene udføres fuldstændigt ens, kan den biologiske aktivitet måles individuelt i hvert enkelt kammer.

Batchforsøgene blev ligesom tidlige udført ved tilsætning af acetat, ammoniumsulfat og alkalinitet. Tilsætningen blev afstemt, så koncentrationsniveauet blev hævet til et niveau, som nogenlunde svarer til koncentrationerne i råspildevand.

Tabel 8-4 Forsøgsparametre 19. oktober 2017, B5 renselanlæg (batchforsøg)

Parameter	Værdi	Enhed
Temperatur	15,5	Grader Celcius
Iltindhold	10,0	mg O ₂ /l
pH	8,0	-

I Figur 8-6 er resultatet af batchforsøgene optegnet for koncentrationsprofiler af COD og ammonium. Efter igangsættelse af forsøget blev der udtaget vandprøve fra hvert kammer hver time over en periode på fem timer.



Figur 8-6 Resultatet fra batchforsøgskampagnen i kammer 1-5

Batchforsøgene viser tydelige tegn på et højt COD omsætningshastighedsniveau i de første tre kamre, hvor COD koncentrationen allerede efter tre timer er faldet til et minimumsniveau, og hvor der ikke rigtig omsættes mere COD. I kammer 4 og 5 er aktiviteten knap så høj (hældningen af kurven er mindre). I kammer 5 når COD'en slet ikke at blive helt omsat. For ammonium er billedet omvendt – i de første kamre omsættes en mindre del af det tilsatte ammonium, mens omsætningen er forholdsvis højere i kammer 4 og 5.

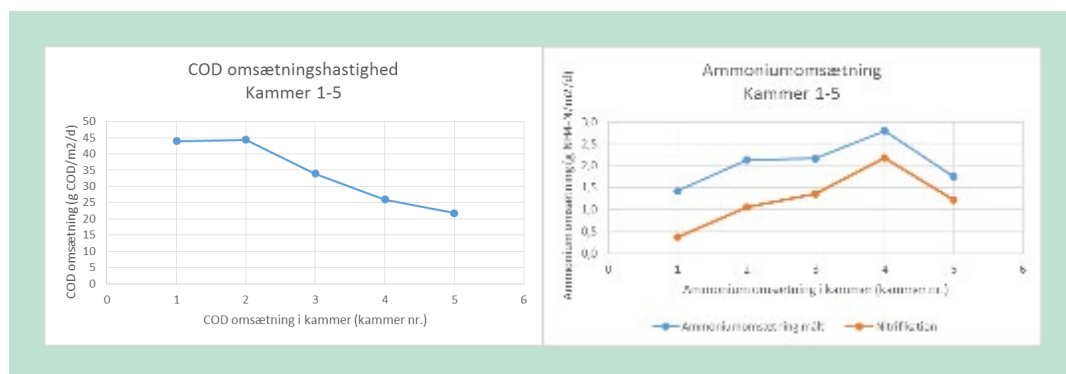
I nedenstående **Figur 8-7** er henholdsvis COD omsætningshastigheden og ammoniumomsætningen plottet for forsøgene i de fem kamre. For COD ses tydeligt, at et maksimalt omsætningsniveau på ca. 44 g COD/m²/d kan opnås i kammer 1 og 2, mens omsætningshastighedsniveauet gradvist falder i kammer 3, 4 og 5. Dette vidner om en mere veludviklet heterotrof biofilm i kammer 1 og 2, hvilket k_{of} beregningerne også viser Tabel 8-5.

Tabel 8-5 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1-5 for heterotrof vækst

Kammer	1	2	3	4	5	Enhed
$r_{A,COD}$	44,0	44,4	34,0	26,0	21,8	g COD/m ² /d
r_{A,O_2}	21,0	21,1	16,2	12,4	10,4	g O ₂ /m ² /d
$K_{1/2A,O_2}$	6,6	6,6	5,1	3,9	3,3	g O ₂ ^{1/2} m ^{-1/2} d ⁻¹
k_{of,O_2}	128.100	128.100	76.500	44.700	32.000	g O ₂ /m ³ /d
$k_{of,COD}$	269.000	269.000	160.700	93.900	67.300	g COD/m ³ /d

Af Tabel 8-5 fremgår, at den maksimalt mulige omsætningshastighed i kammer 1 er ca. dobbelt så høj som i kammer 5, og at der sidder ca. fire gange så mange bakterier i 1. kammers biofilm i forhold til i kammer 5 (udtrykt i form af $k_{of,COD}$ værdien, som angiver omsætningen pr. m³ biofilm). Forklaringen er, at kammer 1 normalt udsættes for langt højere COD koncentrationer fra det indkomne råspildevand, som tilledes der. Biofilmen er dermed langt mindre tæt med heterotrofe bakterier i de sidste kamre af processen og muliggør heller ikke en høj COD omsætningshastighed, som det ses i kammer 1.

For nitrifikationsprocessen er situationen som tidligere nævnt omvendt. Nitrifikanterne fortrænges i kammer 1, hvilket nedsætter den maksimalt mulige nitrifikation i dette kammer (se **Figur 8-7**). Interessant er det, at selvom nitrifikationsprocessen udsættes for høje COD koncentrationer i alle kamre, så stiger nitrifikationsaktiviteten markant henimod kammer 4, hvorefter aktiviteten falder i kammer 5. Dette vidner om, at det primært er mængden af heterotrofe bakterier i biofilmen, som afgør, hvor stor en nitrifikation systemet kan præstere.



Figur 8-7 Omsætningshastighed bestemt ud fra batchforsøg i kammer 1-5

Tabel 8-6 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1-5 for autotrof omsætning

Kammer	1	2	3	4	5	Enhed
r_{A,NH_4-N}	0,36	1,06	1,36	2,18	1,22	g $NH_4-N/m^2/d$
r_{A,O_2}	1,53	4,51	5,78	9,27	5,19	g $O_2/m^2/d$
$K_{1/2A,O_2}$	0,48	1,42	1,83	2,93	1,64	g $O_2^{1/2}m^{-1/2}d^{-1}$
k_{of,O_2}	685	6.000	9.850	25.300	7.900	g $O_2/m^3/d$
k_{of,NH_4}	2.900	25.500	41.850	107.400	33.700	g $NH_4-N/m^3/d$

Som det fremgår af **Figur 8-7** og Tabel 8-6 falder nitrifikationsaktiviteten i kammer 5. Forklaringen må være, at kammer 5 typisk er meget lavt belastet med ammonium, hvorfor biofilmen er mindre veludviklet med nitrifikanter der.

Sammenlignes de målte COD og ammonium omsætningsniveauer for gennemstrømsforsøg og batchforsøg, ses en god sammenhæng med COD omsætningsniveauet, hvor maksimalomsætningen ligger omkring 40-45 g COD/m²/d (ved 15 °C). Nitrifikationsprocessen er for alle kamre på nær kammer 4 lavere end bestemt i gennemstrømningsforsøgene – sandsynligvis fordi processen i batchforsøgene var påvirket af et højt COD indhold i hvert kammer. Nitrifikationshastigheden bestemt i gennemstrømningsforsøgene er derfor mere realistiske i kammer 3, 4 og 5, hvor COD indholdet normalt er rensat ned.

8.4 Konklusion B5 testanlæg

Forsøg med gennemstrømning af spildevand og batchforsøg har vist at:

- Batchforsøgsteknikken er brugbar til bestemmelse af biologisk aktivitet i et stillestående renseanlæg, da der opnås god overensstemmelse ved bestemmelse af den arealspecifikke omsætningshastighed ved begge forsøgsmetoder (gennemstrømningsmetoden og batchforsøgsmetoden)
- Forsøgene på B5 testanlæg viser, at en maksimal omsætningshastighed på 40-45 g COD/m²/d og en maksimal nitrifikationshastighed på 2,5 g $NH_4-N/m^2/d$ kan opnås ved ca. 15°C i et BioKube forsøgsanlæg installeret med Bioblok biofiltermedie
- Nitrifikationsprocessen i de første kamre hæmmes af heterotrof vækst. Gennemstrømningsforsøgene viste, at nitrifikationshastigheden hæmmes med ca. 50%, hvorimod batchforsøgene viste en hæmning på ca. 80%. Graden af hæmning afgøres af den COD belastning, det pågældende kammer har været udsat for historisk set (dvs. hvor mange heterotrofe bakterier, som har koloniseret biofilmen), samt hvor høj en COD koncentration biofilmen aktuelt bliver udsat for.

