

# Forsøg med rensning af spildevand i det åbne land i beplantede filteranlæg

# Forsøg med rensning af spildevand i det åbne land i beplantede filteranlæg

Hans Brix og Carlos A. Arias  
Biologisk Institut, Aarhus Universitet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

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.

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>7</b>
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>9</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>11</b>
1.1 PROJEKTETS BAGGRUND	11
1.2 PROJEKTETS FORMÅL	11
1.3 PROJEKTETS INDHOLD	11
<b>2 VALG AF VÆRTSANLÆG</b>	<b>13</b>
2.1 UDVÆLGELSESKRITERIER	13
2.2 TRIGE RA	13
2.3 SPILDEVANDETS STOFSAMMENSÆTNING	14
<b>3 DESIGN OG OPBYGNING AF FORSØGSANLÆG</b>	<b>15</b>
3.1 OVERORDNEDE DESIGNFORUDSÆTNINGER OG PRINCIPPER FOR FORSØGSANLÆG	15
3.2 ETABLERING AF FORSØGSANLÆGGET.	17
3.3 OPBYGNING AF FILTERET	18
3.3.1 <i>Valg af filtergrus</i>	19
3.4 RØR VENTILER OG BRØNDE.	20
3.5 ANLÆGGETS FRIHEDSGRADER	21
3.6 INSTRUMENTERING, DATALOGNING OG OVERVÅGNING	21
<b>4 FORSØGSBESKRIVELSE</b>	<b>23</b>
4.1 FORSØGSSERIER	23
4.2 HYDRAULISKE UNDERSØGELSER	23
4.3 MÅLEKAMPAGNER	23
4.4 PRØVETAGNING	24
4.5 ANALYSE	24
<b>5 DRIFTSRESULTATER</b>	<b>26</b>
5.1 HYDRAULISKE TESTS	26
5.1.1 <i>Bundfældningstank</i>	26
5.1.2 <i>Hele anlægget uden recirkulering</i>	26
5.1.3 <i>Hele anlægget med recirkulering</i>	27
5.2 TEMPERATUR	28
5.3 ILMÆTNING	28
5.4 SUSPENDEREDE STOFFER	29
5.5 BIOKEMISK ILTFORBRUG (BI <sub>5</sub> )	30
5.5.1 <i>Omsætningskinetik</i>	31
5.6 KVÆLSTOF	33
5.6.1 <i>Ammonium</i>	33
5.6.2 <i>Nitrat</i>	34
5.6.3 <i>Total-kvælstof</i>	35
5.7 FOSFOR	36
5.8 KALCIUM AND PH	38
5.9 INDIKATOR BAKTERIER	39

5.10	SAMLET VURDERING AF ERFARINGER FRA FORSØGSANLÆGGET I TRIGE	40
5.10.1	<i>Temperatur og frostbeskyttelse</i>	40
5.10.2	<i>Vandbelastning</i>	40
5.10.3	<i>Iltmætning</i>	40
5.10.4	<i>Suspenderede stoffer</i>	41
5.10.5	<i>Biokemisk iltforbrug</i>	41
5.10.6	<i>Nitrifikation</i>	41
5.10.7	<i>Fosfor</i>	42
<b>6</b>	<b>FULDSKALA ANLÆG TIL ENKELTHUSSTAND</b>	<b>43</b>
6.1	DESIGN PARAMETRE	43
6.2	DIMENSIONERINGS PARAMETRE	44
6.3	ANLÆGSDESIGN	44
6.4	ETABLERINGEN AF FULDSKALAAANLÆGGET.	45
6.5	FILTERMEDIUM	47
6.6	FOSFORFILTER	48
6.7	ØKONOMI	48
<b>7</b>	<b>DRIFTSRESULTATER FRA MOSEHUSET</b>	<b>50</b>
7.1	DRIFT OG ANALYSEPROGRAM	50
7.2	RESULTATER	51
7.2.1	<i>Vandforbrug</i>	51
7.2.2	<i>Temperatur</i>	51
7.2.3	<i>Ilt</i>	52
7.2.4	<i>Suspenderet stof</i>	53
7.2.5	<i>Biokemisk iltforbrug</i>	53
7.2.6	<i>Ammonium</i>	54
7.2.7	<i>Nitrat</i>	54
7.2.8	<i>Total kvælstof</i>	55
7.2.9	<i>Fosfor</i>	56
7.2.10	<i>Kalcium, ledningsevne og pH</i>	57
7.3	BELASTNINGSOPGØRELSE	58
7.4	SAMMENLIGNING AF UDLEDNING MED RENSEKLASSER	59
7.5	KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	60
<b>8</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>62</b>

# Forord

Denne rapport er udarbejdet under Aktionsplanen for fremme af Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning, tema 1: Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land. Projektet er udført i samarbejde mellem Biologisk Institut, Afdeling for Botanisk Økologi, Aarhus Universitet og Envicare Aps.

Projektets overordnede formål er at fremskaffe det fornødne datagrundlag for at udarbejde retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg i det åbne land. Resultaterne af gennemførte undersøgelser udført over en to års periode i et forsøgsanlæg samt i et fuldskala anlæg ved en enkelthusstand beskrives i denne rapport. Rapporten vil, sammen med resultaterne af tidligere undersøgelser, danne basis for udarbejdelse af retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg i det åbne land. I retningslinierne vil principperne bag anlæggenes opbygning, udformning og dimensionering blive beskrevet i detaljer. Retningslinierne er under udarbejdelse.

Projektet har haft en følgegruppe bestående af:

Mogens Kaasgaard (Miljøstyrelsen)  
Ann Marie Eilersen (DTU)  
John Sørensen/Kim H. Meilstrup (Miljøkontoret, Århus Kommune)  
Lisbeth Gervin (Københavns Energi)

Arbejdsgruppen har bestået af Hans Brix og Carlos A. Arias, Biologisk Institut, Aarhus Universitet, og Niels-Henrik Johansen, Envicare Aps.

Arbejdsgruppen vil gerne takke følgegruppen for et godt og konstruktivt samarbejde.

Århus Kommune er vært for forsøgsanlægget ved Trige renseanlæg, og har velvilligt stillet deres faciliteter på renseanlægget til rådighed. Vi takker Louis Landgren og det øvrige driftspersonale ved Egå renseanlæg for godt samarbejde.

Thomas Holst Christensen og Marianne Freiberg, Mosehuset, Mørke, takkes for velvilligt samarbejde i forbindelse med etablering og prøvetagning i deres renseanlæg.

Flere enkeltpersoner og virksomheder har velvilligt bidraget til undersøgelsens gennemførelse: Damolin A/S, BV Electronic A/S, Pumpex A/S, Uponor A/S, Danfoss A/S, MJK Automation A/S og August Olsens Efterfølger. Vi vil benytte lejligheden til at takke alle disse bidragsydere.

Marts 2003



# Sammenfatning og konklusioner

## Baggrund og formål

Spildevandet fra den spredte bebyggelse i det åbne land skal renses bedre for at mindske forureningen af vandløb og søer. Den foretrukne renseløsning er nedsivning, men i mange områder er nedsivning ikke mulig på grund af dårlige jordbundsforhold, høj grundvandsstand eller drikkevandsinteresser. Derfor er der behov for at udvikle nye lavteknologiske rensemetoder, der fungerer effektivt og stabilt.

Tidligere undersøgelser har vist at en ny type af grønne renselanlæg, hvor spildevandet fordeles på overfladen af anlægget og siver ned til et dræn i bunden af anlægget, vil kunne opfylde de nye renskrav i det åbne land. Denne anlægstype betegnes beplantede filteranlæg med vertikalt flow. Der var imidlertid endnu ikke tilstrækkelig viden om den nødvendige anlægsstørrelse, ligesom der manglede udviklingsarbejde for at forbedre rensningen for fosfor. Nærværende projekt tager afsæt i den tidligere undersøgelse, og søger at fastlægge nødvendig anlægsstørrelse og at udvikle et filter til fjernelse af fosfor.

Projektets overordnede formål er at frembringe den nødvendige dokumentation for at udarbejde retningslinier for beplantede filteranlæg op til 30 PE. Det forventes, at der kan etableres beplantede filteranlæg, der opfylder bedste rensklasse, dvs. 95% reduktion af BI<sub>5</sub>, 90% reduktion af total fosfor og 90% nitrifikation.

## Undersøgelsen

Der er udført en række undersøgelser i et forsøgsanlæg opbygget ved et traditionelt renselanlæg. Derudover er der etableret et fuldskala anlæg til behandling af spildevandet fra en enkelt husstand. I forsøgsanlægget er filteranlæggets renssevne ved forskellige belastningsforhold undersøgt for at bestemme nødvendig anlægsstørrelse, og der er eksperimenteret med recirkulering af afløbsvand i anlægget for at forbedre renssevnen og fjernelsen af kvælstof. Der er opbygget en særlig filterenhed med kalcit til fjernelse af fosfor. Princippet i fosforfilteret er, at filtermaterialet har kapacitet til at binde fosfor i et år, hvorefter materialet skal skiftes ud. Dette kan ske samtidig med den årlige tømning af bundfældningstanken.

På basis af de første erfaringer fra forsøgsanlægget blev der i 2002 bygget et anlæg i fuld skala til rensning af spildevandet fra en husstand med 4 personer. Anlægget består af en 2 m<sup>3</sup> bundfældningstank, en niveaustyret pumpe, et 15 m<sup>2</sup> stort beplantet filter med vertikalt flow og en filterbrønd opbygget i kalcit til fjernelse af fosfor. Der er etableret mulighed for recirkulering af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken. Anlæggets renssevne er blevet fulgt både med og uden recirkulering.

## Hovedkonklusioner

Undersøgelserne i forsøgsanlægget viste, at beplantede filteranlæg med vertikalt flow har en stor kapacitet til at fjerne spildevandets organiske indhold og til at nitrificere ved anvendelse af forholdsvis små arealer (< 2m<sup>2</sup>/person). Recirkulering af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken forbedrer anlæggets renssevne betydeligt og stabiliserer driften. Recirkulering øger også fjernelsen af kvælstof



ved denitrifikation. Fosfor kan fjernes effektivt i en filterenhed opbygget af kalcit. Der skal sikres en tilstrækkelig lang kontakttid i kalcitfilteret, og der kan opstå problemer med tilklogning efter lang tids drift, hvis filteret overbelastes hydraulisk.

Renseeffekten i fuldskalaanlægget var god, men afløbskoncentrationer opfylder ikke lovgivningens strengeste SOP rensklasse (10 mg/L  $BI_5$ (mod) og 5 mg/L  $NH_4$ -N). Dette skyldes formodentligt at spildevandet var meget koncentreret, at filtertykkelsen kun var 80 cm og at det anvendte filtergrus var for groft. Recirkulering af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken resulterede i lavere afløbskoncentrationer. Fosfor filteret er ikke placeret optimalt i anlægget, idet recirkuleringen formindsker vandets kontakttid i filteret. I nye anlæg skal fosforfilteret placeres ved afløbet, således at recirkuleret spildevand ikke passerer filteret. Resultaterne tyder på, at filterenheden skal være større end anvendt her, såfremt der skal være bindingskapacitet til et års drift.

Samlet viser undersøgelserne, at beplantede filteranlæg kan anvendes til rensning af spildevand i det åbne land og formodentligt kan opfylde den strengeste SOP rensklasse. Anlægget er lille og kompakt og rensprocesserne robuste. Prismæssigt er anlægget sammenligneligt med nedsivningsanlæg. Etableringsprisen for et anlæg til behandling af spildevand fra en enkelt husstand er ca. 25.000 kr + moms (eksklusive bundfældning).

# Summary and conclusions

## **Project background and objectives**

New legislation requires that sewage produced in rural areas be treated adequately in order to improve the environmental conditions in streams and lakes. The preferred disposal solution in rural areas in Denmark is soak-aways (soil infiltration). But at many sites it is not possible to use soak-aways because of clayish soil conditions or high water tables. There is therefore a need to develop new and effective on-site treatment technologies.

Previous studies have shown that compact subsurface flow constructed wetland systems with vertical flow will be able to meet the treatment requirements in rural areas. However, knowledge concerning the required size of the systems is still lacking, and further work is needed to improve the capacity of the systems to remove phosphorus.

The overall aim of the present study is to provide the necessary background documentation for the development of official guidelines for the design and construction of vertical flow constructed wetland system for use in rural areas. It is expected that the systems will be able to meet the most stringent treatment class, i.e. 95% removal of BOD, 90% nitrification and 90% removal of phosphorus.

## **Methods**

In order to clarify the area requirement under Danish conditions, an experimental vertical flow constructed wetland system was established at a traditional municipal wastewater treatment plant, ensuring that the loading rate can be manipulated as desired. The system consists of a 10-m<sup>2</sup> and a 5-m<sup>2</sup> vertical flow constructed wetland. The two vertical beds can be loaded in series (in any order) or in parallel. The wastewater is pre-treated in a 2-m<sup>3</sup> three-chamber sedimentation tank before application to the beds. Part of the effluent can be recirculated to the sedimentation tank in order to enhance denitrification. The experimental system also comprises three filter-units in series containing calcite and with vertical upflow to study the removal of phosphorus. Different loadings and operation regimes have been tested in the experimental system.

Based on the initial experience from the experimental system, a full-scale system for a single house with four persons was set up. The system consists of a 2-m<sup>3</sup> three-chamber sedimentation tank, a level-controlled pump, a 15-m<sup>2</sup> vertical flow constructed wetland followed by a filter-unit containing calcite for the removal of phosphorus. Effluent from the system can be recirculated to the sedimentation tank to enhance removal of total-nitrogen by denitrification. The performance of the single-household system has been monitored under conditions with recirculation as well as without recirculation.

## **Main conclusions**

The studies in the experimental system showed that vertical flow constructed wetland systems have a high capacity to remove BOD and to nitrify the wastewater using a relatively small area of land (<2 m<sup>2</sup>/person). Recirculation of effluent to the sedimentation tank improves and stabilises the performance of the system and enhances the removal of nitrogen by denitrification. Phosphorus can be removed in a separate filter unit with calcite. The residence time in the calcite filter must be sufficient for the binding processes to occur. At high hydraulic loading rates, the filter showed decreased performance and symptoms of clogging.

The removal performance of the full-scale single household system did not fulfil the outlet concentration requirements applying in the most stringent treatment class, i.e. BOD(mod)< 10 mg/L, NH<sub>4</sub>-N < 5 mg/L and total-P < 1,5 mg/L. The reason for the lack of compliance with the standard is probably that the sewage loaded onto the system was very concentrated, that the filter layer was too shallow, and that the filtersand in the bed was too coarse. Recycling of effluent to the sedimentation tank resulted in lower outlet concentrations. The position of the phosphorus filter in the system was not optimal, because recirculation in the system increased the water flow through the filter and hence decreased the residence time. In future constructions, the P-filter should be placed at the outlet, in order to avoid the effects of recirculation. The results also indicate that the size of the P-filter unit should be extended to achieve sufficient capacity for removal of phosphorus for a period of one year.

The project documents that constructed wetland systems with vertical flow is an attractive treatment option in rural areas, and that the systems, if correctly designed and constructed, are probably capable of meeting the most stringent treatment standards. The vertical flow system is small and compact, and the removal performance is robust. The costs of construction for a single-house system are at the same level as the costs of a soak-away system.

Results from this projects have been presented at the 8<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 2002, Arusha, Tanzania /1-4/

# 1 Indledning

## 1.1 Projektets baggrund

Miljøstyrelsen gennemførte i 2001 /5/ en undersøgelse med det overordnede formål, at tilvejebringe det nødvendige datagrundlag for at udarbejde retningslinier for design af grønne renseanlæg for mindre udledere (<30 PE). Anlæggene skulle kunne opfylde myndighedernes krav om rensning til en bestemt rensklasse (reduktion af BI<sub>5</sub>, total-P og nitrifikation) i henhold til spildevandsbekendtgørelsen. Undersøgelsen fandt, at en ny type grønne renseanlæg, beplantede filteranlæg med vertikalt flow, vil kunne opfylde alle rensklasser (dvs. 95% reduktion af BI<sub>5</sub>, 90% reduktion af total fosfor, og 90% nitrifikation). Der var imidlertid endnu ikke tilstrækkelig viden om den nødvendige anlægsstørrelse, ligesom der manglede udviklingsarbejde for at forbedre rensningen for fosfor. Nærværende projekt tager afsæt i den tidligere undersøgelse med henblik på at dokumentere nødvendig anlægsstørrelse og design af fosfor filter.

## 1.2 Projektets formål

Projektets overordnede formål er at frembringe den nødvendige dokumentation for at udarbejde retningslinier for beplantede filteranlæg op til 30 PE. Det forventes, at der kan etableres beplantede filteranlæg, der opfylder bedste rensklasse, dvs. 95% reduktion af BI<sub>5</sub>, 90% reduktion af total fosfor og 90% nitrifikation.

Projektet umiddelbare formål er:

- at dokumentere og demonstrere i fuldskala (5 personækvivalenter), at plantebaserede anlæg med vertikalt flow har en effektiv reduktion af BI<sub>5</sub> (>95%) og nitrifikation (>90%) under danske forhold
- at fastlægge nødvendig anlægsstørrelse for at opfylde et skærpet krav til reduktion af organisk stof og nitrifikation i beplantede filteranlæg under danske forhold
- at fastlægge størrelse, opbygning, placering og driftssikkerhed af et kalcit-filter til binding af fosfor i plantebaserede renseanlæg (>90% rensning for fosfor). Herunder at klarlægge mulige uønskede sideeffekter (f.eks. forhøjet pH i afløb)
- at klarlægge muligheden for etablering af udvidet kvælstoffjernelse i beplantede filteranlæg. Kvælstoffjernelsen opnås ved denitrifikation i bundfældningstanken. Nitrificeret afløbsvand recirkuleres tilbage til første kammer i bundfældningstanken, og kvælstof omdannes til frit kvælstof ved denitrifikation og frigives til atmosfæren som N<sub>2</sub>.

## 1.3 Projektets indhold

Projektet omfatter undersøgelser i et beplantet filteranlæg med vertikalt flow opbygget som forsøgsanlæg på et traditionelt renseanlæg. I forsøgsanlægget kan flowmønstre, belastning, grad af recirkulering, mv., kontrolleres og varieres med henblik på at klarlægge anlæggets funktion og kapacitet. Derudover er der i projektets sidste år etableret et fuld-skala anlæg ved en husstand med fire personer

for at dokumentere anlægstypens funktion og renseeffekt under helt realistiske belastningsforhold.

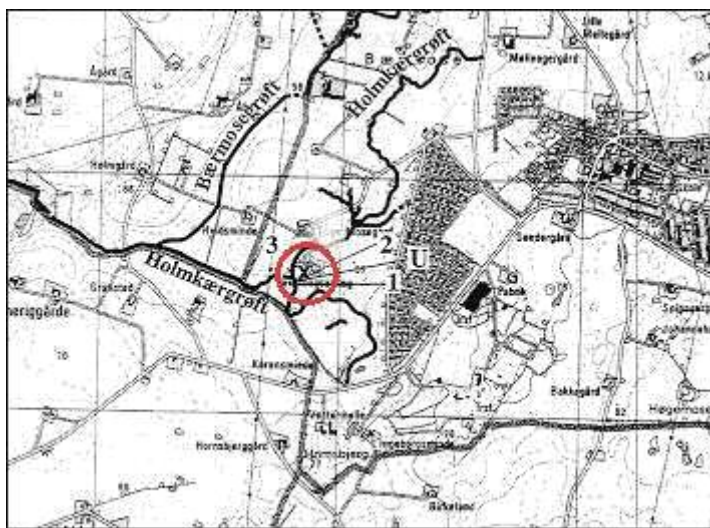
## 2 Valg af værtsanlæg

### 2.1 Udvalgelseskriterier

I forbindelse med udvælgelse af værtsanlæg for forsøgsanlægget, blev flere alternativer i Århus kommune undersøgt. Et væsentligt kriterium ved udvælgelsen var tilgængelighed af ubehandlet spildevand med en sammensætning der ligner sammensætningen ved enkelthusstande. Endvidere skulle de fysiske forhold være tilstede for opførelse af forsøgsanlægget samt drift i to år. På baggrund af denne screening blev Trige RA, i samråd med Århus Kommune, udvalgt som lokalitet for forsøgsanlægget.