Omsætningshastigheder bestemt i B5 anlægget er relativt høje sammenlignet med andre biofilterteknologier. Det skyldes dels, at iltkoncentrationen (som styrer procesomsætningshastigheden) er høj (10 mg O_2/l) og tæt på 100% mætning, og at omrøring sørger for en god biofilmkontrol samt eliminering af hydraulisk filmdiffusion.

9. Forsøg ved Venus 1850 sommerhus-minirenseanlæg

9.1 Baggrund og forsøgsformål

Baggrunden for forsøg ved en række udpegede sommerhuse var den, at man ønskede at bestemme den biologiske aktivitet i minirenseanlæg installeret ved sommerhuse i Danmark. Sommerhuse benyttes typisk i sommerhalvåret på permanent basis, mens besøg (og dermed udledningen af spildevand fra sommerhusene) bliver mere diskontinuert behandlet uden for sommerhalvåret. Mens den kemiske fældningsproces for fjernelse af fosfor er mere uafhængig af årstiden og besøgsfrekvensen, er den biologiske proces afhængig af tilførsel af næringsstoffer. I dette projekt har udviklingsaktiviteter omkring optimal drift af den biologiske proces haft til formål at forbedre forholdene så meget som muligt for biologien i forhold til slamtømning (slamtanken er jo en slags forråds-kammer for biologien), iltning, kemitilsætning og cirkulationsdriften, som dels sikrer tilførsel af næring fra slamtanken og dels forhindrer slamtanken i at blive septisk.

Hovedformålet med forsøgene var at måle den aktuelle biologiske aktivitet (COD omsætning og nitrifikation) i renseanlæggene efter en vinterperiode. COD omsætningen (og ikke BOD omsætningen) blev målt, da det er den mest præcise og den hurtigste metode til at måle organisk stofomsætning.

9.2 Den biologisk aktivitet – belastning og nødvendig omsætning

Den målte biologiske aktivitet kan sige noget om, hvorvidt anlæggene ville kunne have overholdt kravværdierne, såfremt renseanlægget var normalt belastet. I gennemsnit udleder en person ca. 125 g COD/d og ca. 12 g N/d (Henze *et al.*, 1995). En del (ca. 30%) af dette stof vil i anlægget akkumulere som slam, der periodevist bliver fjernet af slamsuger. Besøges sommerhuset af fem personer, skal renseanlægget dermed kunne omsætte 400 g COD/d og 40 g N/d. Den kvælstofmængde, der tilsættes, udgøres af ca. 70% ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) og 30% organisk bundet N, men en stor del af det organiske N hydrolyseres til ammonium. Den nødvendige omsætnings-hastighed (inkl. slam produktion) i et BioKube Venus 1850 renseanlæg må for COD derfor overordnet set være ca. 7 g COD/ m^2/d og for nitrifikationsprocessen være ca. 0,7 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$, idet der i anlægget er installeret ca. 55 m^2 biofiltermateriale i en Venus 1850. Såfremt nitrifikationsprocessen i kammer 1 er hæmmet pga. COD belastningen, skal nitrifikations-hastigheden i kammer 2 være højere for at kunne omsætte ammonium i tilstrækkelig grad.

Da COD og ammonium typisk kun skal renses 90% ned, kræves en gennemsnitlig nødvendig omsætning på ca. 6,5 g COD/ m^2/d og 0,65 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ for at omsætte belastningen fra fem personers udledning af spildevand.

9.3 Forsøgsplatform og forberedelser – sommerhus-minirenseanlæg

Forsøg er blevet gennemført ved en række minirenseanlæg installeret ved sommerhuse i Danmark. Forsøgene blev gennemført som batchforsøg – dvs. i "stillestående" tilstand uden nogen form for gennemstrømning af anlægget. Forsøgene blev gennemført i slutningen af vinterperioden umiddelbart efter påsken for at teste, om renseanlæggene rent biologisk fungerede efter

en lang vinterperiode. Minirenselanlæggene var blevet indstillet i "sommerhus-mode", dvs. med begrænset beluftning, recirkulation over slambundfældningstanken og styret fældningskemikalie. Effekten af kemidoserings indflydelse på den biologiske aktivitet blev ligeledes undersøgt. Således indgik både renselæg uden fældningskemikaliedosering (renseklasse SO, BOD < 10 mg/l, NH₄-N < 5 mg/l), renselæg med PAX dosering og renselæg med Aluminat dosering (renseklasse SOP, BOD < 10 mg/l, NH₄-N < 5 mg/l og P < 1,5 mg/l).

Tabel 9-1 Forsøgsoversigt over minirenselanlæg ved sommerhuse, som indgik i testen

Sommerhus-testrenselæg	Renseklasse	Fældningskemikalie
Anlæg A (BioKube 6096)	SO	÷
Anlæg B (BioKube 5171)	SOP	PAX
Anlæg C (BioKube 2871)	SOP	PAX
Anlæg D (BioKube 3764)	SOP	PAX
Anlæg E (BioKube 3198)	SO	÷
Anlæg F (BioKube 3416)	SO	÷
Anlæg G (BioKube 43)	SOP	Aluminat

Alle batchforsøg blev gennemført over en periode på ca. 6-7 timer for at sikre tilstrækkeligt lang forsøgstid efter kemikalietsætningen. Der blev i alt udtaget 5-6 vandprøver i løbet af batchforsøget, og pH, ilt og temperatur blev registreret forud for hver prøveudtagning. Vandprøver blev analyseret for COD, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N samt alkalinitet.

Batchforsøg blev udført som ved testanlægget i Tappernøje, dvs. med tilsætning af COD, NH₄ og alkalinitet i kammer 1 og tilsætning af NH₄ og alkalinitet i kammer 2. Kemikalietsætningen blev justeret, således at COD koncentrationsniveauet kunne hæves ca. 300 mg COD/l og ammoniumkoncentrationsniveauet kunne hæves ca. 30 mg NH₄-N/l.

9.4 Forsøg Anlæg A – Mågenakken 12, 4780 Stege (BioKube anlæg 6096)

Minirenselanlægget ved Mågenakken 12 på Møn er i SO renselasse, dvs. uden nogen fældningskemikaliedosering. I forbindelse med forsøget blev der konstateret kraftig skumdannelse i anlægget – det viste sig, at sommerhuset havde haft mange besøgende gæster i påsken en uge forinden. Skumdannelsen skyldtes derfor en høj belastning af renselanlægget (biologiske filtre kan danne skum ved høj belastning).



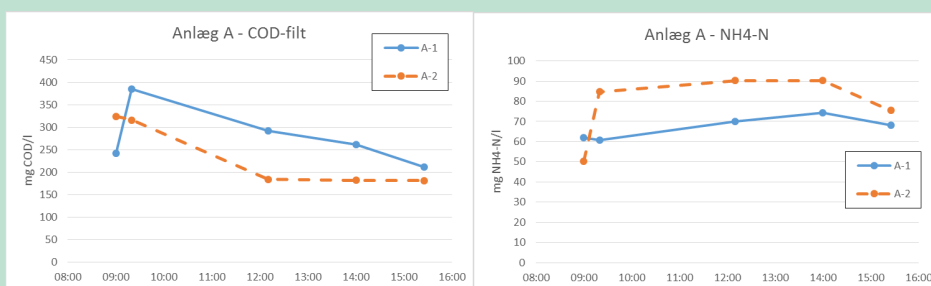
Figur 9-1 BioKube sommerhus renseanlæg nr. 6096 (forsøgsanlæg A, SO anlæg)

Forsøget ved anlæg 6096 viste, at renseanlægget var kraftigt overbelastet (som følge af en høj belastning i påskeperioden). Iltkoncentrationen i kammer 1 var meget lav (2,7 mg O₂/l, ca. 30% iltmætning). I kammer 2 var iltkoncentrationen højere: 6,0 mg O₂/l. Den lave iltkoncentration indikerede en høj biologisk aktivitet i anlægget. Vandtemperaturen lå under 10°C, mens pH var normal: 7,4 i kammer 1 og 7,7 i kammer 2. Alkalinitetsniveauet var stærkt forhøjet – formentlig som følge af den høje påskebelastning.

Tabel 9-2 Oversigt over procesparametre før og under forsøg i kammer 1 og 2, Anlæg A

Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Enhed
	Før forsøg	Under forsøg*	Før forsøg	Under forsøg*	
Temperatur	9,5	11,5	9,4	12,2	°C
pH	7,4	7,8	7,67	8,0	-
Alkalinitet	11,4	13,4	11,1	12,2	meq/l
Ilt	2,7	2,1	6,0	7,4	mg O ₂ /l

Batchforsøget viste, at anlæggets COD omsætning i kammer 1 var relativt høj – den tilsatte mængde COD blev helt fjernet i løbet af batchforsøget. Af Tabel 9-2 fremgår, at COD omsættes effektivt, mens der reelt ikke kunne konstateres nogen ammoniumfjernelse i kammer 1. Målinger af nitrit+nitrat viste dog, at der i kammer 2 forekom en begrænset nitrifikation på 0,3 g NH₄-N/m²/d (nitrit og nitrat blev produceret).