### 2.2 Trige RA

Trige renselanlæg er beliggende ca. 15 km nord for Århus og modtager spildevand fra byen Trige (Figur 2.1). Renselanlægget er dimensioneret til 5000 PE, men den aktuelle belastning er noget mindre. Anlægget er et mekanisk-biologisk-kemisk renselanlæg med nitrifikation og denitrifikation (Figur 2.2). Anlægget tilhører Århus Kommune.



Figur 2.1 Beliggenheden af Trige RA nord for Århus



Figur 2.2 Trige renselanlæg, Århus Kommune

### 2.3 Spildevandets stofsammensætning

Trige renselanlæg modtager næsten udelukkende spildevand fra et boligområde. Spildevandet tilledes ved gravitation med kun få pumpestationer i oplandet. Oplandet er delvis fælleskloakeret, hvilket betyder, at det tilledte spildevand er påvirket af nedbørsforholdene. Spildevandet tilledes en måle- og prøvetagningsbrønd, hvor ubehandlet spildevand kan udtages til forsøgsanlægget. Den gennemsnitlige koncentration af forurenende stoffer i spildevandet svarer nogenlunde til det forventelige ved enkelthusstande (Tabel 2.1). Dog kan spildevandet i perioder med megen nedbør være kraftigt fortyndet.

Tabel 2.1 Trige Renselanlæg – tilløbsværdier for 2000.

	Flow	COD	COD-F	Total-N	NH <sub>4</sub>	Total-P	PO <sub>4</sub> -P	TSS
	m <sup>3</sup> /d	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
middel	743	512	224	49,8	34,0	12,4	7,8	302
stdafv	330	242	97	22,9	16,6	6,7	4,8	179
min	311	48	18	9,3	3,7	2,8	1,1	52
maks	2221	1077	407	102	65,3	33	24,5	768
antal	366	51	51	50	51	51	51	51

# 3 Design og opbygning af forsøgsanlæg

## 3.1 Overordnede designforudsætninger og principper for forsøgsanlæg

De overordnede designforudsætninger for forsøgsanlægget er valgt ud fra, at renseanlægget skal kunne etableres og vedligeholdes af den enkelte bruger. Forsøgsanlægget er derfor designet med hensyntagende til nedenstående punkter.

1. Anlægget skal være nemt at etablere og med anvendelse af lokale tilgængelige materialer.
2. Anlægget skal kræve ingen, eller kun ringe, vedligeholdelse.
3. Elektricitet forventes at være tilgængeligt (240 V).
4. Forbehandling af spildevand foretages i en 2 m<sup>3</sup> tre-kammer bundfældningstank.

Anlægsudgifterne bør være sammenlignelige med lignende lavteknologiske anlæg for enkelthusstande (sandfiltre, nedslivningsanlæg og pileanlæg). Det er derfor et mål, at de totale anlægsudgifter (inkl. bundfældningstank) ikke overstiger 35.000 kr.

Ovenstående hensyn har ført til følgende design principper:

1. Bedste resultater forventes opnået ved anvendelse af vertikalt flow i det beplantede filter.
2. Det anvendte filtermedium skal være vasket groft sand eller fint grus for at sikre gode hydrauliske egenskaber.
3. Filterets dybde er en vigtig parameter og skal mindst være én meter.
4. Det vertikale filter opbygges som et aerobt filter, hvorfor en effektiv opsamling af behandlet spildevand fra bunden af filteret er vigtig.
5. Opsamlingsdrænet i filterets bund skal være passivt luftet, således at filteret får tilført ilt fra bunden.
6. Fordelersystemet på toppen af det vertikale filter skal fordele spildevandet jævnt over hele filterets overflade.
7. Tilførslen af spildevand til filteret skal foretages som pulsbelastninger for at sikre god fordeling og en periodisk beluftning af den biofilm, som sidder på filtermediet. Dette opnås bedst ved anvendelse af en pumpe.
8. Rør, brønde og fordelersystemet på filteroverfladen, skal sikres mod frost.
9. Filtret skal beplantes med tagrør (*Phragmites australis*) for at sikre en mekanisk bearbejdning af filtermatrixen, således at tilstopning modvirkes.
10. Spildevandet skal forbehandles i en tre-kammer bundfældningstank før det tilledes filteret.
11. For anlæg, som har krav til fosforfjernelse, bør filtermaterialet have et højt indhold af kalcium.
12. For at kunne sikre en konstant og kontrollerbar fosforreduktion, skal anlæg med krav til fosfor kunne udbygges med en separat filterenhed indeholdende et udskifteligt materiale med høj fosforbindingskapacitet.
13. For at kunne opnå en høj fjernelse af total kvælstof, vil det være nødvendigt at recirkulere det rensede spildevand tilbage til det anaerobe første kammer i bundfældningstanken.
14. Tilstopning af filtret kan undgås gennem optimal udvælgelse af filtermedie og hydraulisk belastningsmønster.

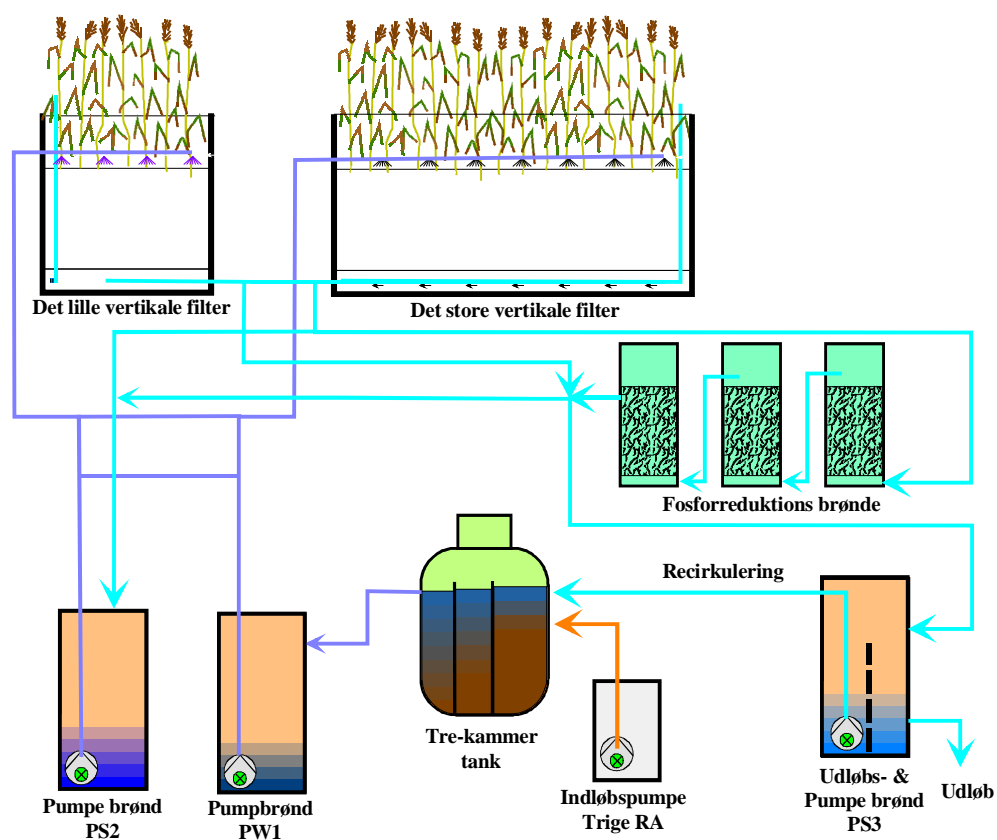


For at kunne foretage en kvantitativ bestemmelse af ovenstående designprincipper blev forsøgsanlægget designet med mulighed for at variere og undersøge:

- Effekten af belastningsforhold
- Effekten af enkelt kontra to-trins vertikal filtrering i serie
- Fosforbinding i et kalcit-baseret filter
- Effekten af recirkulation

Forsøgsanlæggets generelle opbygning.

Figur 3.1 viser forsøgsanlæggets layout. Forsøgsanlægget inkluderer en 2 m<sup>3</sup> bundfældningstank, to beplantede bede med vertikalt flow, hvor det ene er dobbelt så stort som det andet, tre brønde til fosfor-fjernelse, fire pumper, der muliggør forskellige driftsmønstre samt diverse flowregulerings- og afspærringsventiler.

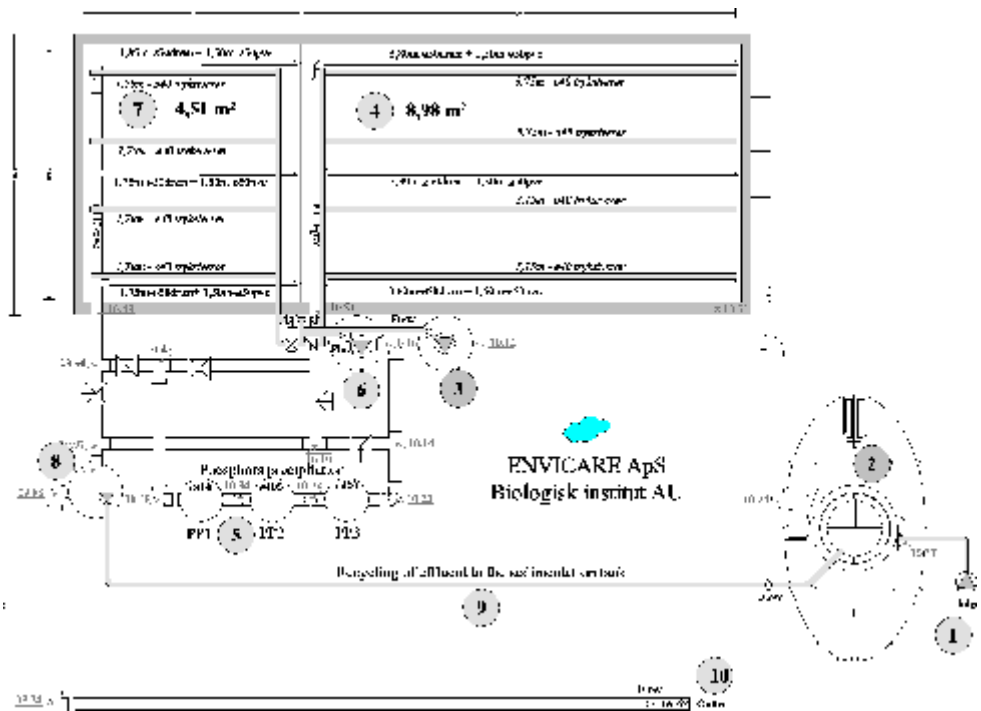


Figur 3.1. Schematisk layout af forsøgsanlægget ved Trige RA

### 3.2 Etablering af forsøgsanlægget.

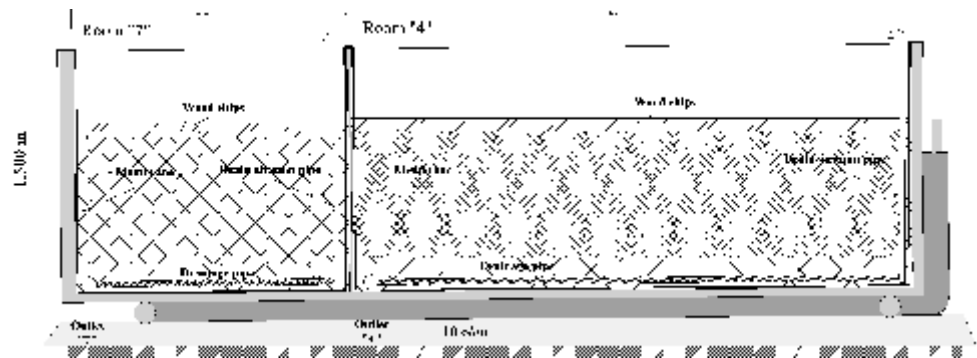
Forsøgsanlægget er opbygget i en standard 20-fods container, der er opdelt i to individuelle celler, som udgør henholdsvis 1/3 og 2/3 af containerens volumen. Dimensionen på det lille filter er 2,28 m x 1,98 m, svarende til et effektivt overfladeareal på 4,51 m<sup>2</sup>, mens dimensionen på det store filter er 2,28 m x 3,94 m, svarende til et overfladeareal på 8,98 m<sup>2</sup>. Hver celle er sikret mod udsivning med en 0,75 mm polyethylen membran. Containeren blev opstillet med et 10‰ fald. Filteroverfladen er etableret uden fald. Drænledningerne i bunden af de to bede er forbundet til lodretstående udluftningsrør for at muliggøre konvektion af luft til bunden af filteret. Filteret er konstrueret således, at alt vand straks afdrænes fra

filteret. Figur 3.2 viser en plan over forsøgsanlægget med angivelse af de enkelte komponenter.



Figur 3.2. Teknisk plantegning af forsøgsanlægget ved Trige RA. Forsøgsanlægget indeholder følgende delkomponenter: (1) Indløbspumpe, som føder forsøgsanlægget med ubehandlet spildevand; (2) 2-m<sup>3</sup> trekammer bundfældningstank; (3) Første pumpebrønd, som kan føde de to beplantede bede (vertikale filtre) med bundfældet spildevand; (4) Det store vertikale filter; (5) Tre serieforbundne fosforfælningsbrønde; (6) Anden pumpebrønd, der muliggør serial rensning i to vertikale filtre; (7) Det lille vertikale filter. (8) Afløbsbrønd med pumpe for recirkulering; (9) Rørføring for recirkulering af afløbsvand til første kammer i bundfældningstanken; (10) Udløb.

Figur 3.3 viser et tværsnit af containeren indeholdende de to vertikale bede med membran, drænsystem og filteropbygning. Det skal understreges, at forsøgsanlægget ikke afspejler forventningen til hvordan fuldskala anlæg skal konstrueres, men alene er konstrueret ud fra et ønske om at kunne teste et stort antal forskellige driftsscenarier.



Figur 3.3. Tværsnit af forsøgsanlæg som viser opbygningen af de to vertikale filtre.

Anlægsarbejdet på forsøgsanlægget blev påbegyndt primo april 2001. De følgende billeder (Figur 3.4 til Figur 3.12) viser den egentlige opbygning.



**Sandpude med  
10 % fald**

Figur 3.4 Sandpude med 10 % fald for fundament til container under opbygning.

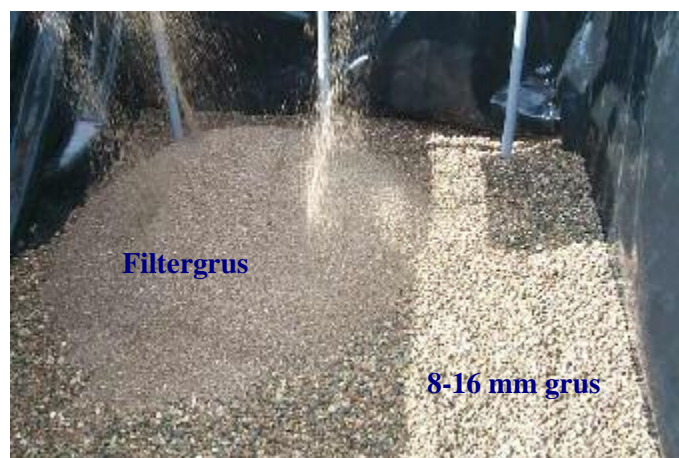


**Udluftning af  
drænsystem**

Figur 3.5 Containeren er blevet foret med en 0,75 mm membran. Bunddræn er etableret i de to celler.

### 3.3 Opbygning af filteret

Mediet i de to beplantede filtre blev opbygget af to forskellige gruslag. Bundlaget blev opbygget af et 20 cm tykt lag af vasket grus i størrelsen 8-16 mm, og har til formål dels af dække drænrørene, og dels at sikre en god afdræning og beluftning af filteret. Over drænlaget er der udlagt et 0,9 m tykt lag grus fra en nærliggende grusgrav. Den effektive filterhøjde, det vil sige fra filtertop til overkant på drænrør i bunden af filtret, er 1,0 m.



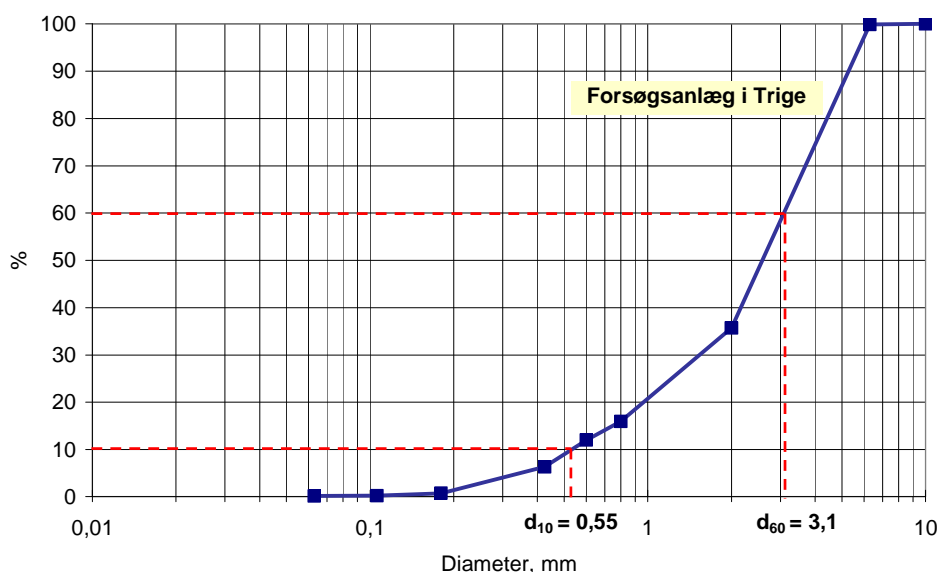
Figur 3.6 Filterets nederste 20 cm består af ærter i størrelsen 8–16 mm for at sikre en god afdræning og beluftning. Det overliggende filterlag består filtersand fra en nærliggende grusgrav.



Figur 3.7 Trykfordelerrør udlagt på toppen af filteret. Trykfordelerrørene er senere blevet dækket af et 15 cm isolerende lag af træflis.

### 3.3.1 Valg af filtergrus

I forbindelse med valg af filtergrus blev der indsamlet prøver fra lokale grusgrave. Prøverne blev besigtiget og vurderet ud fra de medfølgende datablade, hvoraf kalciumindhold og størrelsesfordelingen af partiklerne fremgik. Med henblik på at opnå en stor fosforbindingskapacitet i mediet ønses et højt kalciumindhold. Og for at sikre en stor partikeloverflade og samtidig en god hydraulisk kapacitet ønses forholdsvis finkornet og enskornet filtersand. Efter levering af det valgte filtersand til forsøgsanlægget i Trige, blev der udtaget prøver til sigteanalyse. Ud fra nedenstående kornstørrelsesfordelingskurve fremgår, at  $d_{10}$  er 0,55 mm;  $d_{60}$  er 3,1 mm, hvilket giver en uensformighedskoefficient på 5,6.



Figur 3.8 Kornstørrelsesfordelingskurve for filtersandet i forsøgsanlægget i Trige.  $d_{10} = 0,55$  mm;  $d_{60} = 3,1$  mm og uensformighedskoefficienten er 5,6.

### 3.4 Rør ventiler og brønde.

Forsøgsanlægget er bestykket med et forholdsvis stort antal rør, ventiler og brønde, der muliggør et højt antal af driftsmuligheder samt kontrol og styring af flow.





Figur 3.9 (1) Indløbs-pumpe;(2) 2-m<sup>3</sup> trekammer bundfældningstank; (3) Første pumpebrønd; (4) Det store vertikale filter; (5) Tre serieforbundne brønde til binding af fosfor; (6) Anden pumpebrønd; (7) Det lille vertikale filter; (8) Afløbsbrønd med pumpe for recirkulering; (9) Recirkulering til første kammer i bundfældningstanken; (10) Udløb.



Figur 3.10. Anlægget er beplantet med pottede frøplanter af tagrør (*Phragmites australis*), der har et veludviklet rodnet.

### 3.5 Anlæggets frihedsgrader

Forsøgsanlægget er opbygget med et stort antal muligheder for at variere belastnings- og flowmønster. Foruden muligheden for at kunne bestemme belastningens størrelse og døgnvariation ind på selve forsøgsanlægget, kan forskellige driftskombinationer vælges. Således kan betydningen af enkelt- kontra to-trins filtrering undersøges, med og uden fosforfældning, og med og uden recirkulation af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken. Ligeledes kan der vælges mellem at belaste det lille eller det store bed som første bed.

Med henblik på at simulere døgnvariationen i belastningen for små udledere, hvor timebelastningen kan være flere gange større end den gennemsnitlige timebelastning, bliver døgnbelastningen på anlægget styret via PLC-kontrol, således at pumpefrekvens og varighed sættes i forhold til vandbelastningen på Trige RA. Derved opnås, at døgnvariationen i belastningen af forsøgsanlægget svarer til døgnvariationen i belastningen på Trige RA. Samtidig vil døgnbelastningen variere afhængigt af mængden af spildevand tilledt Trige RA.

### 3.6 Instrumentering, datalogning og overvågning

Forsøgsanlægget er udstyret med on-line flow (3 stk.), ilt (2 stk.), redox (2 stk.), pH (3 stk.) og temperatur sensorer (2 stk.) monteret forskellige steder i forsøgsanlægget. Data fra disse on-line sensorer opsamles løbende i en PLC styret datalogger med GSM-modul. Dette muliggør, at anlægget kan fjernovervåges, og at data kan hentes via modem.



Figur 3.11 Forsøgsanlægget er udstyret med 3 flowmålere, 2 iltensorer, 2 temperatur, 3 pH og 2 redoxsensorer.



Figur 3.12 Forsøgsanlægget overvåges af en PLC'er, som er forbundet til en datalogger og et GSM modul for online opkobling via modem.

# 4 Forsøgsbeskrivelse

## 4.1 Forsøgsserier

Forsøgsanlægget ved Trige renseanlæg blev etableret i foråret 2001 og blev umiddelbart efter færdiggørelsen i april 2001 belastet med 0,5-1,0 m<sup>3</sup>/døgn i en indkøringsperiode på ca. 3 måneder, før måleprogrammet blev iværksat. Formålet med indkøringsperioden var at opbygge biofilm i filtergruset og at stabilisere funktionen af bundfældningstanken. Indkøringsperioden blev desuden brugt til at teste pumper, sensorer og online registrering, og til at udføre hydrauliske tests af filteranlæggets komponenter.

Efter indkøringsperioden blev der udført 8 intensive målekampanjer af hver en uges varighed med forskellig belastning og grad af recirkulering. Formålet med målekampanjerne var at fastlægge filteranlæggets kapacitet til at reducere BI<sub>5</sub> og nitrifikation, samt at undersøge effekten af recirkulering på anlæggets renseseffekt.

## 4.2 Hydrauliske undersøgelser

Med henblik på at undersøge flowmønster og vandets opholdstid i forsøgsanlæggets enkelte enheder, blev der udført sporstofundersøgelser ved anvendelse af litium klorid (LiCl). Sporstofundersøgelserne blev foretaget ved tilsætning af en opløsning af LiCl i indløbet til den enhed af anlægget, der undersøgte. Vandprøver blev udtaget fra afløbet fra enheden med bestemte tidsintervaller og analyseret for litium (Li) ved ICP-teknik, og klorid (Cl) ved potentiometrisk titrering. Vandbelastningen blev holdt konstant under alle sporstofundersøgelser.

## 4.3 Målekampanjer

Der blev gennemført i alt 8 intensive målekampanjer af hver en uges varighed i forsøgsanlægget. Tidspunktet for målekampanjernes gennemførelse og belastningsforhold under disse fremgår af Tabel 4.1.

Tabel 4.1: Liste over de 8 gennemførte målekampanjer. En målekampagne bestod af daglige prøvetagninger over en uge (n = 5) med konstante indstillinger for belastning og drift på forsøgsanlægget.

Kampagne	Periode	Hydraulisk belastning			
		Vandbelastning		Overfladebelastning	
		Spildevand (m <sup>3</sup> /døgn)	Recirkulering (m <sup>3</sup> /døgn)	Første bed (m/døgn)	Andet bed (m/døgn)
1*	17-21 juli 2001	1,88	2,37	0,47	0,94
2*	1-5 aug. 2001	2,14	0	0,24	0,47
3	10-14 sept. 2001	3,05	2,20	1,16	0,58
4	8-12 okt. 2001	5,02	0	1,11	0,56
5	12-16 nov. 2001	1,73	0	0,38	0,19
6	26-30 nov. 2001	1,56	1,63	0,71	0,36
7	4-8 feb. 2002	6,17	0	1,37	0,69
8	11-15 feb. 2002	3,97	2,06	1,34	0,67

\*I kampagne 1 og 2 blev det store bed belastet som første bed og det lille bed som andet bed; I de resterende kampagner blev det lille bed belastet som det første bed.

På baggrund af nogle indledende testkørsler valgte vi at belaste anlægget med ca. 2 m<sup>3</sup>/døgn. En uge forud for hver målekampagne blev pumper m.v. programmeret til den fastsatte belastning og recirkuleringsgrad. Belastningen af forsøgsanlægget fulgte det samme belastningsmønster som Trige renseanlæg, med større flow morgen og aften. Tilløbspumpens aktivitet var programmeret til at følge variationerne i indløbsflowet til Trige renseanlæg. Det betød, at den aktuelle vandbelastning af forsøgsanlægget i nogle tilfælde afveg væsentligt fra det programmerede flow. Det var især udtalt i perioder med megen nedbør, hvor den hydrauliske belastning var væsentligt større end 2 m<sup>3</sup>/døgn, men til gengæld var spildevandet fortyndet af regn (kampagne 4, 7 og 8).

I de første to målekampagner (kampagne 1 og 2) blev det store 10-m<sup>2</sup> bed belastet som første bed. Resultaterne fra disse kampagner viste meget effektiv reduktion af BI<sub>5</sub> og nitrifikation. Det var således nødvendigt at øge belastningen væsentligt for at fastlægge filterets øvre renskapacitet. Ved en forøgelse af den samlede belastning på anlægget ud over 2 m<sup>3</sup>/døgn ville opholdstiden i bundfældningstanken blive u hensigtsmæssig kort, og derfor valgtes i de efterfølgende målekampagner at belaste det lille vertikale bed som første bed. Da det lille bed er halvt så stort som det store bed, blev arealbelastningen dobbelt så stor ved den samme samlede vandbelastning af anlægget. Ved de to første målekampagner var kalcit-filteret endnu ikke installeret.

#### 4.4 Prøvetagning

Forud for hver målekampagne blev alle sensorer i anlægget kalibreret. Ved hver målekampagne blev der dagligt i fem på hinanden følgende dage udtaget 2-liters stikprøver på 7 positioner i anlægget (ved de første to målekampagner kun 5 positioner):

1. Indløb til bundfældningstank
2. Afløb fra bundfældningstank (= indløb til første vertikale bed)
3. Afløb fra første bed (= indløb til første P-filter)
  - a. Afløb fra første P-filter (= indløb til andet P-filter)
  - b. Afløb fra andet P-filter (= indløb til tredje P-filter)
4. Afløb fra tredje P-filter (=indløb til andet vertikale bed)
5. Afløb fra andet bed

Desuden blev der ved prøvetagningen målt temperatur og pH, og udtaget prøver til analyse for opløst ilt i alle prøver (ved Winkler teknik).

#### 4.5 Analyse

Efter hjemkomst til laboratoriet blev prøvernes indhold af følgende parametre analyseret ved anvendelse af standard metodik:

- Suspenderede stoffer (ved GF/C filtrering)
- BI<sub>5</sub> umodificeret
- NH<sub>4</sub>-N (spektrofotometrisk manuel teknik)
- NO<sub>2</sub>-N (ved FIA teknik)
- NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N (ved FIA teknik)
- Kjeldahl-N
- Opløst P (spektrofotometrisk manuel teknik)
- Total-P (spektrofotometrisk manuel teknik efter destruktion ved kogning)
- Ledningsevne
- Kalcium (ved ICP teknik)



Resultaterne af analyserne er præsenteret som gennemsnitlig værdi for hver måleperiode ( $n=5$ )  $\pm$  en standardafvigelse. Værdier for vandbelastning er angivet som gennemsnitlig vandbelastning i måleperioden. Anlægget og opnåede resultater er blevet præsenteret ved en international konference /1-4/.

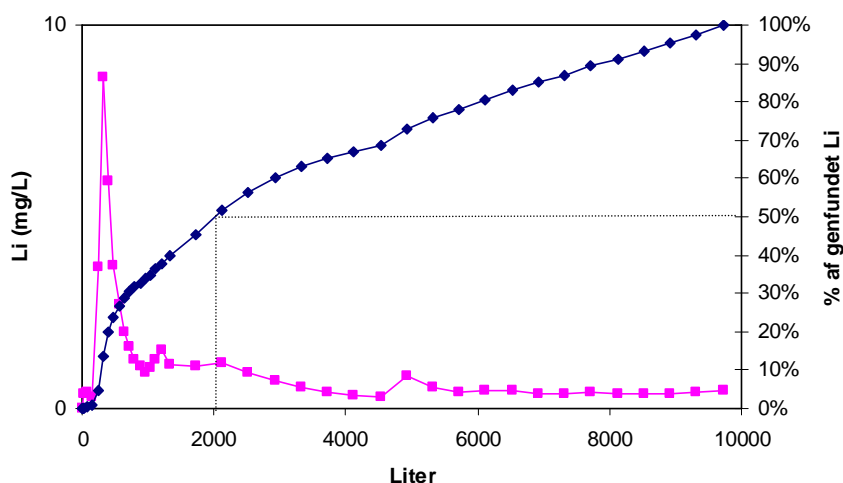
# 5 Driftsresultater

## 5.1 Hydrauliske test

Der blev udført sporstofundersøgelser af forsøgsanlæggets enkelte komponenter ved anvendelse af litium klorid (LiCl) som sporstof. Undersøgelserne blev foretaget kort tid efter at anlægget blev taget i brug, hvilket betyder at udviklingen af planterne var sparsom. Resultaterne beskriver derfor strømningsmønstre og opholdstidsfordeling for anlæg uden planter. Det kan ikke afvises, at vækst af planter og biofilmsdannelse i anlægget vil påvirke strømningsforhold på lidt længere sigt.

### 5.1.1 Bundfældningstank

Resultatet af sporstofundersøgelsen i bundfældningstanken er vist i Figur 5.1. Litium koncentrationen i afløbet fra bundfældningstanken er i figuren afbildet som funktion af akkumuleret vandmængde, der strømmer gennem tanken. Kurven viser, at der er stor opblanding i bundfældningstanken, idet den maksimale Li-koncentration forekommer allerede efter en vandtilførsel på 320 liter. Herefter vedbliver der at være Li i afløbet fra tanken i meget lang tid. Vandmængden, hvor halvdelen af den tilførte mængde sporstof har forladt tanken, svarer til tankens tilbageholdelsesvolumen. Af kurven ses, at tilbageholdelsesvoluminet er estimeret til 2025 liter, hvilket stemmer godt overens med tankens volumen (ifølge leverandøren 2 m<sup>3</sup>). Ved en belastning af bundfældningstanken på 1 m<sup>3</sup> per døgn, vil vandets gennemsnitlige opholdstid i tanken således være 2 døgn.

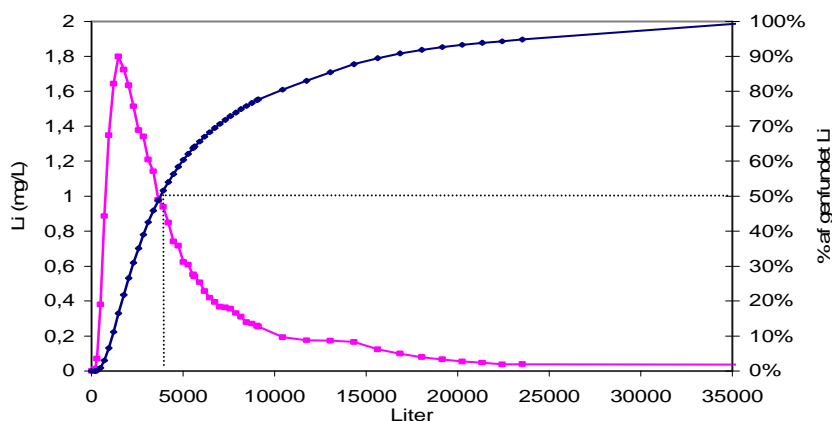


Figur 5.1 Sporstofundersøgelse i bundfældningstanken. LiCl blev tilsat til indløbet til tanken og koncentrationen i udløbet blev analyseret som funktion af akkumuleret flow.

### 5.1.2 Hele anlægget uden recirkulering

Ved sporstofundersøgelsen af hele forsøgsanlægget, når der ikke recirkuleres afløbsvand tilbage til bundfældningstanken, ses et tilsvarende mønster som for bundfældningstanken (Figur 5.2). Kurvens forløb viser, at der er stor opblanding i systemet som helhed. Graden af opblanding er dog mindre end for bundfældnings-

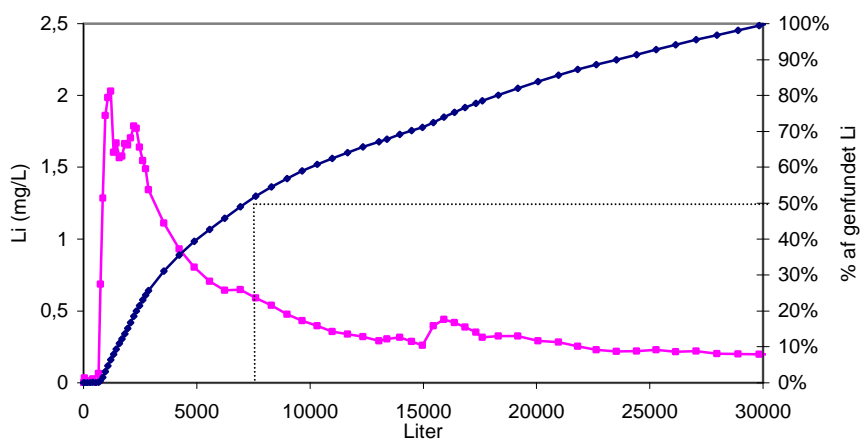
tanken isoleret set. Maksimal koncentration af Li måles efter 1480 liter, og hele systemets tilbageholdelsesvolumen er 3920 liter. Ved en belastning på  $1 \text{ m}^3$  per døgn vil vandets gennemsnitlige opholdstid i hele anlægget være 3,9 døgn.



Figur 5.2 Sporstofundersøgelse af hele forsøgsanlægget når der ikke recirkuleres afløbsvand tilbage til bundfældningstanken. LiCl blev tilsat til indløbet til anlægget og koncentrationen i udløbet blev analyseret som funktion af akkumuleret flow

### 5.1.3 Hele anlægget med recirkulering

Ved sporstofundersøgelsen af hele anlægget med 100% recirkulering af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken, dvs. at der recirkuleres en vandmængde der svarer til indløbsmængden, er opblandingen i anlægget større end uden recirkulering (Figur 5.3). Allerede efter gennemløb af 1220 liter vand måles den maksimale koncentration af Li i afløbet. Men det gennemsnitlige tilbageholdelsesvolumen i anlægget er næsten dobbelt så stort (6920 liter) som uden recirkulering. Recirkuleringen øger vandets gennemsnitlige opholdstid i anlægget fra 3,9 døgn uden recirkulering til 6,9 døgn med recirkulering. Dette kan forklares ud fra det forhold, at de vertikale filtre er dræned, og derfor indeholder forskellige mængder af vand afhængigt af belastning. Vand, der pumpes ud på overfladen af de vertikale dræned filtre, vil hurtigt dræne af og løbe til udløbet. Hvis vandet pumpes tilbage til indløbet, vil det få mulighed for at passere filteret endnu en gang, og dermed forøges vandets gennemsnitlige opholdstid i anlægget.



Figur 5.3 Sporstofundersøgelse af hele forsøgsanlægget med en recirkulationsrate på 100%, dvs. der recirkuleres en afløbsvandmængde, der svarer til indløbsvandmængden tilbage til bundfældningstanken. LiCl blev tilsat til indløbet til anlægget, og koncentrationen i udløbet blev analyseret som funktion af akkumuleret flow.

## 5.2 Temperatur

Den gennemsnitlige temperatur af det rå spildevand, der blev tilledt bundfældningstanken, varierede mellem 9 og 17°C i de otte målekampaner (Tabel 5.1). Ved enkelthusstands anlæg i det åbne land kan det forventes at temperaturen periodevis er højere, f.eks. når der udledes bade- og vaskevand. På grund af de store hydrauliske belastninger (op til 6 m<sup>3</sup>/døgn), der blev anvendt på forsøgsanlægget, var opholdstiden i bundfældningstanken forholdsvis kort i forhold til forventet opholdstid ved enkelthusstands anlæg. Afløbstemperaturen fra bundfældningstanken i vinterperioden (7-9°C) svarer dog nogenlunde til den forventede afløbstemperatur fra tanke ved enkelthusstande. Kampagne 5 i november 2002 blev gennemført i en periode med frost, og vandtemperaturen i det andet bed var under 2°C i en periode. Fordelersystemet var i det lille bed (det første bed) dækket af ca. 20 cm træflis for at isolere med frost, men det andet bed, som modtog det koldeste spildevand, var ikke isoleret. Der blev ikke observeret problemer med tilfrysning af fordelersystemet i nogen af bedene.

Tabel 5.1: Gennemsnitlig vandtemperatur i forsøgsanlægget i Trige ved de otte målekampaner

Kampagne	Indløb bundfældning	Afløb bundfældning	Afløb første bed	Afløb fosfor-filter	Afløb andet bed
1	16,7	17,4	18,7	18,5	18,7
2	16,9	16,9	18,3	18,2	18,6
3	15,6	14,1	13,7	13,3	13,8
4	14,4	14,2	13,5	13,8	13,5
5	11,6	9,6	5,9	5,3	5,0
6	11,0	7,0	5,1	4,9	4,8
7	9,0	8,4	7,9	7,6	7,4
8	9,0	7,2	6,4	6,2	5,8

## 5.3 Iltmætning

I forbindelse med nedbør i oplandet til Trige renseanlæg indeholdt det rå spildevand i perioder ilt (Tabel 5.2). Dette var især udtalt ved kampagne 7 og 8. Afløbet fra bundfældningstanken indeholdt spor af ilt ved kampagner med recirkulering af ca. 2 m<sup>3</sup>/døgn afløbsvand til bundfældningstankens første kammer. Efter det første bed var den gennemsnitlige iltmætning 37-69%, og efter andet bed altid >80%. I fosforfiltret faldt iltindholdet, især i kampagner med meget høj hydraulisk belastning, hvor indholdet af BI<sub>5</sub> i vandet, der passerede filtret, var ca. 10 mg/L (kampagne 3 og 4).

Tabel 5.2: Gennemsnitlig iltmætning i vandet i forsøgsanlægget i Trige ved de otte målekampaner

Kampagne	Indløb bundfældning	Afløb bundfældning	Afløb første bed	Afløb fosfor-filter	Afløb andet bed
1*	3%	2%	37%	34%	89%
2	0%	0%	50%	45%	92%
3*	10%	20%	53%	0%	81%
4	14%	2%	57%	0%	92%
5	14%	0%	66%	20%	85%
6*	15%	19%	61%	15%	95%
7	48%	31%	69%	18%	94%
8*	47%	39%	51%	16%	91%

\*Kampagner med recirkulering af afløbsvand til bundfældningstankens første kammer

## 5.4 Suspenderede stoffer

Det gennemsnitlige indhold af total suspenderet stof (TSS) i indløbet til bundfældningstanken i de otte målekampaner varierede mellem ca. 100 mg/L i kampagne 7 og 8, hvor der var meget nedbør, og ca. 400 mg/L (Tabel 5.3).