Figur 9-2 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg A, COD og NH₄

COD omsætningen i kammer 1 blev bestemt til 13,9 g COD/m²/d, mens kammer 2 omsatte COD (eksisterende COD indhold ved batchforsøgets start) med samme hastighed, indtil et niveau på omkring 190 mg COD/l var opnået.

Tabel 9-3 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2, Anlæg A

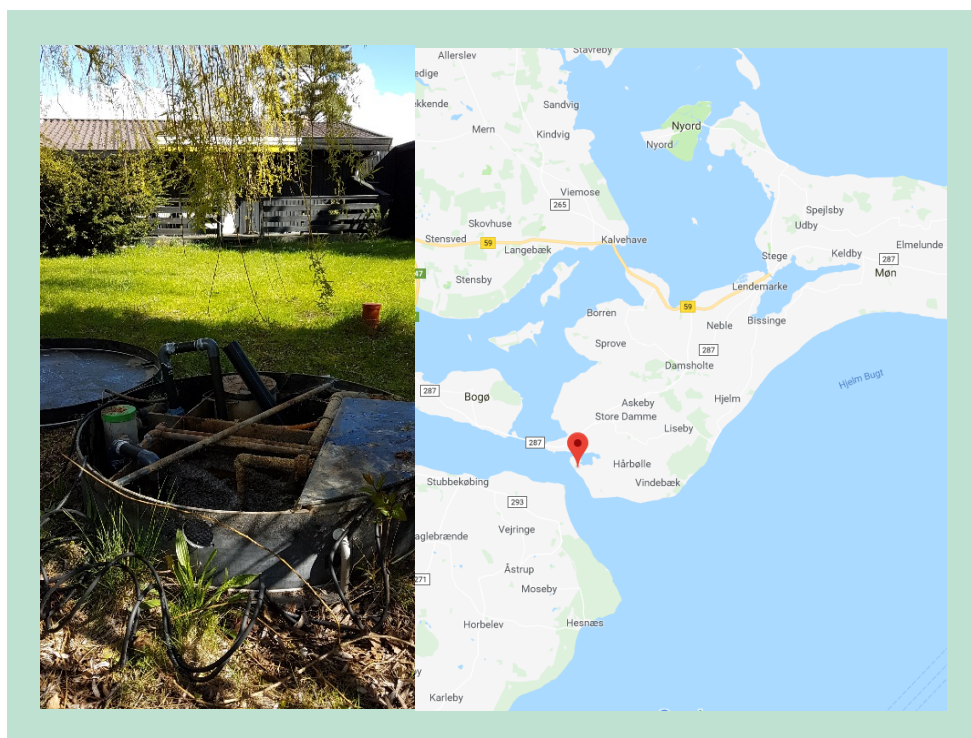
Omsætningshastighed	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$\Gamma_{A,COD}$	13,9	6,8	g COD/m ² /d
Γ_{A,NH_4}	-0,6	0,5	g NH ₄ -N/m ² /d
$\Gamma_{A,NH_4, COD \text{ korrigeret (nitrifikation)}}$	-0,9	0,34	g NH ₄ -N/m ² /d

9.4.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg A

- Minirensaanlæg nr. 6096 viste tegn på høj belastning ved ankomst/igangsættelse af batchforsøg. COD indhold og ammonium indhold meget højt i kammer 2/udløb – 320 mg COD/l og 60 mg NH₄-N/l
- Kraftig skumdannelse i anlæg som følge af overbelastning efter påske. Iltkoncentration meget lav i kammer 1 (30% iltmætning) og lav i kammer 2 (60% iltmætning)
- Ingen nitrifikation i kammer 1 – begrænset nitrifikation i kammer 2 (0,3 g NH₄-N/m²/d)
- Fin COD omsætning i kammer 1 og 2 på 14-15 g COD/m²/d (ca. 10°C)
- Overordnet er rensaanlæggets biologiske funktion ok – men rensaanlægget har ikke kunnet klare den forhøjede påskebelastning, som sikkert har ligget ud over anlæggets designgrænse.

9.5 Forsøg Anlæg B – Færgens vænge 16, 4792 Askeby (BioKube anlæg 5171)

Minirensaanlægget ved Færgens Vænge 16 på Møn er i SOP renseklasse, fædningskemikaliadosering i form af PAX dosering.



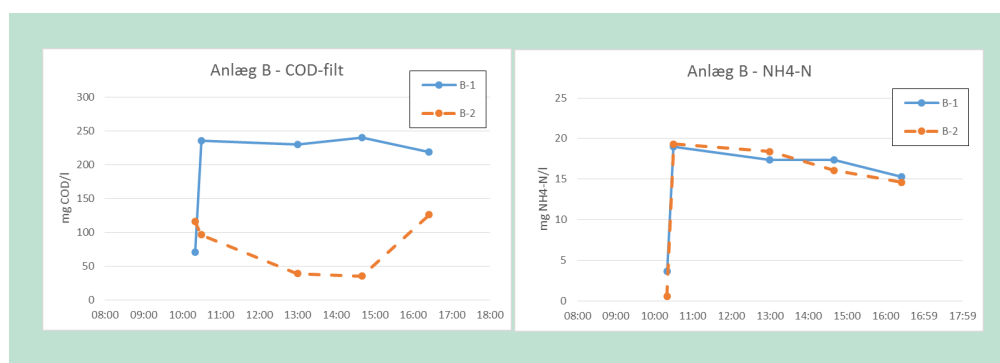
Figur 9-3 BioKube sommerhus-renseanlæg nr. 5171 (forsøgsanlæg B, SOP anlæg)

Anlægget B havde stået ubelastet længe (ingen eller meget lav belastning hele vinteren), og vandet i begge kamre var helt klart. Temperaturen i dette anlæg var forholdsvis lav, ca. 8 °C, mens den steg til ca. 10°C i løbet af forsøget. Alkalitetsniveauet var normalt omkring 4 meq/l og iltindholdet meget højt (over 11 mg O₂/l), så forholdene for nitrifikationsprocessen var optimale.

Tabel 9-4 Oversigt over procesparametre før og under forsøg i kammer 1 og 2, Anlæg B

Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Enhed
	Før forsøg	Under forsøg*	Før forsøg	Under forsøg*	
Temperatur	8,0	9,7	7,9	10,2	°C
pH	7,68	7,8	7,74	7,8	-
Alkalinitet	4,22	5,8	3,83	4,0	meq/l
Ilt	11,6	11,2	11,8	11,0	mg O ₂ /l

Batchforsøget viste, at anlæggets COD omsætning i både kammer 1 og 2 var tæt på 0. Selvom der blev tilsat acetat til kammer 1, blev dette kun i ringe omfang omsat – den målte COD omsætning i kammer 1 var 1,3 g COD/m²/d. Af Tabel 9-5 fremgår, at der omsættes mere ammonium – både i kammer 1 og 2. Ammoniumomsætningshastigheden blev i begge kamre målt til henholdsvis 0,3 og 0,2 g NH₄-N/m²/d - målinger af nitrit + nitrat efterviste præcist disse omsætningstal.



Figur 9-4 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg B, COD og NH₄

Interessant var det at se, at nitrifikationsprocessen havde overlevet den lange vinterperiode og rent faktisk var aktiv med det samme, når ammonium blev tilsat. Det tyder på, at heterotrofe bakterier har sværere ved at overleve en lang periode i dvaletilstand, mens nitrifikanterne ikke uddør i dvaletilstand.

Tabel 9-5 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2, Anlæg B

Omsætningshastighed	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$r_{A,COD}$	1,3	-	g COD/m ² /d
r_{A,NH_4}	0,3	0,2	g NH ₄ -N/m ² /d
$r_{A,NH_4, COD \text{ korrigeret (nitrifikation)}}$	0,3	0,2	g NH ₄ -N/m ² /d

9.5.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg B

- Minirensaanlæg nr. 5171 har igennem vinterperioden været ubelastet eller meget lavt belastet med spildevand. Vandet i begge kamre var helt klart med et indhold af COD på 75 og 100 mg COD/l i kammer 1 og 2 og et ammoniumindhold på 4 og 0 mg NH₄-N/l i kammer 1 og 2

- Den lange vinterperiode, hvor biologien har været i dvaletilstand, har haft den konsekvens, at den heterotrofe aktivitet i anlægget er meget lav. Ved tilsætning af acetat i kammer 1 blev kun en meget lille COD omsætning på 1,3 g COD/m²/d (ca. 10°C) målt
- Nitrifikationsprocessen havde derimod overlevet den lange vinterperiode. En lav, men tydelig nitrifikation kunne registreres (0,3 g NH₄-N/m²/d i kammer 1 og 0,2 g NH₄-N/m²/d i kammer 2). Den omsatte mængde ammonium var ækvivalent med mængden af produceret nitrit og nitrat.
- Overordnet er renseanlæggets biologiske funktion ikke ok pga. den manglende COD omsætning – det er imidlertid ikke problematisk, at COD omsætning er stoppet, da heterotrof aktivitet hurtigt kommer i gang, når spildevandbelastningen starter op igen. Vigtigt er det at notere sig, at nitrifikationsprocessen stadig er aktiv, idet det kan tage længere tid (uger) at få nitrifikationsprocessen i gang.