Indholdet svarer således nogenlunde til indholdet i rått husspildevand. Koncentrationen varierede noget indenfor den enkelte målekampagne, hvilket bl.a. skyldes at prøveudtagningen blev foretaget som stikprøver. Stofbelastningen af TSS til bundfældningstanken var gennemsnitligt  $0,69 \pm 0,31$  kg/døgn.

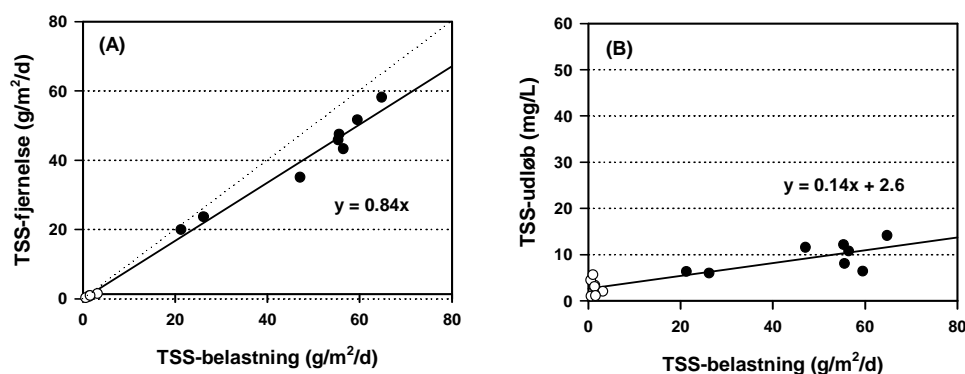
Koncentrationen i afløbet fra bundfældningstanken var gennemsnitlig 70 mg/l hvilket svarer til en gennemsnitlig reduktion af TSS i bundfældningstanken på ca. 70%. Bundfældningen fungerede således tilfredsstillende på trods af de korte opholdstider.

Tabel 5.3: Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse,  $n=5$ ) indhold af suspenderede stoffer (TSS) i de fem målepunkter i forsøgsanlægget ved de 8 målekampanjer

Kampagne	Indløb	Udløb	Udløb første	Udløb fosfor	Udløb andet
	(mg/L)	bundfældningstank (mg/L)	bed (mg/L)	filter (mg/L)	bed (mg/L)
1*	$279 \pm 123$	$62 \pm 9$	$6,0 \pm 3,6$	$3,7 \pm 1,3$	$2,0 \pm 1,4$
2*	$400 \pm 396$	$100 \pm 6$	$6,3 \pm 1,9$	$3,3 \pm 1,1$	$1,4 \pm 0,7$
3	$243 \pm 106$	$45 \pm 8$	$12 \pm 9$	$2,8 \pm 1,5$	$3,3 \pm 2,3$
4	$271 \pm 284$	$55 \pm 17$	$8,0 \pm 9,2$	$1,1 \pm 0,7$	$4,4 \pm 4,3$
5	$327 \pm 148$	$137 \pm 64$	$14 \pm 13$	$5,9 \pm 3,7$	$3,0 \pm 3,0$
6	$282 \pm 101$	$70 \pm 15$	$12 \pm 5$	$1,6 \pm 1,2$	$1,0 \pm 0,4$
7	$97 \pm 29$	$48 \pm 8$	$6,4 \pm 1,3$	$1,7 \pm 0,9$	$5,6 \pm 8,0$
8	$97 \pm 26$	$46 \pm 4$	$11 \pm 7$	$2,5 \pm 2,4$	$1,1 \pm 0,9$

\*I kampagne 1 og 2 blev det store bed belastet som første bed og det lille bed som andet bed; I de resterende kampagner blev det lille bed belastet som det første bed.

De to beplantede filteranlæg fjernede suspenderet stof effektivt selv ved høje belastninger (Figur 5.4A). Indløbskoncentrationen til det første beplantede filter var gennemsnitligt  $70 \pm 32$  mg/L og afløbskoncentrationen  $9 \pm 3$  mg/L. Stofbelastningen af det første beplantede filter var gennemsnitligt  $50 \pm 15$  g/m<sup>2</sup>/døgn, og afløbskoncentration steg svagt med overfladebelastning (Figur 5.4B). Regressionsanalysen indikerer, at afløbskoncentrationen vil overstige 10 mg/L ved TSS overfladebelastninger  $>50$  g/m<sup>2</sup>/døgn. Den totale reduktion af TSS i forsøgsanlægget varierede mellem 94,2 og 99,7%.



Figur 5.4 (A) Gennemsnitlig fjernelse af suspenderet stof (TSS) i de to beplantede filteranlæg, og (B) gennemsnitlig afløbskoncentration i de 8 målekampanjer som funktion af arealbelastning. Fyldte symboler er data fra det første bed, og åbne symboler er data fra det andet bed. Den stiplede linie indikerer fuldstændig fjernelse.

## 5.5 Biokemisk iltforbrug (BI<sub>5</sub>)

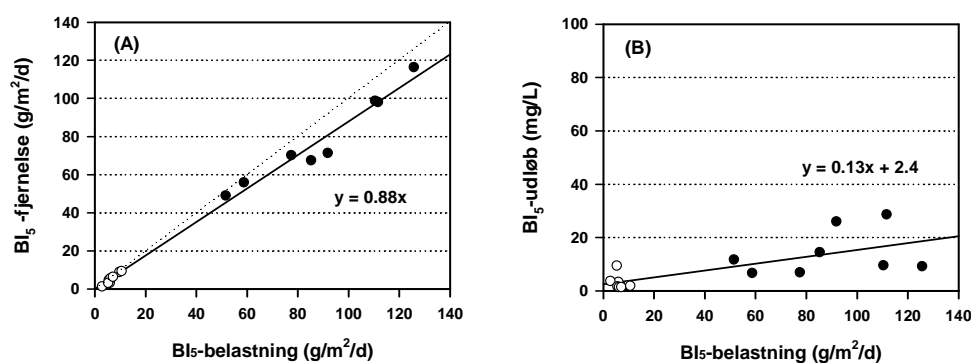
Indholdet af BI<sub>5</sub> i spildevandet var generelt på niveau med indholdet i typisk husspildevand (Tabel 5.4). Reduktionen i bundfældningstanken var gennemsnitlig 28% i målekampanjer uden recirkulering af afløbsvand til bundfældningstankens første kammer og 16% når der blev recirkuleret. Fjernelsen af BI<sub>5</sub> var effektiv i de

to beplantede filteranlæg (Figur 5.5A), men afløbskoncentrationen steg svagt med overfladebelastningen (Figur 5.5B). De forholdsvis høje afløbskoncentrationer i målekampagne 5 og 6 skyldes at anlæggene var hydraulisk overbelastede, og at der derfor var vand på overfladen.

Tabel 5.4: Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse,  $n=5$ ) indhold af biokemisk iltforbrug ( $BI_5$ ) i de fem målepunkter i forsøgsanlægget ved de 8 målekampagner

Kampagne	Indløb (mg/L)	Udløb bundfældningstank (mg/L)	Udløb første bed (mg/L)	Udløb fosfor filter (mg/L)	Udløb andet bed (mg/L)
1*	251 $\pm$ 54	138 $\pm$ 51	7 $\pm$ 3	7 $\pm$ 3	3,3 $\pm$ 1,3
2*	322 $\pm$ 75	241 $\pm$ 45	12 $\pm$ 3	7 $\pm$ 4	3,7 $\pm$ 1,7
3	254 $\pm$ 24	74 $\pm$ 22	7 $\pm$ 2	11 $\pm$ 3	1,7 $\pm$ 0,9
4	236 $\pm$ 153	124 $\pm$ 78	9 $\pm$ 8	12 $\pm$ 2	1,4 $\pm$ 0,5
5	299 $\pm$ 136	237 $\pm$ 17	29 $\pm$ 10	23 $\pm$ 8	9,4 $\pm$ 6,0
6	252 $\pm$ 104	117 $\pm$ 24	26 $\pm$ 23	25 $\pm$ 24	2,0 $\pm$ 1,7
7	112 $\pm$ 47	89 $\pm$ 31	10 $\pm$ 8	12 $\pm$ 9	2,1 $\pm$ 1,4
8	148 $\pm$ 85	69 $\pm$ 17	14 $\pm$ 5	17 $\pm$ 15	1,9 $\pm$ 1,6

\*I kampagne 1 og 2 blev det store bed belastet som første bed og det lille bed som andet bed; I de resterende kampagner blev det lille bed belastet som det første bed.



Figur 5.5 (A) Gennemsnitlig fjernelse af biokemisk iltforbrug ( $BI_5$ ) i de to beplantede filteranlæg, og (B) gennemsnitlig afløbskoncentration i de 8 målekampagner som funktion af arealbelastning. Fyldte symboler er data fra det første bed, og åbne symboler er data fra det andet bed. Den stiplede linie indikerer fuldstændig fjernelse.

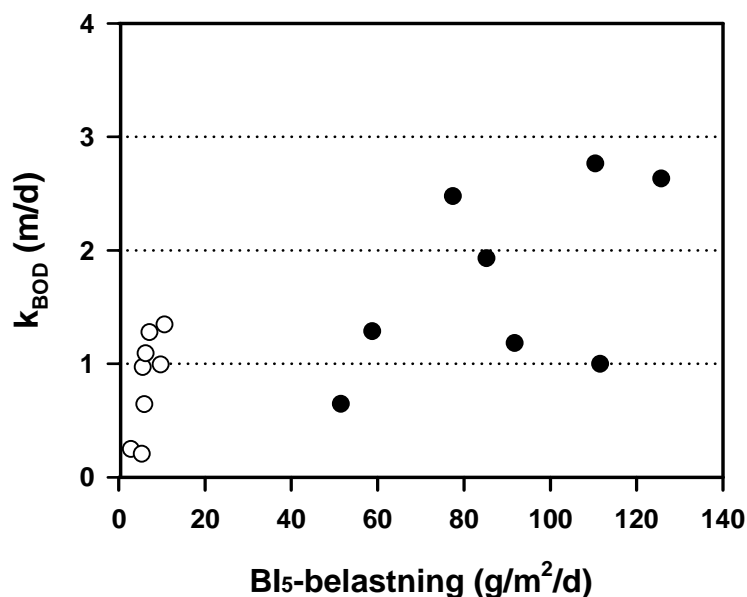
### 5.5.1 Omsætningskinetik

I forbindelse med omsætning af organisk stof i plantebaserede renseanlæg anvendes ofte en første-ordens arealbaseret omsætningsmodel til beskrivelse af omsætningen. Den arealbaserede omsætningskonstant,  $k_{BOD}$  (m/døgn), kan beregnes på basis af gennemsnitlig indløbs- og afløbskoncentration af  $BI_5$  samt den hydrauliske overfladebelastning på hvert bed:

$$k_{BOD} = q \cdot \ln(C_i/C_o) \quad [1]$$

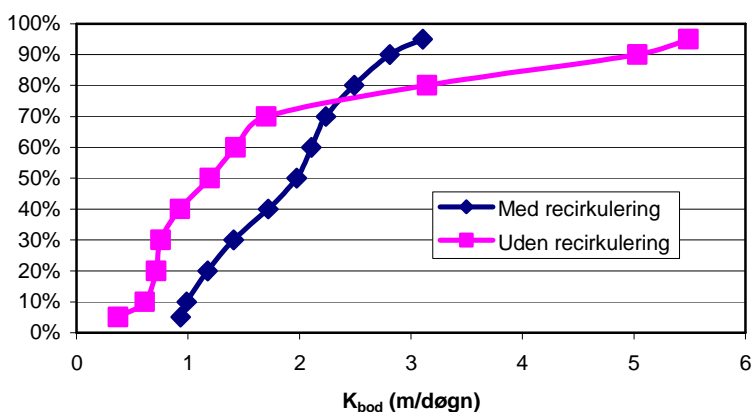
I formelen er  $q$  den gennemsnitlige hydrauliske belastning (m/døgn),  $C_i$  er gennemsnitlig  $BI_5$  indløbskoncentration og  $C_o$  gennemsnitlig afløbskoncentration. I det første bed som blev belastet hårdest (54-130 g  $BI_5/m^2/døgn$ ) var den gennemsnitlige  $k_{BOD}$  1,9 $\pm$ 1,0 m/døgn (middel  $\pm$  1 standardafvigelse), og i det andet bed var omsætningskonstanten 0,9 $\pm$ 0,5 m/døgn. Omsætningskonstanten er således ikke en konstant, men afhænger af belastningsrate og spildevandets sammensætning (Figur 5.6). Dette skyldes, at  $BI_5$  er et samlet mål for alle iltforbrugende stoffer i spildevandet. Indholdet af labile og letomsættelige komponenter i spildevandet er størst i det rå spildevand, og derfor er omsætningen

af  $BI_5$  størst i det første bed. I det andet bed indeholder spildevandet en større andel af svært nedbrydelige komponenter, og omsætningskonstanten er derfor lavere.



Figur 5.6 Areal baseret omsætningskonstant for  $BI_5$  ( $k_{BOD}$ , m/døgn) i de to beplantede filteranlæg i de 8 målekampagner som funktion af arealbelastning. Fyldte symboler er data fra det første bed, og åbne symboler er data fra det andet bed.

Recirkulering havde indflydelse på den estimerede omsætningskonstant. De gennemsnitlige omsætningskonstanter baseret på middelværdierne estimeret i de fire kampagner med recirkulering og de fire kampagner uden recirkulering var næsten ens: 1,84 og 1,87 m/døgn. Tages imidlertid udgangspunkt i de enkelte analyser ses, at den estimerede omsætningskonstant var mere variabel i kampagner uden recirkulering end i kampagner med recirkulering (Figur 5.7). Halvtreds-% fraktilen for  $k_{BOD}$  var henholdsvis 2,0 og 1,2 m/døgn med og uden recirkulering, og 5%-fraktilen var henholdsvis 0,93 og 0,37 m/døgn.



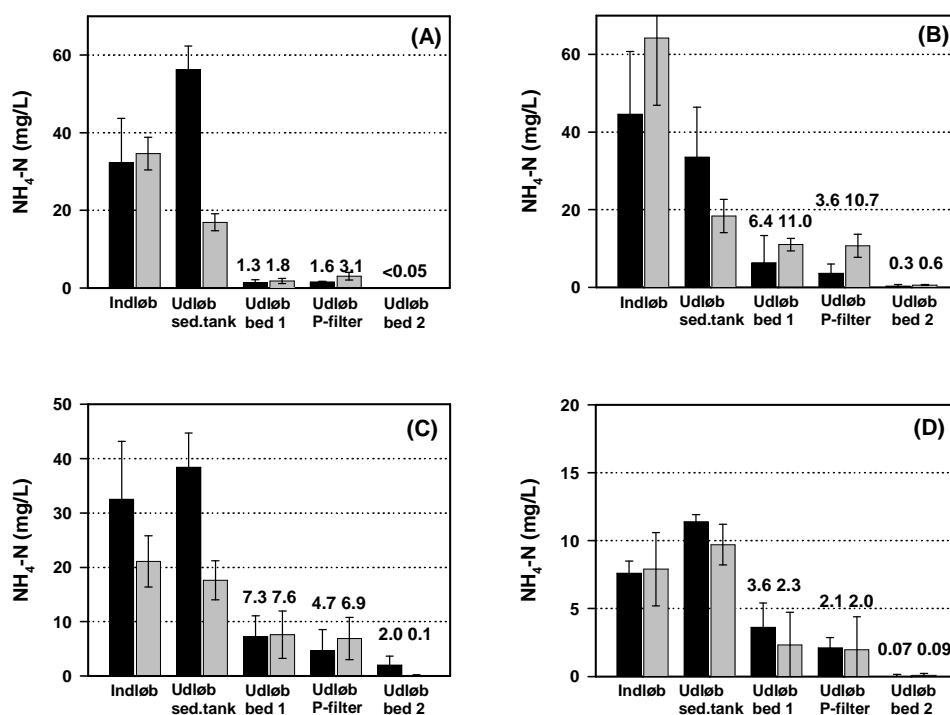
Figur 5.7 Fraktildiagram af den estimerede  $k_{BOD}$  for analyser i kampagner med recirkulering ( $n=20$ ) og kampagner uden recirkulering ( $n=20$ ).

## 5.6 Kvælstof

### 5.6.1 Ammonium

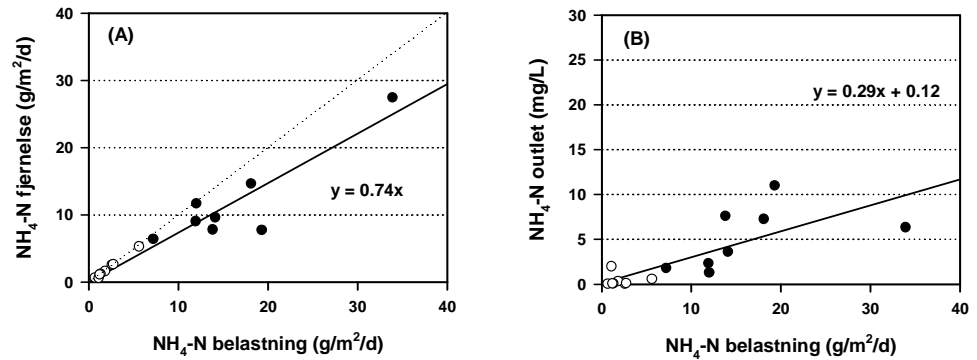
Koncentrationen af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i tilløbet til forsøgsanlægget varierede mellem 8 og 64 mg/L. Især i kampagne 7 og 8, hvor spildevandet var fortyndet kraftigt pga. stor nedbør, var koncentrationen lav. I tre ud af fire målekampagner uden recirkulering steg koncentrationen af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i bundfældningstanken som følge af mineralisering af organisk-N. Ved recirkulering af afløbsvand til bundfældningstanken var afløbskoncentrationen fra bundfældningstanken lavere end indløbet som følge af fortynding.

Reduktionen af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i de beplantede bede var generelt god (Figur 5.8). Afløbskoncentrationen afhang af belastningen, således at koncentrationen var højest ved stor belastning (Figur 5.9). Den gennemsnitlige fjernelse af ammonium i det første bed var  $11,8 \pm 6,8 \text{ g/m}^2/\text{d}$  og i det andet bed  $2,0 \pm 1,5 \text{ g/m}^2/\text{d}$ . Den samlede reduktion in ammonium i de to bede var  $98,7 \pm 2,0\%$ .



Figur 5.8 Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse) koncentration af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i de fem målepunkter i forsøgsanlægget. (A) Målekampagne 1 og 2; (B) kampagne 3 og 4; (C) kampagne 5 og 6; og (D) kampagne 7 og 8. Fyldte søjler er kampagner uden recirkulering af afløbsvand til bundfældningstanken; grå søjler er kampagner med recirkulering.



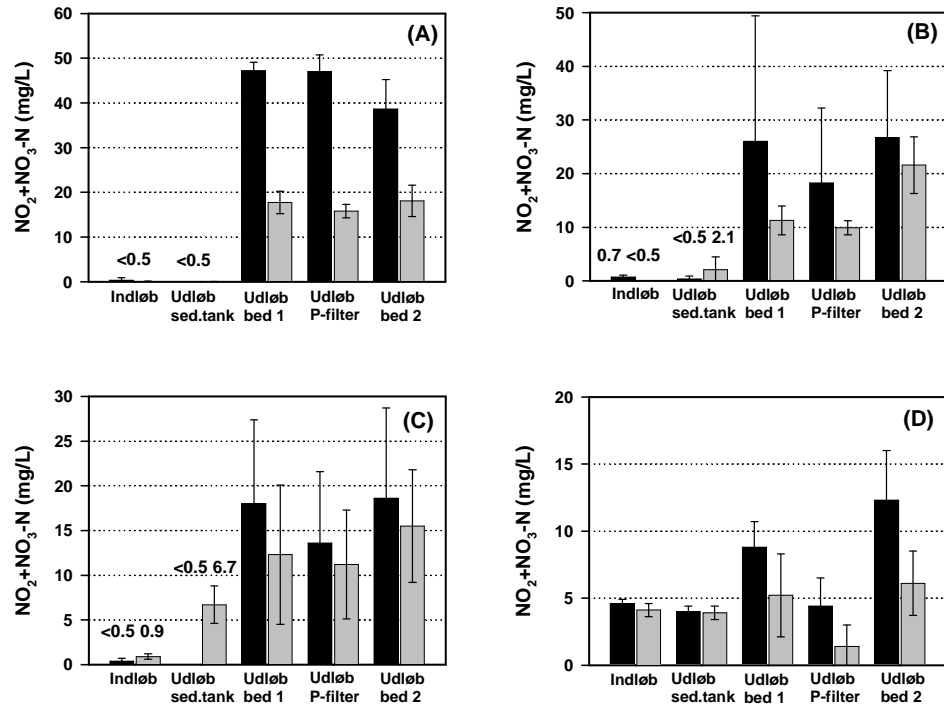


Figur 5.9 (A) Gennemsnitlig fjernelse af ammonium-N i de to beplantede filteranlæg, og (B) gennemsnitlig afløbskoncentration i de 8 målekampagner som funktion af arealbelastning. Fyldte symboler er data fra det første bed, og åbne symboler er data fra det andet bed. Den stiplede linie indikerer fuldstændig fjernelse.

### 5.6.2 Nitrat

Generelt fandtes ikke nitrat i tilløbet til forsøgsanlægget, undtagen i målekampagne 7 og 8 hvor spildevandet var påvirket af den kraftige nedbør (Figur 5.10). Ved recirkulering af afløbsvand tilføres nitratholdigt vand til bundfældningstanken, men dette blev i kampagne 1 og 3 fjernet (denitrificeret) i bundfældningstanken, da afløbet fra bundfældningen ikke indeholdt nitrat ved disse kampagner. I kampagne 6 og 8 fandtes imidlertid nitrat i afløbet fra bundfældningstanken, hvilket til dels skyldes den høje hydrauliske belastning og den deraf følgende lave opholdstid i bundfældningstanken i disse kampagner, og dels skyldes at spildevandet var fortyndet af nitratholdigt nedbør og overfladevand. Den gennemsnitlige nitrat-fjernelse (denitrifikation) i bundfældningstanken i kampagne 1 og 3 var  $0,04 \text{ kg/døgn}$ .

Den gennemsnitlige ( $\pm 1$  standard deviation) netto-nitrifikationsrate (nitrat-produktionsrate) i de to beplantede bede var henholdsvis  $9,2 \pm 7,3 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$  i det første bed og  $2,4 \pm 3,0 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$  i det andet bed. Nitrifikationsraten varierede imidlertid mellem  $1,6 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$  i kampagne 8, hvor temperaturen var lav og bedet var delvist oversvømmet pga. hydraulisk overbelastning, og  $25,9 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$  ved kampagne 4.



Figur 5.10 Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse) koncentration af  $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$  i de fem målepunkter i forsøgsanlægget. (A) Målekampagne 1 og 2; (B) kampagne 3 og 4; (C) kampagne 5 og 6; og (D) kampagne 7 og 8. Fyldte søjler er kampagner uden recirkulering af afløbsvand til bundfældningstanken; grå søjler er kampagner med recirkulering.

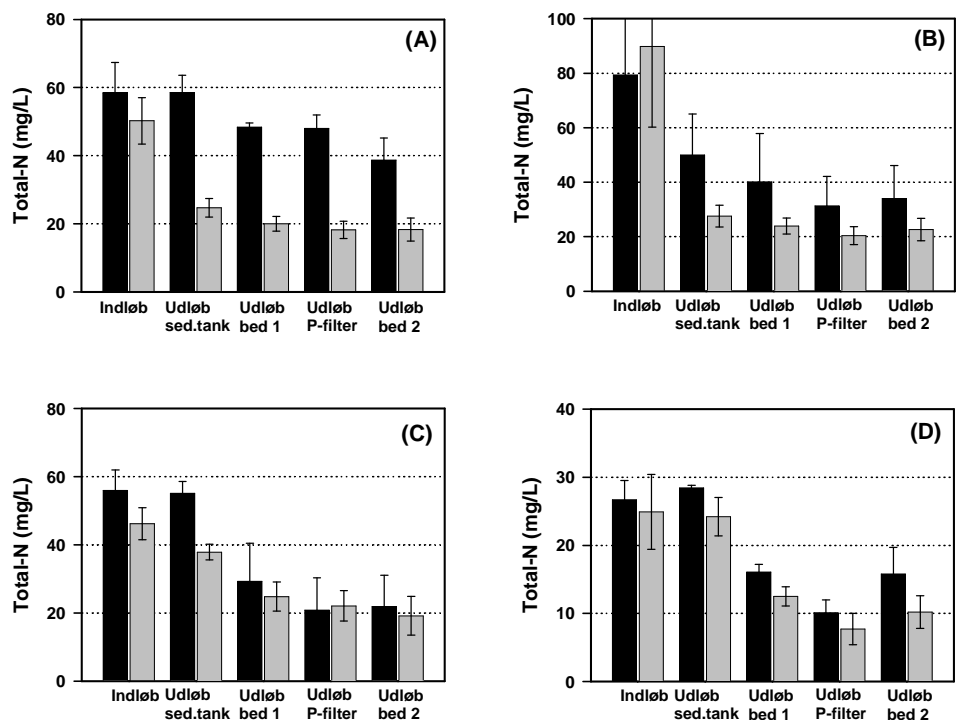
### 5.6.3 Total-kvælstof

Den gennemsnitlige fjernelse af kvælstof i bundfældningstanken var  $0,04 \text{ kg/døgn}$  eller ca. 10%, men reduktionen var meget variabel mellem kampagnerne.

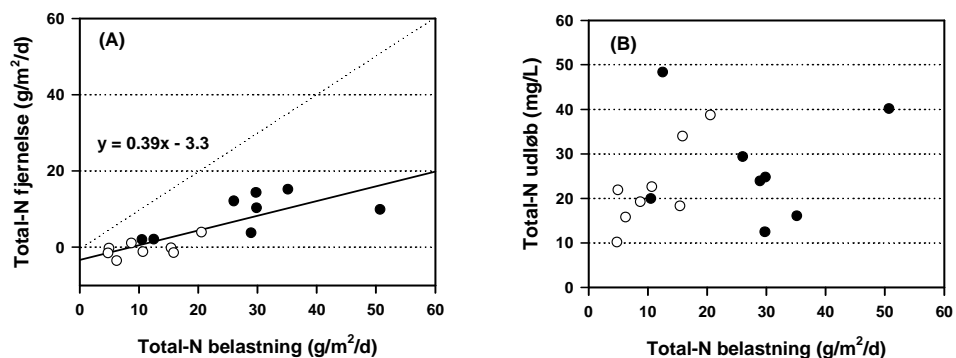
Overfladebelastningen på det første beplantede bed var gennemsnitligt  $28 \pm 13 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$ , og  $9 \pm 5 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$  blev fjernet i bedet. I det andet bed var belastningen lavere:  $11 \pm 6 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$ , og der var som gennemsnit ingen netto fjernelse af kvælstof i dette bed (Figur 5.11).

Recirkulering af nitrificeret afløbsvand til bundfældningstanken øgede fjernelsen af total-N ganske væsentligt, især i de to første kampagner med recirkulering. I de to sidste kampagner med recirkulering var det første bed delvis oversvømmet pga. hydraulisk overbelastning, og effekten af recirkulering var mindre. Fjernelsen af total-N var relateret til overfladebelastningen, og dette var særligt udtalt for det første bed. Der var dog ingen sammenhæng mellem overfladebelastning og afløbskoncentration (Figur 5.12).

Den gennemsnitlige renseeffekt overfor total-N i hele forsøgsanlægget var  $56 \pm 13\%$ . Renseeffekten var væsentligt højere med recirkulering (64%) end uden recirkulering (48%).



Figur 5.11 Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse) koncentration af total kvælstof i de fem målepunkter i forsøgsanlægget i Trige. (A) Målekampagne 1 og 2; (B) kampagne 3 og 4; (C) kampagne 5 og 6; og (D) kampagne 7 og 8. Fyldte søjler er kampagner uden recirkulering af afløbsvand til bundfældningstanken; grå søjler er kampagner med recirkulering.

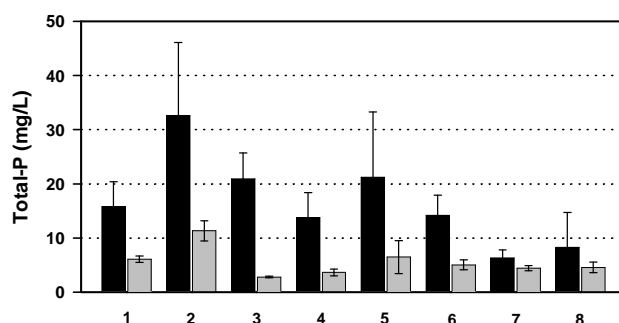


Figur 5.12 (A) Gennemsnitlig fjernelse af total-kvælstof i de to beplantede filteranlæg og (B) gennemsnitlig afløbskoncentration i de 8 målekampagner som funktion af arealbelastning. Fyldte symboler er data fra det første bed, og åbne symboler er data fra det andet bed. Den stiplede linie indikerer fuldstændig fjernelse.

## 5.7 Fosfor

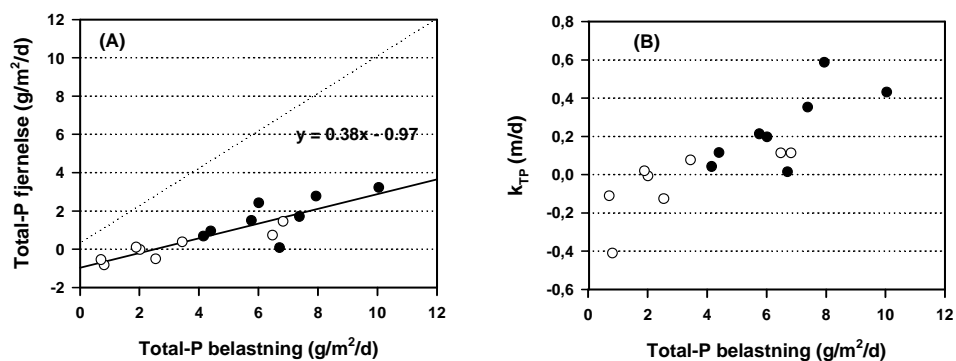
Koncentration af total fosfor i indløbet til bundfældningstanken var gennemsnitligt  $16,6 \pm 8,3$  mg/L, men koncentrationen var meget variabel blandt andet på grund af fortynding fra nedbør og overfladevand i kampagne 7 og 8. Belastningen af bundfældningstanken varierede mellem 30 og 70 g/døgn (middel  $50 \pm 17$  g/d), hvilket er flere gange højere end udledningen fra en enkelthusstand (ca. 2,5 g/person/døgn). Den gennemsnitlige fjernelse i bundfældningstanken var  $30 \pm 18\%$  af stofbelastningen, og recirkulering havde ingen effekt. I det første beplantede bed var rensegraden mellem 0,1 og 3,2 g/m<sup>2</sup>/døgn og gennemsnitligt  $24 \pm 12\%$ .

Rensegraden for fosfor i hele forsøgsanlægget varierede mellem 30 og 87% (middel  $62 \pm 18\%$ ). De laveste rensseffekter blev observeret i kampagne 7 og 8, hvor der var høje vandbelastninger og fortyndet vand (Figur 5.13).



Figur 5.13: Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standard afvigelse) indløbs- og afløbskoncentration af total-fosfor i forsøgsanlægget i Trige i de otte målekampanjer.

Den gennemsnitlige overfladebelastning af det første bed var  $6,5 \pm 1,9$  g/m<sup>2</sup>/døgn, og fjernelsen i bedet var  $1,7 \pm 1,1$  g/m<sup>2</sup>/døgn eller 25% af belastningen. I det andet bed var belastningen væsentligt mindre,  $3,1 \pm 2,4$  g/m<sup>2</sup>/døgn, og renssegraden i bedet var kun 3% som gennemsnit. Mængden fjernet i bedene steg med belastningen (Figur 5.14A). Med udgangspunkt i de gennemsnitlige indløbs- og afløbskoncentrationer af total-P til de to bede, blev den arealbaserede omsætningskonstant for total-P,  $k_{TP}$ , (m/døgn), beregnet til  $0,24 \pm 0,20$  m/døgn (middel  $\pm 1$  standardafvigelse) for det første bed. Det ses tydeligt af figur 5.14(B), at omsætningskonstanten ikke er en konstant, men afhænger af arealbelastningen og typen af spildevand.



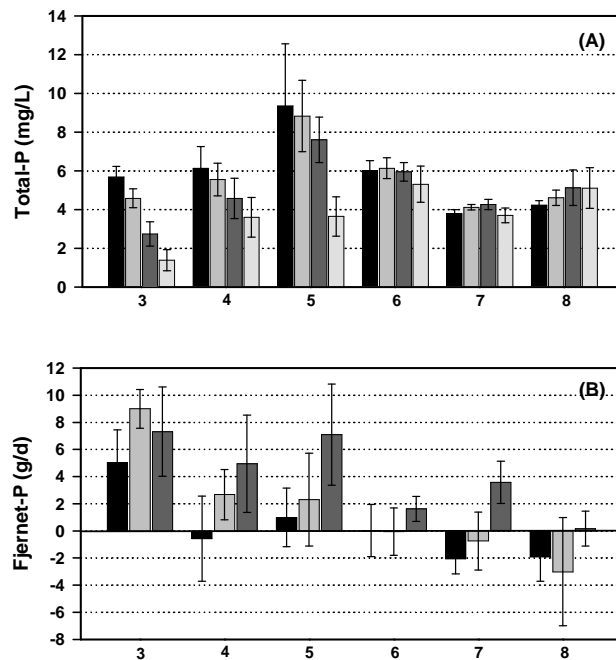
Figur 5.14 (A) Gennemsnitlig fjernelse af total-fosfor og (B) areal baseret omsætningskonstant for Total-P ( $k_{TP}$ , m/døgn) i de to beplantede filteranlæg i de 8 målekampanjer som funktion af arealbelastning. Fyldte symboler er data fra det første bed, og åbne symboler er data fra det andet bed. Den stiplede linie indikerer fuldstændig fjernelse.

Det kalcit-baserede fosforfilter blev installeret efter kampagne 2. Da et væsentligt formål med målekampanjerne var at undersøge de beplantede filterbedes maksimale kapacitet til rensning af husspildevand, blev forsøgsanlægget meget hårdt belastet. Det betød, at den hydrauliske belastning af fosforfilteret blev meget stor, 13-50 m/døgn, og meget større end i foregående laborietests (Tabel 5.5). Vandets gennemsnitlige opholdstid i fosforfilteret blev kun mellem 28 og 99 minutter, i modsætning til opholdstider på >12 timer i de foregående laborieforsøg. Dette har tydeligvis påvirket resultaterne for fosforfilteret og bevirket, dels at kontakttiden har været for kort til en effektiv fældning, og dels at filteret er blevet mættet med fosfor hurtigere end forventet under 'normale' driftsforhold.

Tabel 5.5 Gennemsnitlig målt hydraulisk belastning på forsøgsanlægget, overfladebelastningen af vand på kalcit-filtret samt beregnet opholdstid i kalcit-filtret i de seks målekampagner, hvor kalcit-filtret var installeret. Opholdstiden er beregnet på basis af et udnytteligt porevolumen i filteret på 42%.

Kampagne	Hydraulisk belastning m <sup>3</sup> /d	Overfladebelastning m/d	Opholdstid minutter
3	5,25	41,7	33
4	5,02	40,0	34
5	1,73	13,8	99
6	3,19	25,4	54
7	6,17	49,1	28
8	6,03	48,0	28

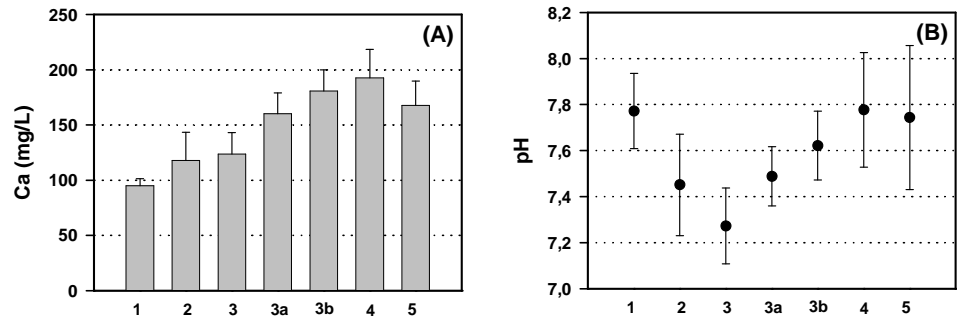
På trods af den korte opholdstid i filteret (33 minutter) i kampagne 3 fjernede kalcit-filtrene fosfor rimeligt effektivt (75% reduktion). Fosfor koncentrationen faldt fra  $5,7 \pm 0,5$  mg/L i tilløbet til filtrene til  $1,4 \pm 0,6$  mg/L i afløbet fra den sidste filterenhed (Figur 5.15). Ved denne kampagne bandt den anden og den tredje filterenhed mest fosfor, men den første bandt også fosfor. I de efterfølgende 2 kampagner faldt fosforbindingsevnen gradvist, først i den første filterbrønd, og derefter i de efterfølgende filterbrønde. I alt blev der bundet ca. 600 g fosfor i fosforfilteret, hvilket svarer til ca.  $2,2 \text{ kg/m}^3$ .



Figur 5.15 (A) Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse,  $n=5$ ) indløbs- og afløbskoncentration af total-fosfor i de tre kalcit-filtre i målekampagne 3-8; og (B) gennemsnitlig ( $\pm 1$  standardafvigelse,  $n=5$ ) mængde fosfor fjernet i de tre filtre.

## 5.8 Kalcium and pH

I bundfældningstanken faldt pH som forventet som følge af mineralisering (Figur 5.16B), og pH faldt ligeledes i det første bed som følge af nedbrydning af organisk stof og nitrifikation. I kalcit-filtrene steg pH ca. en pH-enhed samtidig med at kalcium koncentrationen steg (Figur 5.16A). Ved passage gennem kalcit-filtrene steg kalcium koncentrationen gennemsnitligt fra 127 til 193 mg/L. Hvis det antages, at stigningen skyldes opløsning af  $\text{CaCO}_3$ , kan det estimeres, at ca. 40 kg kalcit var gået i opløsningen i løbet af forsøgsperioden. I det andet bed faldt kalcium koncentrationen svagt, og pH forblev næsten på det samme niveau (Figur 5.16B).



Figur 5.16: Gennemsnitlig ( $\pm 1$  standard afvigelse,  $n=30$  eller  $40$ ) koncentration af (A) kalcium (Ca) og (B) pH i de 7 målepunkter i forsøgsanlægget. Målepunkter: 1: indløb til bundfældning; 2: afløb bundfældning; 3: afløb første bed; 3a: afløb første P-filter; 3b: afløb andet P-filter; 4: afløb tredje P-filter; 5: afløb andet bed.

## 5.9 Indikator bakterier

Fjernelsen af indikator bakterier i anlægget var ikke inkluderet i nærværende projekt. Reduktionen af indikator bakterier i systemet blev imidlertid gennemført som en del af et afgangprojekt for en gæstestuderende, Angels Cabello, fra det tekniske Universitet i Barcelona. Der blev gennemført fire målekampanjer efter samme koncept som de øvrige undersøgelser (to med og to uden recirkulering), og spildevandets indhold af total coliforme bakterier, fækale coliforme bakterier og fækale streptokokker blev undersøgt. Resultaterne af de bakteriologiske undersøgelser er publiceret i en afhandling af Cabello et al. /2/, og hovedresultaterne summeres i de følgende afsnit.