9.6 Forsøg Anlæg C – Færgens vænge 11, 4792 Askeby (BioKube anlæg 2871)

Minirenselanlægget ved Færgens Vænge 11 på Møn er i SOP renseklasse, fældningskemikaliel dosering i form af PAX dosering.

Renseanlægget har været i drift igennem vinterhalvåret – i forbindelse med et teknikerbesøg en måned før batchforsøget skulle gennemføres, blev der konstateret fedtholdigt spildevand i kammer 1 som tegn på, at en større weekendbelastning havde fundet sted. Ved teknikerbesøget var anlæggets blæser stået af som følge af et defekt relæ. Temperaturen i dette anlæg var normal for årstiden, ca. 10°C, mens alkalinitetsniveauet var højt, omkring 14 meq/l. pH var imidlertid normal, 7,6 i kammer 1 og 7,4 i kammer 2. Måling af iltindhold indikerede, at renseanlægget var belastet – i kammer 1 blev målt 7,5 mg O₂/l og i kammer 2 7,7 mg O₂/l – dvs. kun ca. 75% iltmætning.



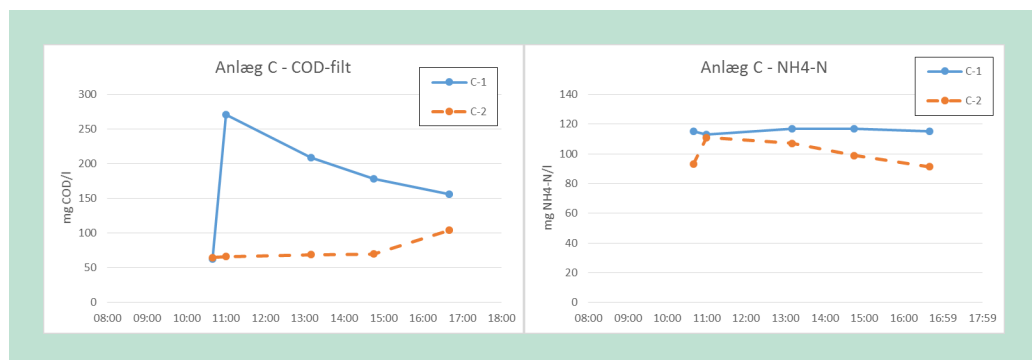
Figur 9-5 BioKube sommerhus-renseanlæg nr. 2871 (forsøgsanlæg C, SOP anlæg)

Tabel 9-6 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg C, COD og NH₄

Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Enhed
	Før forsøg	Under forsøg*	Før forsøg	Under forsøg*	
Temperatur	9,6	11,3	9,7	12,1	°C
pH	7,64	8,1	7,44	7,6	-
Alkalinitet	15,1	13,3	11,1	10,5	meq/l
Ilt	7,5	9,3	7,7	8,0	mg O ₂ /l

Måling af vandkvaliteten forud for forsøget viste, at COD indholdet var lavt i begge kamre (ca. 60 mg COD/l), mens indholdet af ammonium var usædvanligt højt, ca. 115 mg NH₄-N/l i kammer 1 og 95 mg NH₄-N/l i kammer 2 (ammonium blev som kontrol målt med kit i to forskellige måle områder). Årsagen til det høje ammoniumindhold er formentligt en kombination af, at anlægget ca. en måned forinden har været meget højt belastet fra et større familiebesøg, og begge membranblæsere var sat ud af funktion pga. et defekt relæ. Relæet blev således en måned før batchforsøget udskiftet og blæsere sat i drift.

Resultatet af batchforsøget viste, at der var høj heterotrof aktivitet i renseanlægget. I kammer 1, hvor acetaten blev tilsat, blev halvdelen af det tilsatte COD omsat i løbet af seks timer (se Figur 9-6). Ammonium, som blev tilsat i begge kamre, viste et noget forskelligt omsætningsbillede: I kammer 1 kunne der ikke konstateres nogen omsætningen af ammonium, mens der i kammer 2 sås en tydelige omsætning af ammonium. Nitrifikationsprocessen i kammer 2 var imidlertid noget haltende – ¼ af alt omsat ammonium blev produceret som nitrit, hvilket er en indikation på en stresset nitrifikation. Samlet set var ammoniumomsætningen i kammer 2 dog ret høj – 1,1 g NH₄-N/m²/d.

**Figur 9-6** Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg C, COD og NH₄**Tabel 9-7** Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2, Anlæg C

Omsætningshastighed	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$r_{A,COD}$	9,9	-	g COD/m ² /d
r_{A,NH_4}	-0,2	1,1	g NH ₄ -N/m ² /d
$r_{A,NH_4, COD \text{ korrigeret (nitrifikation)}}$	-0,5	1,1	g NH ₄ -N/m ² /d

9.6.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg C

- Minirensaanlæg nr. 2871 har igennem vinterperioden været belastet i perioder – således var renseanlægget ca. en måned før batchforsøget fyldt med beskidt og fedtholdigt spildevand, formentligt som følge af et større familiebesøg weekenden forinden. Renseanlæggets blæsere var ude af drift ca. en måned før batchforsøget
- Vandkvaliteten i forbindelse med batchforsøget var god mht. COD (ca. 60 mg COD/l i begge kamre), men usædvanligt dårlig mht. ammonium (115 mg NH₄-N/l i kammer 1 og 95 mg NH₄-N/l i kammer 2)

N/l i kammer 2). Eneste mulige forklaring er forhøjet belastning af renseanlægget og defekte blæsere ca. en måned, før batchforsøget skulle udføres. Hvis blæserne har været defekte det meste af vinterperioden, er nitrifikationsprocessen gået i stå, hvilket har fået ammonium til at akkumulere

- COD omsætning i kammer 1 var høj: 9,9 g COD/m²/d (ca. 10°C)
- Ammonium omsætning i kammer 1 var nul – derimod blev der konstateret en høj ammoniumomsætning i kammer 2 (1,1 g NH₄-N/m²/d)
- Nitrifikationsprocessen var kun delvist effektiv, idet ¼ af al omsat ammonium blev omsat til nitrit
- Overordnet er renseanlæggets biologiske funktion delvist ok – COD omsætning i kammer 1 er høj, og ammoniumomsætning i kammer 2 er ligeledes høj. Grunden til det forhøjede ammoniumkoncentrationsniveau ved forsøgets begyndelse er formentlig en defekt blæserfunktion, som først blev repareret en måned før batchforsøgets gennemførelse.

9.7 Forsøg Anlæg D – Langesøvej 59, 4581 Rørvig (BioKube anlæg 3764)

Minirensaanlægget ved Langesøvej 59 i Nordsjælland er i SOP renseklasse, fældningskemikalie dosering i form af PAX dosering.

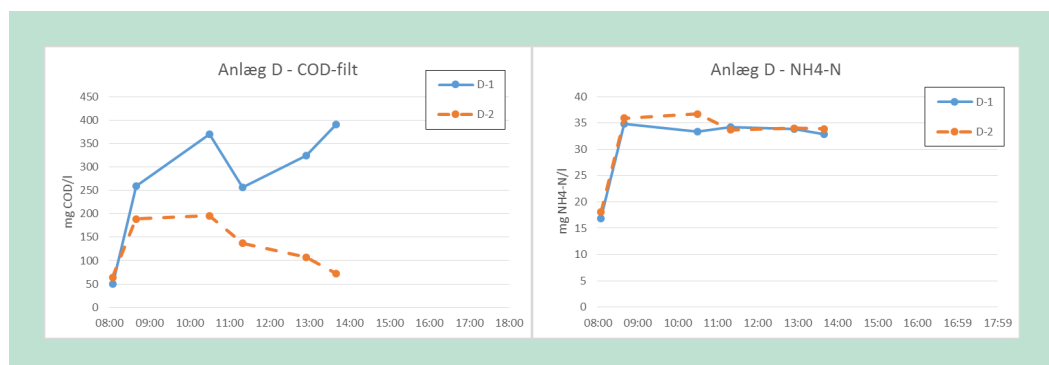
Renseanlægget har kun været lidt i drift igennem vinterhalvåret. Forud for batchforsøget var vandet i begge kamre helt klart, og iltkoncentrationen blev målt til næsten 12 mg O₂/l i begge kamre (let overmætning). Ved måling af pH og alkalinitet stod det klart, at anlægget var ude af balance – pH i anlægget var meget lavt (pH 4,7 i begge kamre), og alkalinitetsniveauet var negativt – altså et meget surt miljø. Vurderingen var, at PAX var blevet overdoseret, således at aciditet var blevet tilført og pH samt alkalinitet dermed reduceret.