Tabel 5.6 Koncentration (middelværdi  $\pm 1$  standardafvigelse,  $n=5$ ) af indikator bakterier i forsøgsanlægget i Trige ved 4 målekampanjer i november 2002 (kampagne A og B) og februar 2002 (kampagne C og D). Kampagne A og C var uden recirkulering, og kampagne B og D med recirkulering.

	Indløb	Udløb sed. tank	Udløb Bed 1	Udløb P-filter	Udløb Bed 2
Total coliforme ( $10^6$ cfu/100 ml):					
A	35 $\pm$ 19	71 $\pm$ 46	2,0 $\pm$ 3,0	0,29 $\pm$ 0,54	0,01 $\pm$ 0,01
B	84 $\pm$ 53	27 $\pm$ 1,0	0,87 $\pm$ 0,80	0,02 $\pm$ 0,03	0,01 $\pm$ 0,01
C	8,8 $\pm$ 3,5	8,1 $\pm$ 2,9	0,27 $\pm$ 0,32	0,009 $\pm$ 0,012	0,002 $\pm$ 0,001
D	4,0 $\pm$ 0,8	4,0 $\pm$ 1,4	0,24 $\pm$ 0,34	0,001 $\pm$ 0,001	0,001 $\pm$ 0,001
Fækale coliforme ( $10^6$ cfu/100 ml):					
A	27 $\pm$ 15	39 $\pm$ 46	0,25 $\pm$ 0,16	0,15 $\pm$ 0,27	0,04 $\pm$ 0,05
B	56 $\pm$ 36	19 $\pm$ 15	0,75 $\pm$ 0,55	0,02 $\pm$ 0,02	0,01 $\pm$ 0,01
C	4,5 $\pm$ 2,1	5,5 $\pm$ 4,3	0,16 $\pm$ 0,17	0,005 $\pm$ 0,007	0,001 $\pm$ 0,001
D	3,0 $\pm$ 1,0	2,7 $\pm$ 1,0	0,19 $\pm$ 0,23	0,001 $\pm$ 0,001	0,001 $\pm$ 0,001
Fækale streptokokker ( $10^3$ cfu/100 ml):					
A	712 $\pm$ 344	530 $\pm$ 141	104 $\pm$ 163	24 $\pm$ 33	6 $\pm$ 14
B	327 $\pm$ 132	274 $\pm$ 42	26 $\pm$ 15	7 $\pm$ 4	1,0 $\pm$ 0,7
C	210 $\pm$ 63	160 $\pm$ 45	13 $\pm$ 10	0,5 $\pm$ 0,6	0,2 $\pm$ 0,2
D	190 $\pm$ 63	158 $\pm$ 62	23 $\pm$ 37	0,3 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,2

Den gennemsnitlige rensegrad for de tre grupper af indikator bakterierne var 99,5-99,9%, hvilket tyder på, at det vertikale filteranlæg effektivt fjerner patogene bakterier. Ved en hydraulisk belastning på 0,52-1,37 m/døgn reducerede det første vertikale bed indholdet af total coliforme bakterier med ca. 1,5 log-enheder, fækale coliforme bakterier med 1,7 log-enheder, og fækale streptokokker med 0,8 log-enheder (Tabel 5.6). I det andet bed, der modtog mindre mængder vand per areal (0,26-0,69 m/døgn) og allerede rensat vand, var reduktionen af indikator bakterierne lavere. Reduktionen af bakterierne var god og uafhængig af, om der blev recirkuleret afløbsvand tilbage til bundfældningstanken.

Omsætningskonstanterne for reduktionen af indikator bakterierne i det første bed, der modtog afløb fra bundfældningstanken, var 3,2 m/døgn for total coliforme bakterier, 3,3 m/døgn for fækale coliforme bakterier, og 2,1 m/døgn for fækale streptokokker. En mere detaljeret gennemgang af undersøgelserne kan ses i Cabello et al. 2002 /2/.

## 5.10 Samlet vurdering af erfaringer fra forsøgsanlægget i Trige

På baggrund af konstruktion og drift af forsøgsanlægget i Trige kan følgende informationer af relevans for konstruktion, dimensionering og drift af fuldskala anlæg til behandling af husspildevand i det åbne land udledes.

### 5.10.1 Temperatur og frostbeskyttelse

Der blev ikke i forsøgsperioden observeret problemer med tilfrysning af fordelersystemet på anlæggenes overflade. Den forholdsvis høje hydrauliske belastning af bedene kan have modvirket frostproblemer. Det kan ikke på basis af erfaringerne fra Trige udelukkes, at der kan opstå problemer med tilfrysning af fordelersystemet og bedenes overflade i strenge vintre, hvis der ikke træffes foranstaltninger til isolering af overfladen. Isolering med 20 cm træflis er anvendt i det ene bed i Trige, og laget har ikke haft synlig negativ effekt på planter eller fordeling af vand. Det kan derfor anbefales, at fordelersystemet og filterets overflade isoleres ved udlægning af ca. 20 cm træflis (eller andet isolerende materiale) på overfladen.

### 5.10.2 Vandbelastning

Der blev observeret opstuvning af vand på overfladen af det lille bed første gang i kampagne 4 efter et døgn med megen nedbør og en hydraulisk belastning af anlægget på  $>10\text{m}^3/\text{døgn}$ , hvilket svarer til en overfladebelastning på 2 m/døgn for det lille bed. I de efterfølgende kampagner, hvor den gennemsnitlige hydrauliske belastning på bedet i kampagnerne var mellem 0,5 og 1,2 m/døgn, blev der også observeret opstuvning af vand på bedets overflade. Den maksimale hydrauliske belastning bør derfor ikke overstige 0,6 m/døgn, og det er ønskeligt, at der periodevis er væsentligt lavere belastning, således at en eventuel skorpedannelse på overfladen kan mineraliseres ved udtørring.

### 5.10.3 Iltmætning

Der opnås generelt en god iltmætning af spildevandet ved passage gennem et vertikalt filter ( $>60\%$ ) selv ved høje organiske belastninger. Såfremt spildevandet, der passerer fosforfilteret, indeholder restmængder af  $\text{BI}_5$ , vil iltindholdet falde og evt. helt forsvinde som følge af vandets lange opholdstid i det vandmættede fosforfilter. Renseklasserne, der skal opfyldes i det åbne land, indeholder ikke krav om iltmætning, og derfor er det ikke nødvendigt at sikre en yderligere iltning af vandet inden afledning fra fosfor-filteret.

### 5.10.4 Suspenderede stoffer

Tilledning af suspenderede stoffer til det beplantede bed bør holdes lavt med henblik på at mindske risikoen for tilklogning af filterets overflade og deraf følgende problemer med opstuvning af vand. Det gennemsnitlige indhold af suspenderet stof i tilløbet til det første bed varierede mellem 50 og 140 mg/L i de 8 målekampagner. I alle tilfælde var indholdet i afløbet fra bedet  $<15\text{ mg/L}$ . Der kunne ikke observeres nogen sammenhæng mellem indhold af suspenderet stof i tilløbet til

bedet og vand på overfladen af bedet. Det kan således antages, at fjernelsen af TSS i en 2 m<sup>3</sup> bundfældningstank ved en husstand er fuldt tilfredsstillende, selv ved en 100% recirkuleringsrate af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken. Reduktionen må, på grund af den korte opholdstid i bundfældningstanken i denne undersøgelse, forventes at være bedre end målt her. Renseklasserne, der skal opfyldes i det åbne land, stiller ikke særlige krav til reduktion af TSS, men indholdet i afløbet fra det beplantede bed bør være lavt for at mindske risikoen for tilklogning af det efterfølgende fosforfilter. En tilstrækkelig reduktion opnås under alle de undersøgte belastningsforhold. Der skal derfor ikke træffes særlige forholdsregler i anlægget med henblik på at reducere TSS.

#### 5.10.5 Biokemisk iltforbrug

Reduktionen af BI<sub>5</sub> var særdeles effektiv i de beplantede vertikale bede. Afløbskoncentrationen fra det første bed var gennemgående mindre end 10 mg/L. Afløbskoncentrationen steg med overfladebelastningen, og især i situationer hvor der var opstuvning af vand på bedenes overflade som følge af hydraulisk overbelastning. På baggrund af den estimerede omsætningskonstant for BI<sub>5</sub> i det første beplantede vertikale bed kan det beregnes, at der teoretisk skal anvendes mindre 1 m<sup>2</sup>/PE for at opnå 95% reduktion af BI<sub>5</sub>. Recirkulering af nitrificeret afløbsvand tilbage til bundfældningstanken øger og stabiliserer omsætningen af BI<sub>5</sub>, hvilket skyldes at spildevandet passerer filteret flere gange, samt at filteret udnyttes mere effektivt. Det kan derfor anbefales, at anvende recirkulering af afløbsvand til bundfældningstanken med henblik på at opnå en effektiv og stabil rensning for BI<sub>5</sub>.

#### 5.10.6 Nitrifikation

Den gennemsnitlige netto-nitrifikationsrate (nitrat-produktionsrate) i de to beplantede bede var henholdsvis 9,2 ± 7,3 g/m<sup>2</sup>/døgn i det første bed og 2,4 ± 3,0 g/m<sup>2</sup>/døgn i det andet bed. Nitrifikationsraten varierede imidlertid mellem 1,6 g/m<sup>2</sup>/døgn i kampagne 8, hvor temperaturen var lav og bedet var delvist oversvømmet pga. hydraulisk overbelastning, og 25,9 g/m<sup>2</sup>/døgn ved kampagne 4. Tages udgangspunkt i den gennemsnitlige nitrifikationsrate i det første bed, kan det konkluderes, at der som gennemsnit skal anvendes mindre end 2 m<sup>2</sup>/PE for at opfylde kravet om 90% nitrifikation. Undersøgelserne viser også, at det er af afgørende betydning at opretholde umættede forhold i filteret. Der må derfor ikke forekomme tilklogning af bedets overflade som følge af hydraulisk overbelastning. Recirkulering af nitrificeret afløbsvand til bundfældningstanken øger fjernelsen af total-N. Renseklasserne, der skal opfyldes i det åbne land, stiller ikke særlige krav til reduktion af total-N, men det er selvfølgelig ønskeligt at reducere udledningen mest muligt.

#### 5.10.7 Fosfor

Undersøgelserne viser at bindingen af fosfor til mediet i de beplantede filteranlæg er yderst begrænset kvantitativt set. Der sker nogen reduktion i bundfældningstanken (ca. 30%), men det er nødvendigt at etablere særlige foranstaltninger for at opfylde rensklasserne med krav om 90% reduktion af fosfor. Desværre blev kalcit-filtrene i denne undersøgelse kraftigt hydraulisk overbelastet af hensyn til at sikre stor belastning på de beplantede bede. Dette bevirkede, at kontakttiden blev kort, og at fosforbindingskapaciteten i filtermaterialet blev forholdsvis hurtigt opbrugt. Undersøgelserne viser dog, at det er muligt at etablere et særskilt filter baseret på kalcit til reduktion af fosfor. Kalcit materialet i Trige anlægget bandt ca. 2,2 kg fosfor per m<sup>3</sup>. Dette er ca. en 10-faktor lavere end fundet i laboratorieundersøgelser. Det er dog muligt, at den korte



kontakttid er en medvirkende årsag til den reducerede bindingsevne. Antages det, at bindingsevnen er som fundet i Trige-anlægget, kan det beregnes, at der skal bruges 1,3 m<sup>3</sup> kalcit per husstand per år for at sikre en 90% reduktion af total-P. Vi forventer dog at kapaciteten er større ved længere kontakttid. Dette undersøges p.t., bl.a. i fuldskalaanlægget ved Mosehuset (se også afsnit 7.2.9).

I sidste halvdel af undersøgelsesperioden var der problemer med tilstopning og nedsat hydraulisk kapacitet af kalcit-filtrene ved Trige anlægget. Det er uklart, om disse problemer skyldes en 'pakning' af filteret som følge af delvis opløsning af kalcit-materialet med tiden, om det skyldes dannelse af biofilm (pga. at der i perioder blev tilledt vand til filteret med et forholdsvis højt indhold af BI<sub>5</sub>), eller om det skyldes den høje hydrauliske belastning. I fuldskala anlæg er det afgørende, at der kan opretholdes en tilstrækkelig høj vandledningsevne i filteret i hele filterets driftsperiode (et år), og derfor er yderlige undersøgelser desangående påkrævede.

# 6 Fuldskala anlæg til enkelthusstand

Baseret på driftserfaringerne fra forsøgsanlægget ved Trige RA, hvor hydraulik, omsætningshastigheder for organisk stof og nitrifikation samt forholdene vedr. fosforfældning er undersøgt, blev der designet et fuldskala anlæg til behandling af spildevand fra en enkelt husstand. Anlægget blev etableret i maj 2002 i tilknytning til en enkelt husstand på Djursland (Mosehuset) beboet af to voksne og to børn.

## 6.1 Design parametre

Anlægget er designet ud fra standard værdier for belastningen fra 5 personækvivalenter. Udlederkravene er baseret på stofmængder. Kravet om 90%-nitrifikation betyder derfor, at der maksimalt må udledes en  $\text{NH}_4\text{-N}$  mængde svarende til 10% af indløbsmængden af total-N.

Tabel 6.1. Design parametre og stofreduktionskrav for fuldskalaanlægget ved Mosehuset (5 PE). Krav om fjernelse svarer til at SOP-kravene skal opfyldes.

Indløbsparametre	Enhed	Værdi
PE	Antal	5
Flow/PE	$\text{m}^3/\text{d}/\text{PE}$	0,15
Flow [ $Q_{\text{gennem-d}}$ ]	$\text{m}^3/\text{d}$	0,75
Flow [ $Q_{\text{maks-d}}$ ]	$\text{m}^3/\text{d}$	2,25
Flow [ $Q_{\text{maks-h}}$ ]	$\text{m}^3/\text{h}$	0,375
$\text{BI}_5$	g/d	300
Tot-N	g/d	62,5
Tot-P	g/d	12,5
Krav til stoffjernelse		
$\text{BI}_5$ (95%)	g/d	285
Nitrifikation (90%)	g/d	56,25
Tot-P(90%)	g/d	11,25
Krav til udløbskoncentrationer		
$\text{BI}_5$	mg/L	20
$\text{NH}_4\text{-N}$	mg/L	8,33
Tot-P	mg/L	1,125

I renseklasserne, der er beskrevet i spildevandsbekendtgørelsen, anvendes rensegrader. Årsagen hertil er, at der herved er mulighed for at tage højde for alternative løsninger til fjernelse af dele af spildevandet, f.eks. separation af urin, multitoiletter, mv. Hvor det er hele spildevandet, der skal renses, mener Miljøstyrelsen, at rensegraderne skal fortolkes svarende til de udlederkrav, der anvendes for minirenselanlæg i bekendtgørelse nr. 500 af 21. juni 1999 om typegodkendelse af minirenselanlæg. Heri er angivet for SOP klassen:

$\text{BI}_5$ (mod):	<10 mg/l
$\text{NH}_3/\text{NH}_4\text{-N}$	< 5 mg/l
Total-P	< 1,5 mg/l

Afløbet fra anlægget skal overholde disse afløbsværdier for at opfylde SOP renseklassen, selv om stofreduktionskrave giver anledning til højere udløbskoncentrationer for  $\text{BI}_5$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ , jf. Tabel 6.1.

## 6.2 Dimensionerings parametre

Ud fra resultaterne fra de forskellige testserier på forsøgsanlægget i Trige kan det konkluderes, at der kan opnås en tilstrækkelig spildevandsrensning ved

anvendelsen af et enkelt vertikalt filter efterfulgt af en fosforfældningsenhed. Yderligere kan reduktionen af total-kvælstof forbedres ved recirkulering af nitrificeret afløbsvand til bundfældningstanken.

De anbefalede dimensioneringsparametre for henholdsvis organisk stof og nitrifikation samt vandbelastning baseret på resultater fra forsøgsanlægget er anført i Tabel 6.2. Tabellen viser det nødvendige filterareal, hvis anlægget drives uden recirkulering, og såfremt det drives med 100% recirkulering. Ligeledes er der for reduktion af  $BI_5$  lavet beregninger baseret på den gennemsnitlige omsætning (median  $k_{BOD}$  værdien) og på basis af 5%-fraktil  $k_{BOD}$  værdien, der giver en væsentligt større sikkerhed. Det fremgår af tabellen, at der kræves et filterareal på ca. 7,5 m<sup>2</sup> både med og uden recirkulering. Der er imidlertid flere grunde til at foretrække drift med recirkulering. Ved gennemsnitlige vandbelastninger vil reduktionen af organisk stof være mere effektiv med recirkulering. Derudover vil der ved recirkulering fjernes en væsentlig mængde kvælstof i bundfældningstanken som følge af denitrifikation. Dette er der ikke taget højde for i arealkravet for nitrifikation ved recirkulering. Kravet til en maksimal vandbelastning på 0,6 m/d bliver den dimensionsgivende faktor med et filterarealkrav på 7,5 m<sup>2</sup>, svarende til 1,5 m<sup>2</sup>/PE.

Tabel 6.2 Dimensioneringsparametre og beregnet arealkrav for et 5 PE vertikalt filteranlæg. Det nødvendige filterareal er beregnet både uden recirkulering og ved en 100% recirkulering til bundfældningstanken.

	Dimensioneringsværdi		Areakrav	
	Uden recirkulering	Med 100% recirkulering	Uden recirkulering	Med 100% recirkulering
<b>A: Vandbelastning</b>				
$q_{(genm-d)}$	0,3 m/d	0,3 m/d	2,5 m <sup>2</sup>	5 m <sup>2</sup>
$q_{(maks-d)}$	0,6 m/d	0,6 m/d	3,75 m <sup>2</sup>	7,5 m <sup>2</sup>
<b>B: Organisk stof</b>				
$k_{BOD}$ (median)	1,2 m/d	2 m/d	2,31 m <sup>2</sup>	2,25 m <sup>2</sup>
$K_{BOD}$ (5%-fraktil)	0,37 m/d	0,93 m/d	7,48 m <sup>2</sup>	4,83 m <sup>2</sup>
<b>C: Nitrifikation</b>				
Nitrifikationsrate	10 g/m <sup>2</sup> /d	*10 g/m <sup>2</sup> /d	5,63 m <sup>2</sup>	*5,63 m <sup>2</sup>
<b>D: Fosfor</b>				
Fjernes i kalcit filter	-	-	-	-

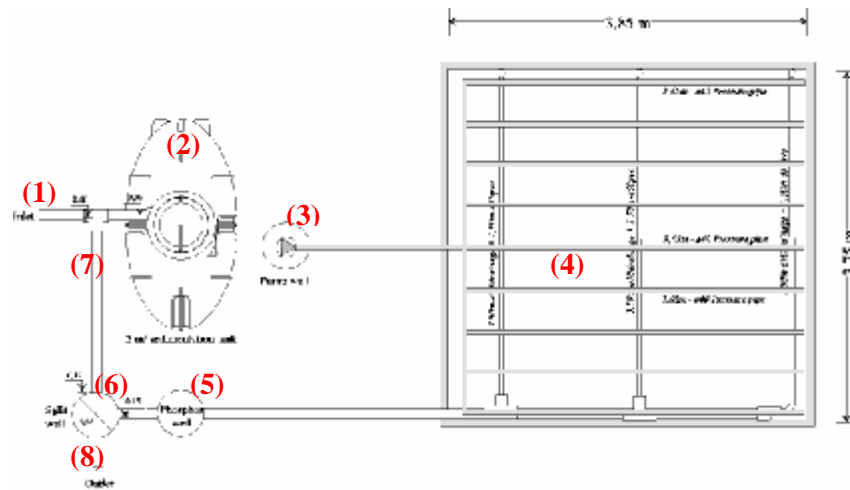
\*Den øgede fjernelse af total-N ved denitrifikation i bundfældningstanken ved recirkulering er ikke indregnet i arealkravet for nitrifikation. Derfor vil arealkravet være mindre end angivet.

### 6.3 Anlægsdesign

Designet af fuldskala anlægget er udført på basis af resultater fra forsøgsanlægget samt en optimering af anlægsøkonomien i relation til datasikkerhed for renseevne. Komponentvalg af rør, brønde og pumpe tager udgangspunkt i standard produkter, som er tilgængelig hos den lokale trælasthandel. Filtermateriale vælges ud fra almindelig tilgængelige grusfraktioner.

De anbefalede mængder filtermateriale for henholdsvis drænlag og filterlag vælges ud fra kravet om filterareal samt en anbefalet dybde på minimum 1 meter.

Det vil være nødvendigt at tilkøre to læs grus med en 12 tons lastbil med grab. Da prisen for grus er lille i forhold til transport, blev det bestemt at tilkøre to hele læs grus, i alt 15 m<sup>3</sup> grus, fordelt med ca. 3 m<sup>3</sup> drængrus og 12 m<sup>3</sup> filtergrus. Disse grusmængder giver et filterareal på ca. 15 m<sup>2</sup> ved en filterdybde på 1 meter (inklusive drænlag). Fuldskala anlægget blev opbygget som vist i Figur 6.1.



Figur 6.1 Teknisk tegning af fuldskalaanlægget ved Mosehuset. (1) Ubehandlet spildevand; (2) 2-m<sup>3</sup> tre-kammer bundfældningstank; (3) pumpebrønd; (4) beplantet filteranlæg; (5) Kalcit-filter; (6) Splitbrønd til recirkulering; (7) recirkulering til bundfældningstankens første kammer; (8) Afløb.

Ubehandlet spildevand tilledes (1) til en 2 m<sup>3</sup> tre-kammer bundfældningstank, hvor sedimentérbart materiale og flydestoffer tilbageholdes. Efter bundfældningstanken ledes det bundfældede spildevand til en pumpebrønd (3), hvor en standard kloakpumpe med indbygget niveaustyring pumper spildevandet via trykfordelerrør til overfladen af det beplantede grusfilter (4). Spildevandet risler ned gennem grusfilteret og opsamles af det underliggende drænsystem, hvorfra det rensede vand ledes til fosforfælningsbrønden (5). Fosforfælningsbrønden er konstrueret med anvendelse af standard komponenter, og sikrer at hele fosforfilteret gennemstrømmes. Fra fosforfilteret ledes det rensede vand til en splitbrønd (6), hvor recirkulationsgraden kan reguleres. Det recirkulerede vand ledes tilbage til tilløbet til bundfældningstanken (7). Afløbet fra rensaanlægget ledes til en recipient (8), som i dette tilfælde er en nyanlagt sø uden afløb.

#### 6.4 Etableringen af fuldskalaanlægget.

Fuldskalaanlægget blev etableret i perioden 14.-17. maj 2002.



Figur 6. Error! Unknown switch argument.  
Tre-kammer bundfældningstank sættes



Figur 6. Error! Unknown switch argument.  
Pumpebrønd og fosforbrønd samt



Figur 6. **Error! Unknown switch argument.** Filteret etableres som delvis



Figur 6. **Error! Unknown switch argument.** Membran og bunddræn udlægges.



Figur 6. **Error! Unknown switch argument.** Grus er lagt ud med grab. Konvektionsrør er ført op. Udløbsrør er ført ud gennem membranen



Figur 6. **Error! Unknown switch argument.** Trykfordelerrør til fordeling af spildevandet på filteroverfladen er udlagt med en indbyrdes afstand på ca. 0,5 meter



Figur 6. **Error! Unknown switch argument.** Filtret er beplantet med tagrør med en tæthed på 6 planter pr m<sup>2</sup>. I baggrunden ses den nyanlagte sø som er recipient for renseanlægget.



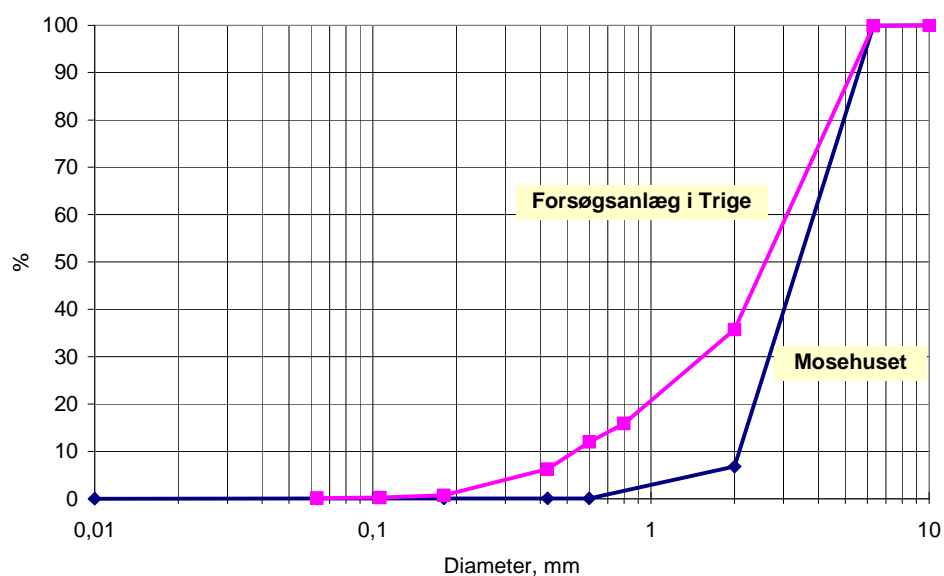




Figur 6.9 Det beplantede filter er isoleret mod frost af et 15-cm tykt lag træflis på overfladen. Membran er beskyttet mod lys ved dækning med en geotekstil og kampesten.

## 6.5 Filtermedium

Som filtermedium blev der anvendt 2-4 mm vasket filtergrus. Filtermaterialet indeholder ikke så mange fine partikler som materialet anvendt ved forsøgsanlægget i Trige (Figur 6.10).

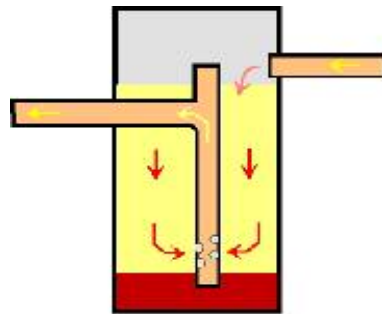


Figur 6.10 Teksturkurver for det anvendte filtermedium ved forsøgsanlægget i Trige og i anlægget ved Mosehuset.

Dette blev dels valgt ud fra tilgængeligheden af materiale, dels for at modvirke eventuelle problemer med tilklogning, som i Trige forekom ved meget høje hydrauliske belastninger. Resultaterne fra Mosehuset tyder dog på (se senere), at det ville have været ønskeligt med et mere finkornet filtermedium. Tykkelsen af filtermediet er ca. 10 cm lavere end i Trige anlægget. Den samlede filtertykkelse af filterlag (80 cm) plus drænlag (20 cm) er ca. 1 m. Det forholdsvis grove filtermedium samt den lidt lavere dybde af mediet bevirker imidlertid, at vandets opholdstid i filtermediet bliver meget kort, og der kan derfor være problemer med at opnå fuld nitrifikation, når der ikke recirkuleres (se senere).

## 6.6 Fosforfilter

Fosforfilteret blev opbygget i en 60-cm diameter brønd som skitseret på Figur 6.11. I bunden af brønden blev udlagt et ca. 15 cm tykt lag af Leca nødder. Kalcit materialet blev sigtet i en 2 mm sigte for at fjerne de fineste fraktioner inden placering i brønden. Højden af kalcit-filteret er ca. 70 cm, hvilket svarer til et volumen på ca. 200 liter.



Figur 6.11 Opbygning af fosfor filter med kalcit

## 6.7 Økonomi

Omkostningerne til etablering af anlægget er opgjort i nedenstående Tabel 6.3. Da der samtidig med etableringen af anlægget er etableret en sø samt lavet kloakering fra husstanden, er omkostningerne hertil skønsmæssigt fratrukket entreprenør udgifterne. Anlægsejer (og projektdeltagerne) har bistået ved etableringen og færdiggørelsen af anlægget, herunder beplantning og udlægning af flis. Det ses, at den samlede anlægspris (uden bundfældning) er ca. 22.000 kr + moms. Hertil kommer udgifter til planter og kalcit, som ved Mosehuset blev doneret. Anlægsprisen er således ca. 25.000 kr + moms.

Tabel 6.3. Materiale og anlægsudgifter for fuldskala anlægget Mosehuset. Priserne er inklusiv timelønnet arbejde, men eksklusiv moms

		Enheds priser /enhed	Euro – US\$	DKK	
Gravearbejde	Timer	16	52	832	DKK 6,240
Timearbejde	Timer	16	32	512	DKK 3,840
Membran		1	300	300	DKK 2,250
Grus og sand	m <sup>3</sup>	16,5	30	495	DKK 3,712
Rør og fittings	m	16	3,45	55	DKK 414
Brønde		3	133	399	DKK 2,992
Pumper		1	200	200	DKK 1,500
Flis til isolering	m <sup>3</sup>	10	16	160	DKK 1,200
Omkostninger, ekskl. Bundfældningstank				2,953	DKK 22,149
Bundfældningstank				1200	DKK 8,880
Gravearbejde		4	h	71	DKK 527
Rør og fittings				53	DKK 395
Omkostninger, inkl. Bundfældningstank					DKK 31,952



# 7 Driftsresultater fra Mosehuset

## 7.1 Drift og analyseprogram

Anlægget ved Mosehuset blev etableret 14.-17. maj 2002 og blev taget i drift umiddelbart herefter. I perioden frem til medio oktober 2002 har anlægget kørt uden recirkulering af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken. Men fra den 16. oktober er der recirkuleret med ca. 300%, dvs. der recirkuleres en vandmængde der svarer til ca. 3 gange vandbelastningen. Recirkuleringen blev standset igen den 20. november 2002.

Der er foretaget prøvetagning i anlægget siden 10. juli 2002. Prøverne er udtaget som stikprøver på følgende positioner i anlægget:

- Tilløb: Afløb fra bundfældningstank
- Afløb fra det beplantede filter, før fosforfældningsbrønd
- Udløb: Afløb fra fosforfældningsbrønd

Derudover er der taget prøver i recipienten (sø). Det har ikke været muligt at udtage repræsentative prøver af indløbet af rå spildevand til bundfældningstanken, hvorfor belastningen på anlægget (udledningen fra husstanden) ikke kan registreres direkte.

Umiddelbart efter prøvetagningen er der målt temperatur og pH og udtaget prøver til analyse for opløst ilt (ved Winkler teknik) i alle prøver.

Efter hjemkomst til laboratoriet er prøvernes indhold af følgende parametre analyseret ved anvendelse af standard metodik:

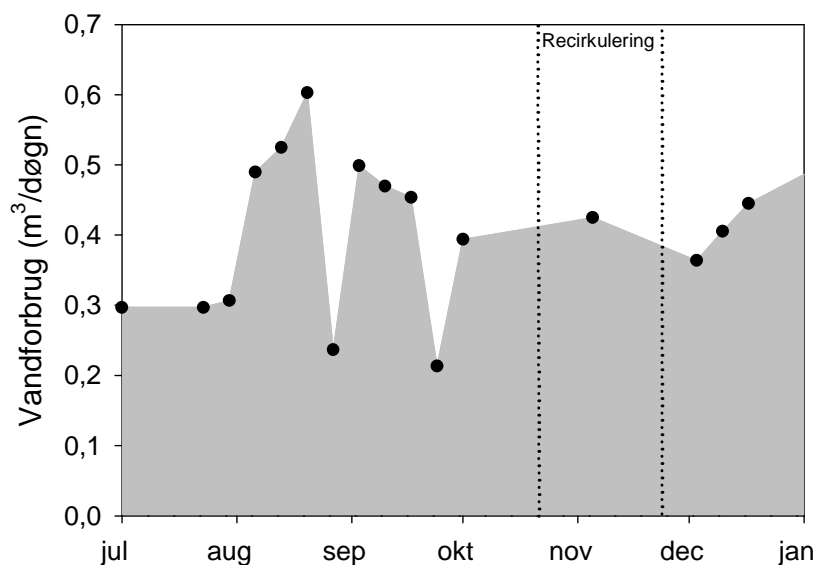
- Suspenderede stoffer (ved GF/C filtrering)
- BI<sub>5</sub> umodificeret
- NH<sub>4</sub>-N (spektrofotometrisk manuel teknik)
- NO<sub>2</sub>-N (ved FIA teknik)
- NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N (ved FIA teknik)
- Kjeldahl-N
- Opløst P (spektrofotometrisk manuel teknik)
- Total-P (spektrofotometrisk manuel teknik efter destruktion ved kogning i syre)
- Ledningsevne
- Kalcium (ved ICP teknik)

Vandbelastningen på anlægget er estimeret på baggrund af forbrugt vandmængde i husstanden, der aflæses ca. ugentligt.

## 7.2 Resultater

### 7.2.1 Vandforbrug

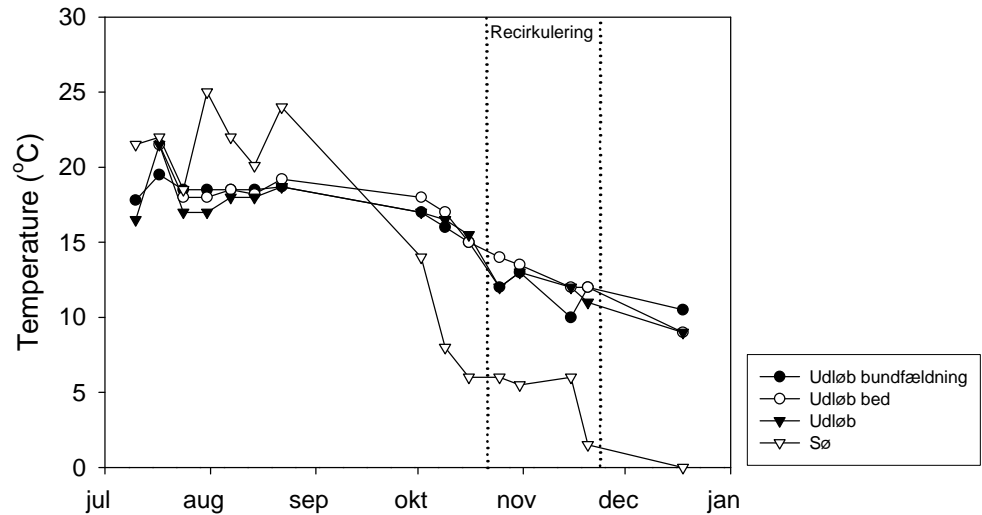
Det gennemsnitlige vandforbrug i husstanden i perioden har været 415 liter pr døgn (Figur 7.1). Dette svarer til et årsforbrug på  $151 \text{ m}^3$ . I perioden 1995 til 2001 har husstandens årlige vandforbrug varieret mellem  $147 \text{ m}^3/\text{år}$  i 1996 til  $213 \text{ m}^3/\text{år}$  i 2001. Det målte vandforbrug i undersøgelsesperioden stemmer således godt overens med husstandens tidligere forbrug. Medio august var det gennemsnitlige vandforbrug i en uge med børnefødselsdag høj, ca. 600 liter per døgn.



Figur 7.1 Vandforbrug i husstanden ved Mosehuset baseret på ca. ugentlige aflæsninger af vanduret i husstanden. Perioden med recirkulering af afløbsvand til bundfældningstanken er indikeret med lodrette linier (fra den 16. oktober til den 20. november 2002).

### 7.2.2 Temperatur

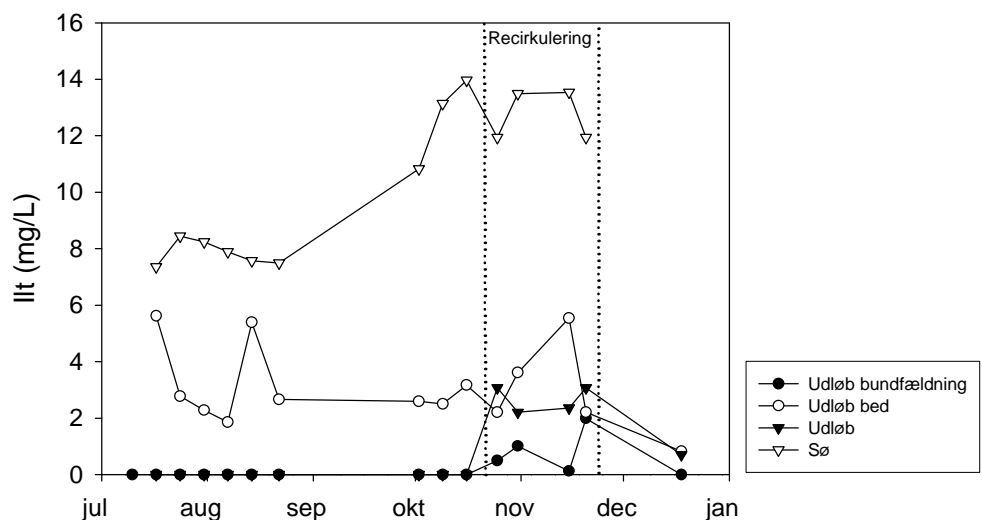
Vandtemperaturen i anlægget har været  $15\text{-}20^\circ\text{C}$  helt hen til ultimo oktober 2002 (Figur 7.2). Herefter sker en gradvis afkøling, men selv ultimo december, efter en periode med meget koldt vejr og tilfrysning af søen, er vandtemperaturen i anlægget ca.  $10^\circ\text{C}$ .



Figur 7.2 Målt vandtemperatur i det beplantede filteranlæg ved Mosehuset i 2002. Ved prøvetagningen i december var søen tilfrosset.

### 7.2.3 Ilt

Afløbet fra bundfældningstanken indeholdt ikke ilt, undtagen ved prøvetagninger i perioden med recirkulering af afløbsvand, hvor iltkoncentrationen var 0,1 til 2 mg/L (Figur 7.3). Koncentrationen af ilt i udløbet fra det vertikale bed varierede mellem 2 og 6 mg/L, men efter P-filteret var vandet igen iltfrit, undtagen når der blev recirkuleret. Dette skyldes, at der i perioden uden recirkulering stadig var forholdsvis høje koncentrationer af iltforbrugende stoffer i afløbet fra det vertikale bed (se senere).

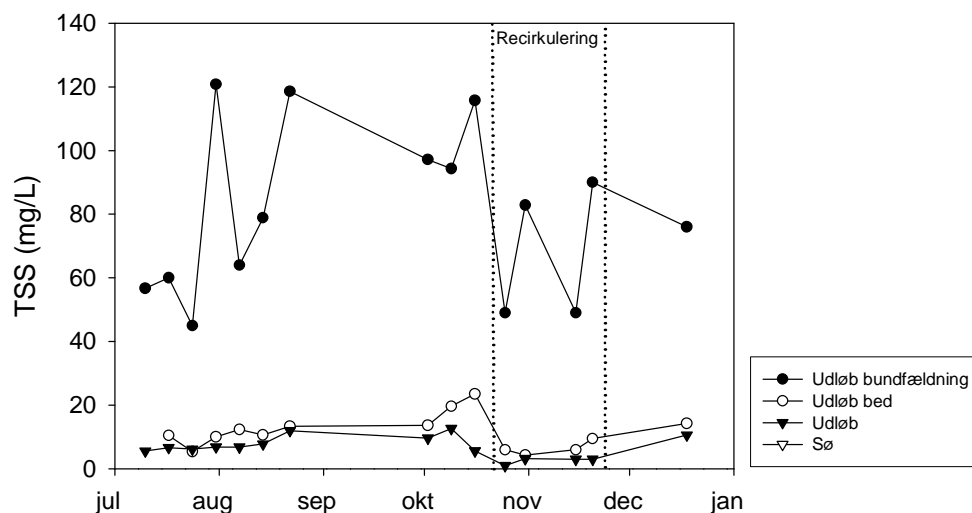


Figur 7.3 Koncentrationen af opløst ilt (mg/L) i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, og udløbet fra anlægget ved Mosehuset, 2002. Søen er anlæggets recipient.