Figur 9-7 BioKube sommerhus-rensaanlæg nr. 3764 (forsøgsanlæg D, SOP anlæg)

Tabel 9-8 Oversigt over procesparametre før og under forsøg i kammer 1 og 2, Anlæg D

Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Enhed
	Før forsøg	Under forsøg*	Før forsøg	Under forsøg*	
Temperatur	8,2	10,1	8,1	10,7	°C
pH	4,68	4,9	4,65	4,7	-
Alkalinitet	-0,616	1,4	-0,506	0,2	meq/l
Ilt	11,9	11,7	11,9	11,5	mg O ₂ /l



Figur 9-8 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg D, COD og NH₄

Koncentrationen af COD i anlæggets kamre forud for batchforsøget var forholdsvis lav – ca. 50 mg COD/l. Derimod var koncentrationen af ammonium i begge kamre forhøjet – ca. 17 mg NH₄-N/l. Det høje ammoniumkoncentrationsniveau skyldes formentligt en manglende nitrifikation.

Batchforsøget viste, at hverken COD eller ammonium kunne omsættes i renseanlægget – der blev heller ikke registreret nogen nitrit- og nitratproduktion, mens batchforsøget forløb. Den biologiske funktion i begge kamre var derfor fuldstændigt forsvundet som følge af det sure vandmiljø.

Tabel 9-9 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2, Anlæg D

Omsætningsha- stighed	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$r_{A,COD}$	-2,0	-	g COD/m ² /d
r_{A,NH_4}	0,0	0,2	g NH ₄ -N/m ² /d
r_{A,NH_4} , korigeret (nitrifikation)	-0,1	0,2	g NH ₄ -N/m ² /d

9.7.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg D

- Minirenselanlæg nr. 3764 har været meget lidt belastet igennem vinterperioden
- Overdosering af PAX formodes at have skabt et surt vandmiljø – pH var meget lav (4,7) og alkalinitet negativ
- Forud for batchforsøget viste målinger af COD og ammonium, at COD var lav i anlægget (60 mg COD/l), mens ammoniumindholdet var relativt højt, ca. 17 mg NH₄-N/l
- Det sure vandmiljø har sat den biologiske funktion helt ud af kraft – således kunne hverken COD fjernelse eller ammonium omsætning registreres ved det udførte batchforsøg

9.8 Forsøg Anlæg E – Kongelundens Tværvej 3, 4581 Rørvig (BioKube anlæg 3198)

Minirensaanlægget ved Kongelundens Tværvej 3 i Nordsjælland er i SO rensekasse, dvs. uden nogen fældningskemikaliedosering.

Rensaanlægget har kun været lidt i drift igennem vinterhalvåret. Forud for batchforsøget var vandet i begge kamre helt klart, og iltkoncentrationen blev målt til næsten 12 mg O₂/l i begge kamre (let overmætning). Anlæggets pH-niveau var normalt (pH 7,8 og 7,9), men alkalinitetsniveauet var meget lavt. Det lave alkalinitetsniveau mindsker pH-buffervirkningen, når anlæggets nitrifikationsproces forløber. Vandtemperaturen i anlægget var forholdsvis lav: 8,8°C i begge kamre.

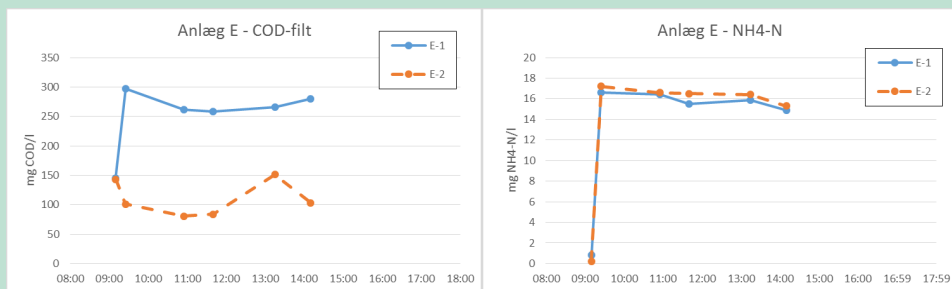


Figur 9-9 BioKube sommerhus renseanlæg nr. 3198 (forsøgsanlæg E, SO anlæg)

Tabel 9-10 Oversigt over procesparametre før og under forsøg i kammer 1 og 2, Anlæg E

Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Enhed
	Før forsøg	Under forsøg*	Før forsøg	Under forsøg*	
Temperatur	8,8	10,4	8,8	11,1	°C
pH	7,79	7,9	7,91	8,0	-
Alkalinitet	1,3	4,0	1,4	2,5	meq/l
Ilt	11,9	11,2	11,9	11,1	mg O ₂ /l

Forud for batchforsøget var koncentration af COD og ammonium meget lav – henholdsvis 150 mg COD/l og < 0,5 mg NH₄-N/l. Ved tilsætning af acetat i kammer 1 sås et indledningsvist fald i COD, hvorefter koncentrationen stabiliseredes og steg en smule. Samlet set var COD omsætningshastigheden lav i kammer 1, 1,7 g COD/m²/d. En ganske svag nitrifikationshastighed blev registreret efter tilsætning af ammoniumsulfat. Analyser af nitrit og nitrat bekræftede, at der var nitrifikation i anlægget, om end den var lav: 0,1 g NH₄-N/m²/d. Vurderingen er, at renseanlægget har stået stille meget længe, og at det har sænket alkalinitetsniveauet i vandet, hvilket har påvirket renseanlæggets biologi.



Figur 9-10 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg E, COD og NH₄

Tabel 9-11 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2, Anlæg E

Omsætningshastighed	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$r_{A,COD}$	1,7	-	g COD/m ² /d
r_{A,NH_4}	0,2	0,1	g NH ₄ -N/m ² /d
$r_{A,NH_4, COD \text{ korrigeret (nitrifikation)}}$	0,2	0,1	g NH ₄ -N/m ² /d

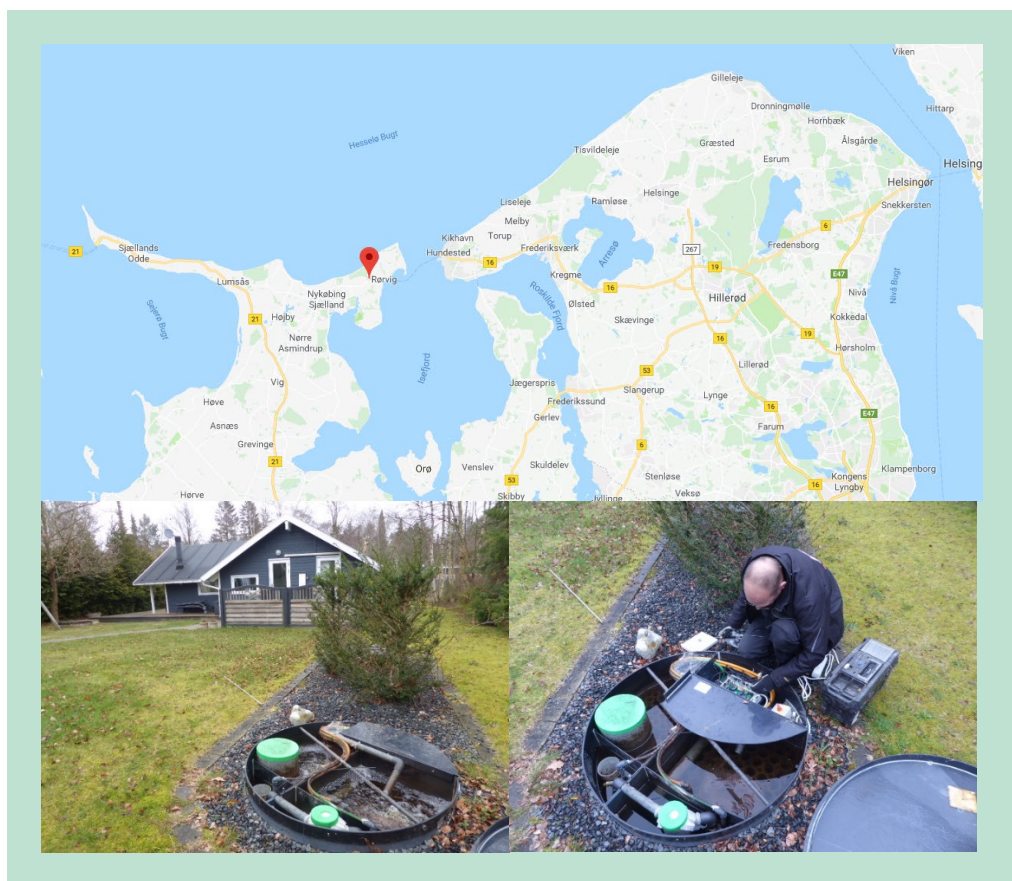
9.8.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg E

- Minirensaanlæg nr. 3198 har været meget lidt belastet igennem vinterperioden
- Manglende alkalinitet kan have skabt et surt vandmiljø inde i biofilmen (ved nitrifikation) – pH i vandet var dog normalt (7,8-7,9)
- Forud for batchforsøget viste målinger af COD og ammonium, at COD indholdet var forholdsvis lavt i anlægget (150 mg COD/l), mens ammoniumindholdet var meget lavt < 0,5 mg NH₄-N/l
- Renseanlæggets biofilm var kun lidt aktiv – der blev målt en COD omsætning på 1,7 g COD/m²/d og en nitrifikation på 0,1 g NH₄-N/m²/d
- Et lavt alkalinitetsniveau sammenkoblet med en meget lav belastning af renseanlægget kan være årsagen til det lave omsætningsniveau, som blev registreret i renseanlægget

9.9 Forsøg Anlæg F – Birkebovej, Rørvig (BioKubeanlæg 3416)

Minirensaanlægget ved Birkebovej i Nordsjælland er i SO renseklasse, dvs. uden nogen fældningskemikaliedosering. Anlægget ved Birkebovej er beliggende tæt ved Anlæg E – råvandskvaliteten til anlægget har således været den samme.

Renseanlægget har været i drift periodevist igennem vinterhalvåret. Forud for batchforsøget var vandet i begge kamre helt klart. Målinger af Iltkoncentrationsniveauet viste, at iltten ikke som ved andre sommerhusanlæg var 100% iltmættet. I anlæg 3416 blev iltkoncentrationen målt til henholdsvis 6,7 og 5,7 i kammer 1 og 2. Da beluftningen fra diffusor / blæser rent visuelt så normal ud, indikerede dette, at anlægget var blevet belastet for nyligt. Alkalinitetsniveauet ved anlæg 3416 var væsentligt højere end ved anlæg E – således blev alkaliniteten målt til 6,4 i kammer 1 og 3,9 i kammer 2. pH i kamrene lå på 7,4 og 7,3. Temperaturen var 8,8°C i begge kamre. Bedømt ud fra vandkvalitet så renseanlægget sundt ud.

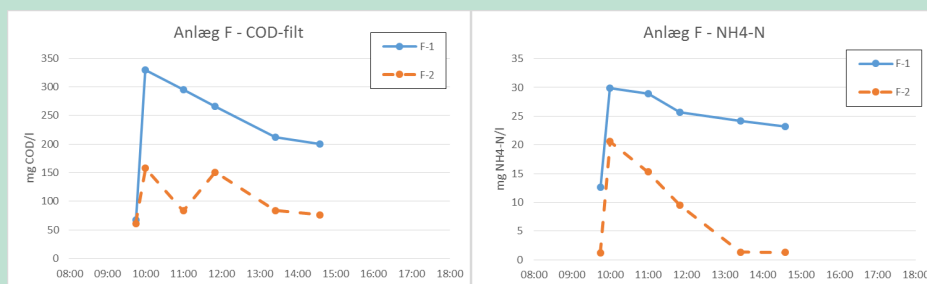


Figur 9-11 BioKube sommerhus renseanlæg nr. 3416 (forsøgsanlæg F, SO anlæg)

Tabel 9-12 Oversigt over procesparametre før og under forsøg i kammer 1 og 2, Anlæg F

Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Enhed
	Før forsøg	Under forsøg*	Før forsøg	Under forsøg*	
Temperatur	8,8	10,5	8,8	11,0	°C
pH	7,39	7,8	7,27	7,5	-
Alkalinitet	6,36	9,0	3,93	4,1	meq/l
Ilt	6,7	9,0	5,7	8,4	mg O ₂ /l

Batchforsøget viste, at begge renseanlæggets kamre biologisk set var meget aktive. COD omsætningshastigheden blev bestemt til 13,9 g COD/m²/d i kammer 1, hvilket er relativt højt i betragtning af den lave vandtemperatur. Nitrifikationsprocessen var ligeledes aktiv i begge kamre. I kammer 1, hvor COD også blev tilsat, målttes en nitrifikationshastighed på 0,4 g NH₄-N/m²/d, mens hastigheden i kammer 2 var væsentligt højere: 1,3 g NH₄-N/m²/d. Sidstnævnte omsætningshastighed er bemærkelsesværdig høj – omsætningen blev 100% understøttet af en tilsvarende mængde produceret nitrat.



Figur 9-12 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg F, COD og NH₄

Tabel 9-13 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1 og 2, Anlæg F

Omsætningshastighed	Kammer 1	Kammer 2	Enhed
$r_{A,COD}$	13,9	-	g COD/m ² /d
r_{A,NH_4}	0,7	1,3	g NH ₄ -N/m ² /d
r_{A,NH_4} , korigeret (nitrifikation)	0,4	1,3	g NH ₄ -N/m ² /d

9.9.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg 3416

- Minirensanlæg nr. 3416 har været belastet periodevist igennem vinterperioden
- Vandkvalitetsforholdene var umiddelbart optimale – alkalinitetsindholdet i kammer 1 og 2 var 6,3 og 3,9 meq/l. Iltindholdet viste, at rensanlægget havde været belastet for nyligt – iltmætning i kammer 1 og 2 blev målt til 60% (kammer 1) og 50% (kammer 2). pH i kammer 1 og 2 var henholdsvis 7,4 og 7,3
- Forud for batchforsøget viste målinger af COD og ammonium, at COD indholdet var lavt i anlægget (50 mg COD/l), mens ammoniumindholdet var ca. 12 mg NH₄-N/l i kammer 1 og meget lavt (< 0,5 mg NH₄-N/l) i kammer 2
- Rensanlæggets biofilm var meget aktiv – der blev målt en COD omsætning på 13,9 g COD/m²/d og en nitrifikation på 0,4 g NH₄-N/m²/d i kammer 1 og 1,3 g NH₄-N/m²/d i kammer 2
- Det vurderes, at den periodevise belastning og fornuftige vandkvalitetsforhold har været betydende faktorer for, at anlæggets biologi var sund. Særligt nitrifikationsomsætningen i rensanlægget var meget høj.

9.10 Forsøg Anlæg G – Jægerstien 3, 3630 Jægerspris (BioKube anlæg 43)

Minirensanlægget ved Birkebovej i Nordsjælland er i SOP renseklasse og var som det eneste af testanlæggene udstyret med Aluminat dosering. Aluminatdoseringen var mere end et år tidligere blevet etableret som følge af en dårlig biologisk procesfunktion med PAX dosering. Batchforsøget skulle vise, om der rent faktisk var biologisk aktivitet i anlæggets kamre, idet anlægget havde stået stille det meste af vinteren. Rensanlægget var af en ældre type (3-kammer anlæg) og var et af de første minirensanlæg, BioKube havde installeret 10 år forinden.

Forud for batchforsøget var vandet i begge kamre helt klart mens biofilm havde en anden farve end normalt – nærmest gult eller lysegråt. Dette skyldes formentlig Aluminat doseringen, som indeholder lud. Vandet var i alle tre kamre 100% iltmættet, og pH-niveauet var højt - omkring 8,3 i alle tre kamre. Et pH-niveau omkring 8 er optimalt for nitrifikationsprocessen (Henze

et al., 1995). Målinger af alkalinitetsniveauet viste et moderat højt niveau omkring 7,2-7,3, hvilket indikerede, at Aluminat doseringen var fornuftig. Temperaturen i anlægget var lav: 8,0°C i alle tre kamre.