### 7.2.4 Suspendert stof

Indholdet af TSS i afløbet fra bundfældningstanken varierede mellem 40 og 120 mg/L, hvilket svarer nogenlunde til niveauet målt i afløbet fra

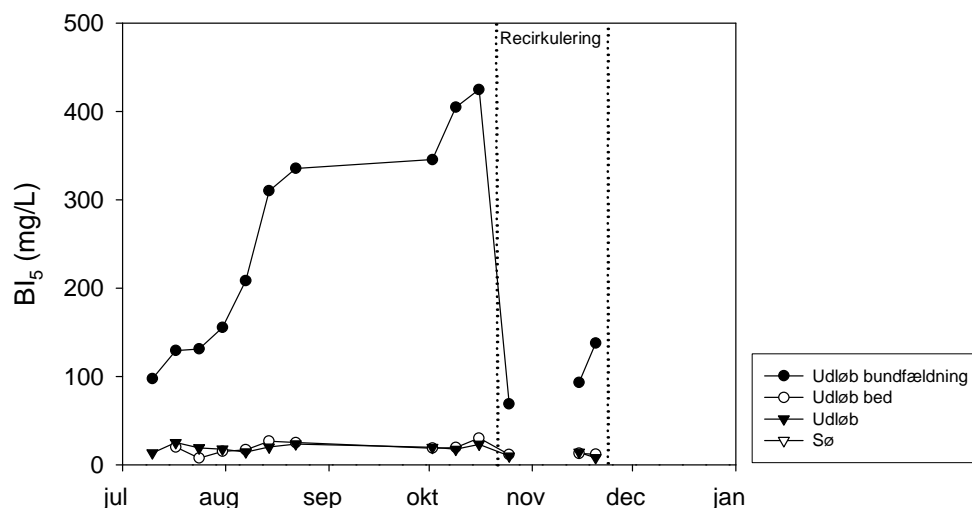
bundfældningstanken ved forsøgsanlægget i Trige (Figur 7.4). Det gennemsnitlige TSS indhold i afløbet fra det beplantede bed var 13 mg/L og afløbet fra P-filteret indeholdt gennemsnitligt 8 mg/L. I perioden med recirkulering var indholdet af suspenderede stoffer lavere i afløbet fra anlægget.



Figur 7.4 Koncentration af TSS i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, og udløbet fra anlægget ved Mosehuset, 2002. Der er ingen målinger i søen.

### 7.2.5 Biokemisk iltforbrug

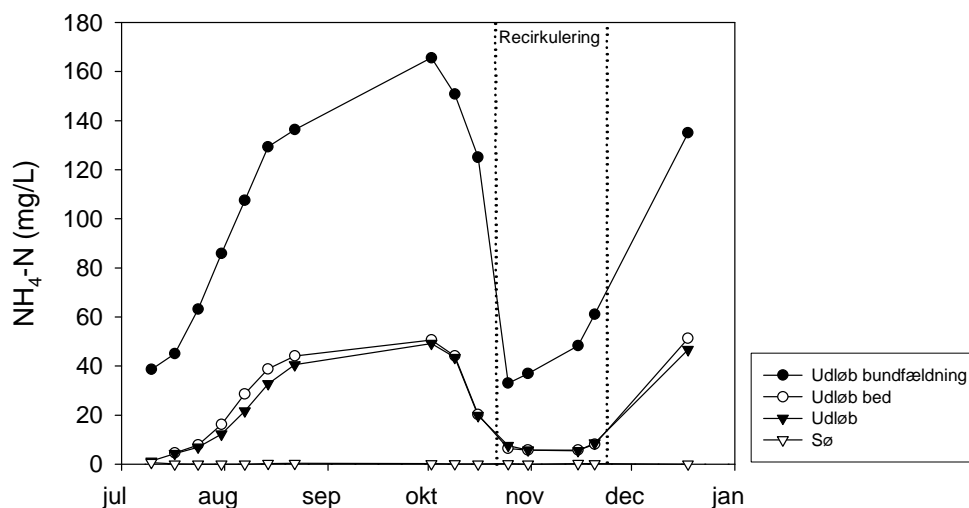
Det biokemiske iltforbrug i afløbet fra bundfældningstanken steg fra ca. 100 mg/L i juli til over 400 mg/L i oktober før recirkuleringen påbegyndtes (Figur 7.5). Dette afspejler formodentligt bundfældningstankens indkøringsperiode. Ved ca. 300% recirkulering faldt koncentrationen som forventet til ca. 100 mg/L. Gennemsnitlig afløbskoncentration fra det beplantede bed er ca. 18 mg/L, og efter fosforfilteret ca. samme niveau.



Figur 7.5 Koncentration af BI<sub>5</sub> i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, og udløbet fra anlægget ved Mosehuset, 2002. Der er ikke analyseret BI<sub>5</sub> i søen.

## 7.2.6 Ammonium

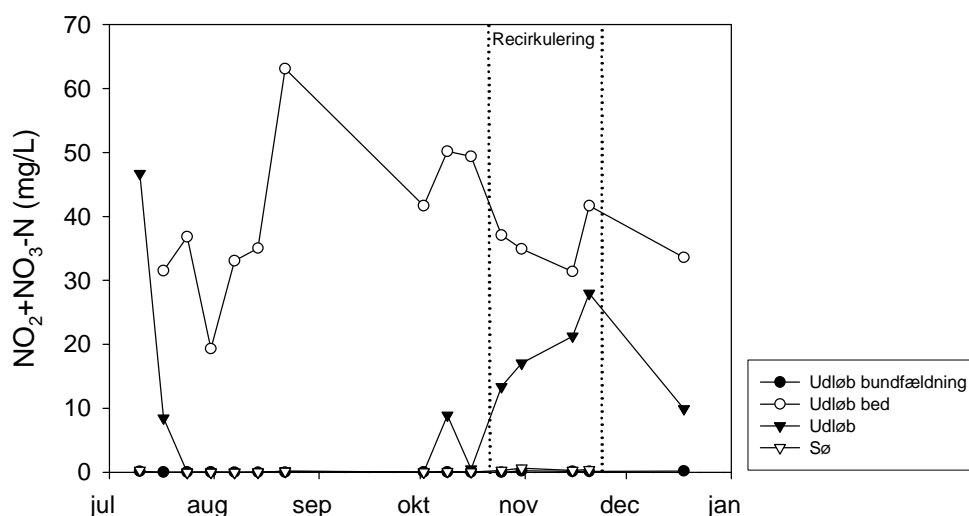
Koncentrationen af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i afløbet fra bundfældningstanken steg fra ca. 40 mg/L til 120-160 mg/L i perioden før recirkuleringen blev iværksat (Figur 7.6). Dette kan formodentligt tilskrives indkøringen af bundfældningstanken. Koncentrationen i afløbet steg i takt med indløbskoncentrationen på et niveau svarende til 70-80% reduktion (nitrifikation). Som følge af recirkuleringen på 300% faldt koncentrationen af  $\text{NH}_4\text{-N}$  både i indløb og afløb.



Figur 7.6 Koncentration af  $\text{NH}_4\text{-N}$  i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, udløbet fra anlægget, og søen ved Mosehuset, 2002.

## 7.2.7 Nitrat

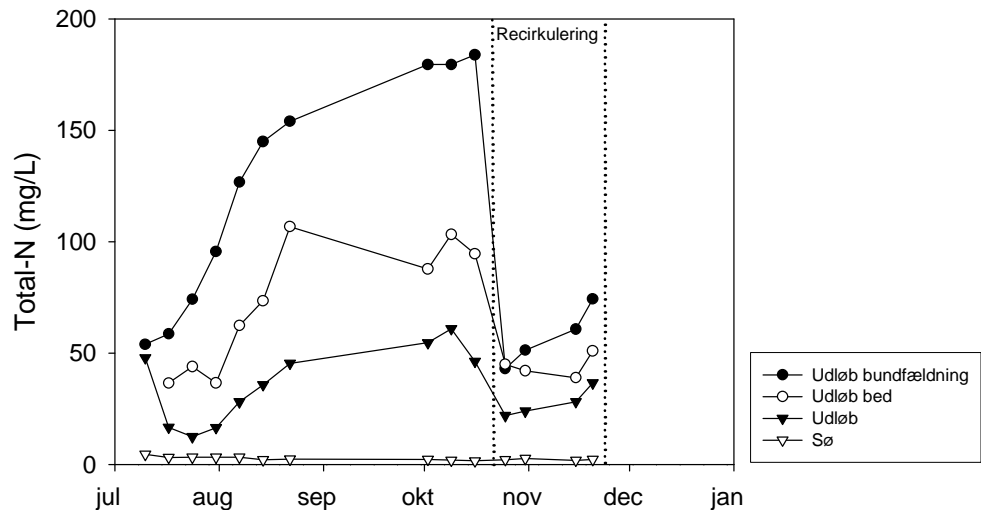
Der var som forventet stort set ikke nitrat i afløbet fra bundfældningstanken, selv med 300% recirkulering (Figur 7.7). Efter det vertikale bed var koncentrationen steget til 30-60 mg/L, men efter fosfor-filteret var nitrat koncentration igen meget lav, undtagen de første to prøvetagninger og ved recirkulering. Nitraten blev øjensynlig fjernet ved denitrifikation i fosforfilteret.



Figur 7.7 Koncentration af  $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$  i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, udløbet fra anlægget, og søen ved Mosehuset, 2002.

## 7.2.8 Total kvælstof

For total-N ses et tilsvarende indkøringsmønster som for  $\text{BI}_5$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Figur 7.8). Det ses af kurvernes forløb, at der faktisk fjernes en del kvælstof i fosfor-filteret ved denitrifikation. Der fjernes 40-50% total-N i det vertikale bed, og yderlige 20-30% i fosforfilteret. Ved recirkulering falder indholdet i afløbet fra bundfældningstanken som forventet, ligesom afløbskoncentrationen fra anlægget til søen falder.

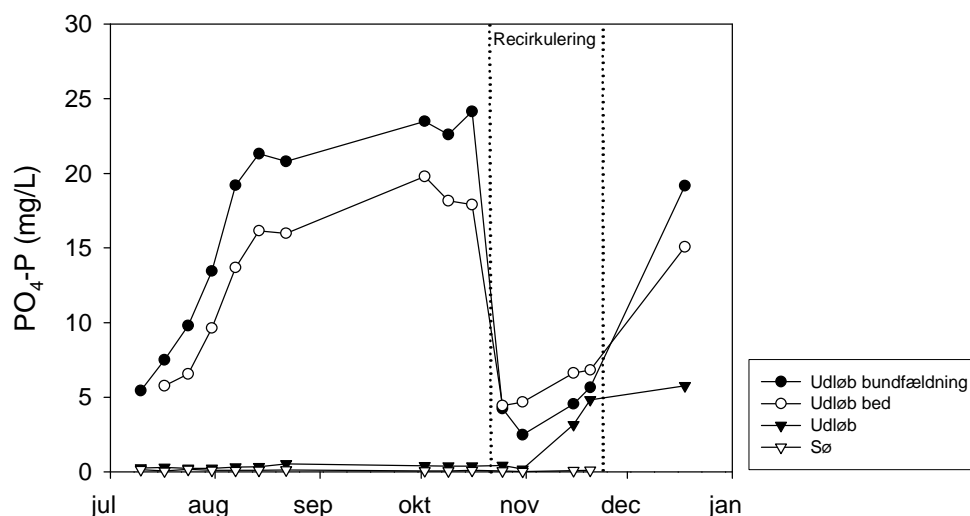


Figur 7.8 Koncentration af Total-N i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, udløbet fra anlægget, og søen ved Mosehuset, 2002.

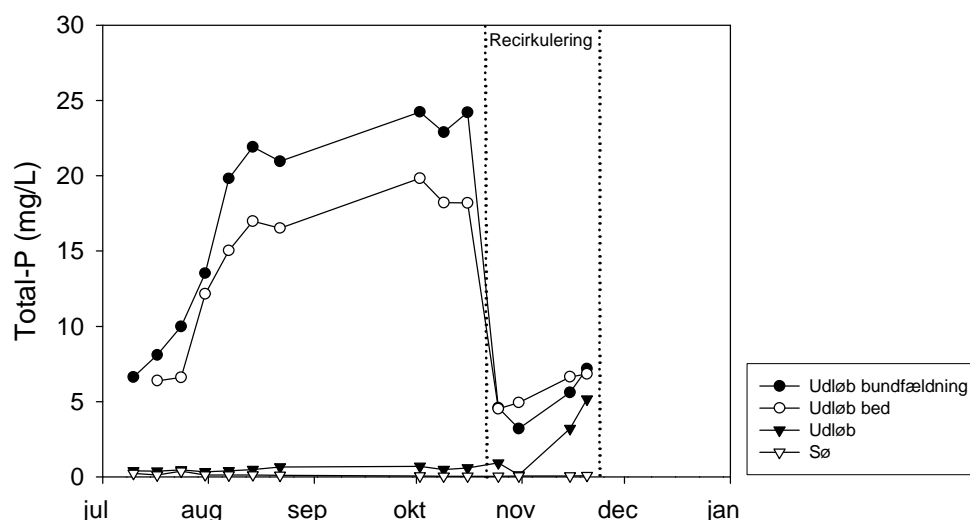
## 7.2.9 Fosfor

Figur 7.9 viser koncentrationen af opløst fosfor, og Figur 7.10 viser koncentrationen af total fosfor i anlægget. Det ses at indløbskoncentrationen, efter en indkøringsperiode, stiger til ca. 25 mg/L, og ved recirkulering falder koncentrationen til 5-8 mg/L. Koncentrationen i afløbet fra det vertikale bed er generelt 10-20% lavere end indløbet. Det kalcit-baserede fosfor-filter fjerner fosfor effektivt indtil midten af november, hvor der sker en gradvis stigning i afløbskoncentrationen til ca. 5 mg/L. Denne stigning kan skyldes, at filtermaterialets fosforbindingskapacitet er ved at være opbrugt. Men stigningen falder også sammen med, at den hydrauliske belastning på filteret firedobles pga. recirkuleringen, og kontakttiden derved formindskes betydeligt. Der blev i perioden med recirkulering observeret en begyndende opstuvning af vand i filterbrønden og overløb fra filterbrønden til afløbet. Dette skyldes muligvis den store vandbelastning, men det kan ikke udelukkes at vandledningsevnen i filteret var reduceret pga. delvis tilklogning. Derfor blev recirkuleringen stoppet ultimo november. Der er kun foretaget én prøvetagning efter at recirkuleringen blev stoppet, og fosforkoncentrationen i tilløbet er som forventet steget til ca. 20 mg/L. Koncentrationen i afløbet fra P-filteret er stadig 5-6 mg/L, hvilket til dels skyldes, at der stadig var et lille overløb fra filterbrønden pga. dårlig hydraulisk kapacitet. Det er derfor nødvendigt at undersøge årsagerne til klogningen nærmere. Eventuelt skal filterbrønden opbygges anderledes med henblik på at sikre en bedre hydraulisk kapacitet. Indtil medio december 2002 kan der på baggrund af forskellen mellem afløbskoncentrationen fra det vertikale bed og afløbskoncentrationen fra kalcit-filteret beregnes, at der er fjernet ca. 900 g fosfor i filteret siden anlæggets etablering. Dette svarer til  $4,5 \text{ kg P/m}^3$  kalcit, hvilket er mere end dobbelt så meget

som registreret i Trige anlægget. Den øgede kontakttid har, som forventet, øget fosforbindingsevnen i filteret.



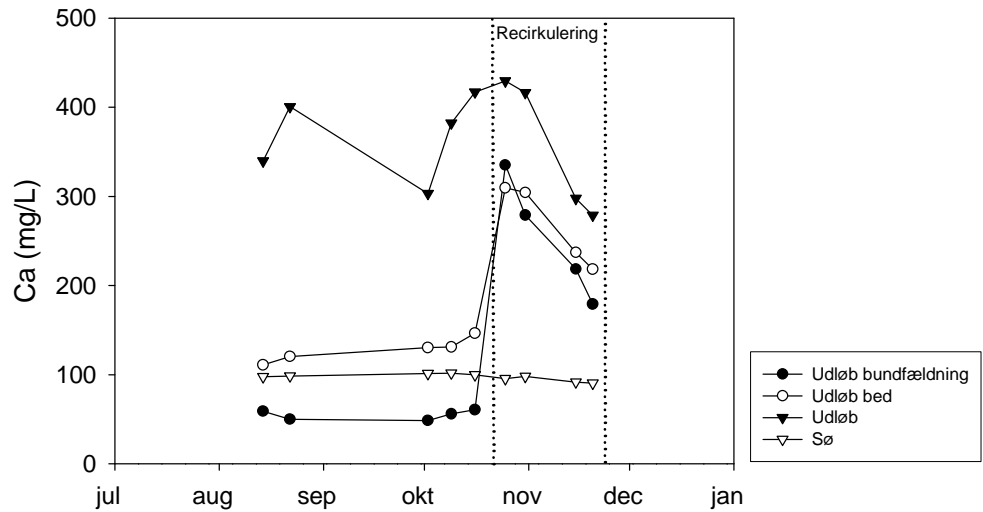
Figur 7.9 Koncentration af opløst fosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, udløbet fra anlægget, og søen ved Mosehuset, 2002.



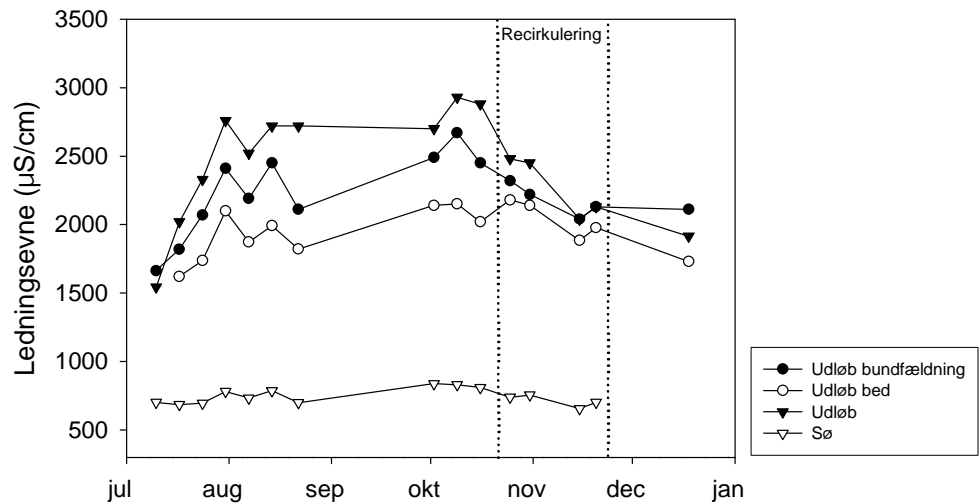
Figur 7.10 Koncentration af Total-P i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, udløbet fra anlægget, og søen ved Mosehuset, 2002.

### 7.2.10 Kalcium, ledningsevne og pH

Indholdet af kalcium i spildevandet stiger ca. 80 mg/L ved passage gennem det beplantede filter og 150-200 mg/L ved passage gennem fosfor-filteret (Figur 7.11). Dette svarer til, at der frigives ca. 100 g kalcium pr døgn fra anlægget. Ved recirkulering bliver koncentrationerne i bundfældningstank og afløb som forventet mere ens pga. den store opblanding i anlægget. Vandets ledningsevne, som er et mål for vandets indholdet af elektrisk ledende ioner, falder lidt ved passage gennem filteranlægget (Figur 7.12). Dette kan skyldes fjernelse af ioner i filteret ved adsorption til filtermediet og planteoptag, men fortynding via nedbør kan også have nedsat ledningsevnen. Ved passage gennem kalcit-filteret stiger ledningsevnen væsentligt som følge af frigivelse af ioner i filteret. pH i spildevandet i anlægget er ca. 8 (Figur 7.13). Når der recirkuleres falder pH ca. en halv enhed til pH 7,5 i afløbet fra det vertikale bed.