Figur 9-13 BioKube sommerhus renseanlæg nr. 43 (forsøgsanlæg G, SOP anlæg)

Tabel 9-14 Oversigt over procesparametre før og under forsøg i kammer 1, 2 og 3 Anlæg G

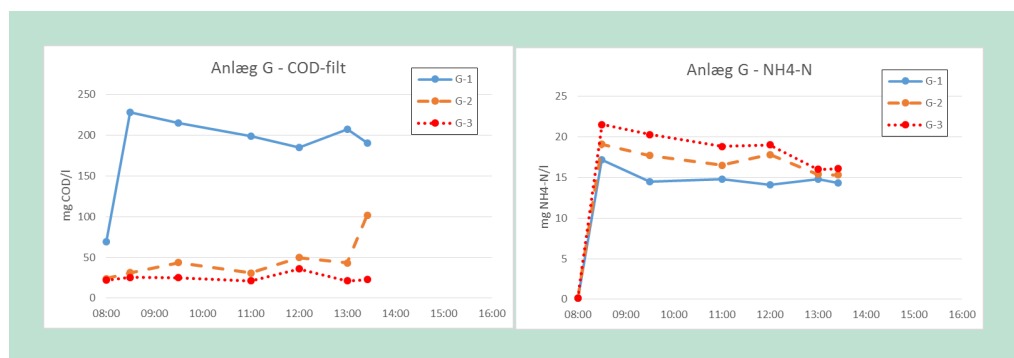
Parameter	Kammer 1		Kammer 2		Kammer 3		Enhed
	Før	Under*	Før	Under	Før	Under	
Temperatur	8,1	9,3	8,0	9,3	8,0	10,5	°C
pH	8,31	8,2	8,15	8,2	8,33	8,3	-
Alkalinitet	7,18	8,8	7,33	8,0	7,34	7,9	meq/l
Ilt	11,4	10,9	11,1	10,9	11,4	10,6	mg O ₂ /l

Måling af vandkvaliteten forud for forsøget viste, at COD indholdet var lavt i alle tre kamre (ca. 70 mg COD/l i kammer 1 og ca. 25 mg COD/l i kammer 2 og 3), mens indholdet af ammonium var tæt på nul i alle tre kamre.

Batchforsøget blev udført ved, at COD (acetat) blev tilsat i kammer 1, og ammonium samt alkalinitet blev tilført i alle tre kamre.

Resultatet af batchforsøget viste, at der var heterotrof aktivitet i renseanlægget. I kammer 1, hvor acetaten blev tilsat, blev der omsat ca. 50 mg COD/l i løbet af 6 timer med en omsætningshastighed på 2,5 g COD/m²/d (se Figur 9-14). Ammonium, som blev tilsat i alle kamre,

blev omsat i alle tre kamre – med nogenlunde samme omsætningshastighed (0,3 g NH₄-N/m²/d). Produceret nitrit og nitrat efterviste, at der var tale om nitrifikation i alle tre kamre.



Figur 9-14 Resultat af batchforsøgsmålinger ved anlæg G, COD og NH₄

Tabel 9-15 Oversigt over omsætningsparametre i kammer 1, 2 og 3 Anlæg G

Omsætningshastighed	Kammer 1	Kammer 2	Kammer 3	Enhed
$\Gamma_{A,COD}$	2,5	-		g COD/m ² /d
Γ_{A,NH_4}	0,3	0,2	0,3	g NH ₄ -N/m ² /d
Γ_{A,NH_4} , korigeret (nitrifikation)	0,3	0,2	0,3	g NH ₄ -N/m ² /d

9.10.1 Konklusion, batchforsøg ved anlæg 43

- Minirensanlæg nr. 43 har tidligere været problematisk at drive med PAX dosering – efter skift til Aluminat har renseprocessen forbedret sig, og renseanlægget overholder i dag SOP renseklasseskravene
- Renseanlægget har været lavt belastet igennem vinterperioden – vandkvaliteten i renseanlægget var meget fin i alle tre kamre
- Vandkvalitetsforholdene var umiddelbart optimale – alkalinitetsindholdet lå omkring 7,2-7,3 meq/l. Iltindholdet var 100% i alle tre kamre – og stofkoncentrationen af COD og ammonium var i bund forud for batchforsøget
- pH-målinger viste et forholdsvis højt niveau på 8,2-8,3 – dette skyldes den ludbaserede Aluminat, som er basisk
- Renseanlæggets biofilm var delvist aktiv – der blev målt en COD omsætning på 2,5 g COD/m²/d og en nitrifikation på 0,2-0,3 g NH₄-N/m²/d i kammer 1, 2 og 3, hvilket i kraft af forholdene (8°C) er OK
- Det vurderes, at Aluminatdoseringen har en gunstig indflydelse på nitrifikationsprocessen i renseanlægget. På trods af en lav vinterbelastning er renseanlæggets biologiske funktion intakt.

10. Konklusion

BioKube har igennem en 3-årig periode gennemført et MUDP projekt, hvor formålet var at udvikle et robust og driftssikkert minirensesanlæg til diskontinuer biologisk rensning med lange perioder uden spildevandsbelastning. Processen baserer sig i øvrigt grundlæggende på BioKubes patenterede renseteknologi.

Resultatet er blevet et minirensesanlæg, hvor den biologiske rensning tilpasser sin drift efter "besøgsmønstret", således at rensesanlægget ændrer drift med hensyn til beluftning, fældningskemikalietilsætning og recirkulation afhængig af den aktuelle belastning. Styringsformen påvirker ikke kun den biologiske drift – den er også meget energibesparende for sommerhusejeren, som vil kunne spare op til 80% på elregningen, når sommerhuset ikke besøges.

Projektet har haft speciel fokus på at udvikle en målemetode, som gør det muligt at måle den biologiske aktivitet i minirensesanlæggene, når disse ikke belastes igennem længere tid. Målemetoden – som benævnes batchforsøgsmetoden – består i, at der tilføres kemikalier direkte i de biologiske kamre, mens anlægget står stille, dvs. uden spildevandtilførsel. Metoden er med succes blevet anvendt i projektet og har givet et indblik i tilstanden af den biologiske funktion i minirensesanlæg, som ikke tilføres spildevand.

På baggrund af den forløbne udviklings- og forsøgsaktivitet i projektet kan følgende konkluderes:

1. BioKube har udviklet en speciel variant af minirensesanlægget Venus 1850 SOP, som er velegnet til drift i sommerhuse.
2. En speciel styring er udviklet til rensesanlægget – styringen er koblet på en nyudviklet flowføler, som kan registrere belastningen til rensesanlægget. Efter 48 timers ubelastet drift indstilles rensesanlægget på en måde, som konserverer biologien og tilfører den næring fra slamtanken. Via SMS-beskeder kan rensesanlægget sende driftsdata til BioKubes serviceorganisation, og rensesanlægget kan modtage sætpunkter for ændret driftsopsætning af rensesanlægget.
3. En ny målemetode – batchforsøgsmetoden – er blevet udviklet og testet på en række test- og forsøgsanlæg, som gør det muligt at måle et minirensesanlægs biologiske aktivitet (COD omsætning, nitrifikation) i ubelastet tilstand. Et batchforsøg kan gennemføres på seks timer og giver et detaljeret indblik i stofomsætning, proceskinetik, og indflydelsen fra koblede renseprocesser (heterotrofe og autotrofe renseprocesser i kombination).
4. BioKube har fået et indblik i, hvordan koblede renseprocesser påvirkes af hinanden. Således står det klart, at BioKubes flerkammersystemer nu kan designes og beregnes på en måde, som tilgodeser mere nitrifikation i renseprocessen.
5. Batchforsøgsmetoden har dokumenteret, at den biologiske rensefunktion ved en række sommerhus-minirensesanlæg er intakt, når en række forhold er opfyldt:
 - 1) Den mekaniske funktion (pumpning, beluftning og dosering) skal kunne opretholdes i rensesanlægget igennem vinterhalvåret.
 - 2) Fældningskemikallet Aluminat (basisk) skal tilsættes ved de minirensesanlæg, som er meget lavt belastet. PAX (surt) kan forsure vandkvaliteten og dermed stoppe den biologiske proces, idet alkalinitetsniveauet og i sidste instans pH-niveauet bliver for lavt.
6. Batchforsøg udført ved syv sommerhus-minirensesanlæg viste, at der var biologisk funktion i fem af rensesanlæggene efter en lang vinterperiode. Omsætningshastigheder målt af COD og ammonium i disse fem anlæg viste varierende grader af aktivitet, som typisk var afhængig af, hvor længe rensesanlægget havde stået stille. I lavt belastede minirensesanlæg er det vigtigt, at den mekaniske funktion er intakt, og at Aluminat benyttes som fæld-

ningskemikalie, da Aluminat hæver alkalinitetsniveauet samt pH-niveauet, hvilket er gavnligt for den biologiske renseproces. Ved to sommerhus-minirensesanlæg var den biologiske aktivitet død – forklaringen syntes at være en kombination af lav belastning og lav alkalinitet/pH.

7. Batchforsøg udført på et **lavtbelastet Venus 1850 SOP testanlæg** viste, at en nitrifikationshastighed på ca. 0,7 – 1,0 g NH₄-N/m²/d (10°C) kan opnås i begge biologiske kamre – hastighederne er ikke umiddelbart påvirkede af tilstedeværelse af let omsætteligt COD. Omsætningshastigheden af COD er i forsøgene blevet bestemt til 10 g COD/m²/d. Vurderingen er, at en lavtbelastet renseproces vil opbygge en mindre bakteriekoncentreret biofilm, som gør fuld nitrifikation i anlæggets COD belastede kammer mulig/optimal, så længe iltkoncentrationsniveauet er højt (80-90% iltmætning).
8. Batchforsøg udført på et **højtbelastet forsøgsanlæg (B5)** viste, at en nitrifikationshastighed på ca. 2,5 g NH₄-N/m²/d (15°C) kan opnås i de biologiske kamre, som ikke forud for forsøget havde været belastet med COD. De høje omsætningshastigheder kan kun opnås i kraft af et højt iltkoncentrationsniveau (ca. 90% iltmætning), idet ilt er styrende for både COD omsætning og nitrifikationsprocessen. I de kamre, som forud for forsøget havde været COD belastede, var nitrifikationsprocessen stærkt reduceret (50-80% reduktion, ca. 0,5 – 1,0 g NH₄-N/m²/d) i forhold til de maksimale nitrifikationshastigheder, som kunne opnås, når COD og ammonium blev tilsat processen. Den maksimale omsætningshastighed af COD er i forsøgene blevet bestemt til 40-45 g COD/m²/d i de højt belastede kamre, mens den maksimalt mulige COD omsætning i kamre med lav COD belastning faldt til ca. 20 – 25 g COD/m²/d. Vurderingen er ligeledes her, at en lavtbelastet renseproces vil opbygge en mindre bakteriekoncentreret biofilm, som mindsker de maksimale omsætningshastigheder, der kan opnås.
9. Den vigtigste procesmæssige erkendelse i projektet er, at populationsdynamik i biofilm er afgørende for biofilmens effektivitet.
Heterotrofe bakterier vil altid udkonkurrere de autotrofe (nitrificerende) bakterier, når et rensesanlæg belastes hårdt med organisk stof.
Omvendt vil et lavt belastet rensesanlæg opnå en mindre bakterietæt biofilm og dermed blive mere "sløv" i forhold til de biologiske omsætningshastigheder.

11. Referencer

- Andersson, B.; Aspegren, H.; Parker, D. S.; Lutz, M. P. (1994). High rate nitrifying trickling filters. *Wat Sci Tech* Vol. 29, No. 10 – 11, pp.47 – 52.
- Boller, M.; Gujer, W. (1986). Nitrification in tertiary trickling filters followed by deep-bed filtration. *Wat. Res.* Vol. 20, No. 11, pp. 1363 – 73.
- Boller, M.; Tschui, M.; Gujer, W. (1997). Effects of transient nutrient concentrations in tertiary biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 36, No. 1, pp. 101 – 110.
- Brock, T., D.; Madigan, M., T. (1991). Biology of microorganisms, 6.th edition. Prentice-Hall International, Inc.
- Campos, J. L.; Mendez, R.; Lema, J. M. (2000). Operation of a nitrifying activated sludge airlift reactor (NASA) without biomass carrier. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 41, No. 4 – 5, pp. 113 – 120.
- Canler, J. P.; Perret, J. M. (1994). Biological aerated filters: Assessment of the process based on 12 sewage treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10 – 11, pp. 13 – 22.
- Frijters, C. T. M. J.; Eikelboom, D. H.; Mulder, A.; Mulder, R. (1997). Treatment of municipal wastewater in a CIRCOC[®] airlift reactor with integrated denitrification. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 36, No. 1, pp. 173 – 182.
- Henze, M.; Harremoës, P.; la Cour Jansen, J.; Arvin, E. (1995). Wastewater treatment – Biological and chemical. Springer Verlag, Berlin.
- Janning, K. F. (1998). Hydrolysis and oxidation of particulate organic matter in biofilm. Ph.D. thesis, Technical University of Denmark.
- La Cour Jansen, J.; Jepsen, S. –E.; Laursen, K. D. (1994). Carbon utilization in denitrifying bio-filters. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10 – 11, pp. 101 – 110.
- Johnson, C. H.; Page, M. W.; Blaha, L. (2000) Full scale moving bed biofilm reactor results from refinery and slaughterhouse treatment facilities. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 41, No. 4 – 5, pp. 401 – 408.
- Lazarova, V.; Manem, J. (1994). Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective bio-film activity control. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10 – 11, pp. 319 – 328.
- Loosdrecht, M. C. M.; van Benthum, W. A., J.; Heijnen, J. J. (2000). Integration of nitrification and denitrification in biofilm airlift suspension reactors. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 41, No. 4 – 5, pp. 97 – 104.
- Parker, D. S.; Lutz, M. P.; Dahl, R.; Bernkopf, S. (1989). Enhancing reaction rates in nitrifying trickling filters through biofilm control. *Journ. WPCF.* Vol. 61, pp. 618 – 631.
- Payraudeau, M.; Paffoni, C.; Gousailles, M. (2000). Tertiary nitrification in an upflow biofilter on floating media: Influence of temperature and COD-load. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 41, No. 4 – 5, pp. 21 – 27.

Pujol, R.; Hamon, M.; Kandel, X.; Lemmel, H. (1994). Biofilters: flexible, reliable biological reactors. . *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10 – 11, pp. 33 – 38.

Pujol, R.; Tarallo, S. (2000). Total nitrogen removal in two-step biofiltration. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 41, No. 4 – 5, pp. 65 – 68.

Rusten, B.; Hellstrom, B. G.; Hellstrom, F. (2000). Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 41, No. 4 – 5, pp. 13 – 20.

Tschui, M.; Boller, M.; Gujer, W. Eugster, J.; Mäder, C.; Stengel, C. (1994). Tertiary nitrification in aerated biofilters. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10 – 11, pp. 53 – 60.

Æsøy, A.; Ødegaard, H. Bentzen, G. (1998). The effect of sulphide and organic matter on the nitrification activity in a biofilm process. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 37 No. 1 pp. 115-122

12. Bilag

12.1 BioKube ETV Verifikation

[Link til Miljøstyrelsens hjemmeside](#) / [Link til BioKube](#)

12.2 BioKube wastewater treatment systems technical process documentation.

[Link til BioKubes hjemmeside](#)

12.3 BioKube certificering efter CEN 12566-6

[Link til BioKubes hjemmeside](#)

Renseanlæg til sommerhuse og rekreativ service industri

Der er et stort behov for rensning af spildevand fra sommerhuse. I Danmark er der op imod 200.000 sommerhuse og for mange af disse renses deres spildevand ikke. Central kloakering til store renseanlæg er problematisk pga. det ofte beskedne vandforbrug. Decentrale renseanlæg har været anset som kun delvis egnede til opgaven da formodningen har været, at biologien i renseanlægget ville dø når huset var uden beboelse i vinterhalvåret.

BioKube udviklet og patenteret en minirensanlæg, der er velegnet til sommerhuse. Ved dette MUDP projekt er det dokumenteret at: Et BioKube minirensanlæg installeret ved et sommerhus vil overholde udledningskravene selv om det ikke tilledes spildevand fra huset i vinterperioden, udledningskravene vil være overholdt fra dag et, hvor huset atter tilledes spildevand. BioKube anlægget kan automatisk uden bruger intervention sættes i "spare mode" i perioder, hvor der ikke tilledes anlægget spildevand. Når BioKube anlægget fungerer i "Spare mode" nedsættes strømforbruget med ca. 80 %.

At BioKube minirensanlæg er velegnet til sommerhuse er verificeret ved det ETV (Environmental Technology Verification) projekt BioKube har gennemført i 2016 – 2017. Denne ETV-verifikation er ligeledes udgivet af Miljøstyrelsen.

Behovet for ETV Verifikationen hænger sammen med at certificering af små renseanlæg efter den europæiske standard CEN 12566-3 kun omfatter en ferieperiode på 14 dage og dermed ikke dækker sommerhuse uden beboelse i længere tid. Den generelle CE-mærkning af et renseanlæg dækker dermed kun benyttelsen i et helårshus men ikke anvendelsen ved et sommerhus.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk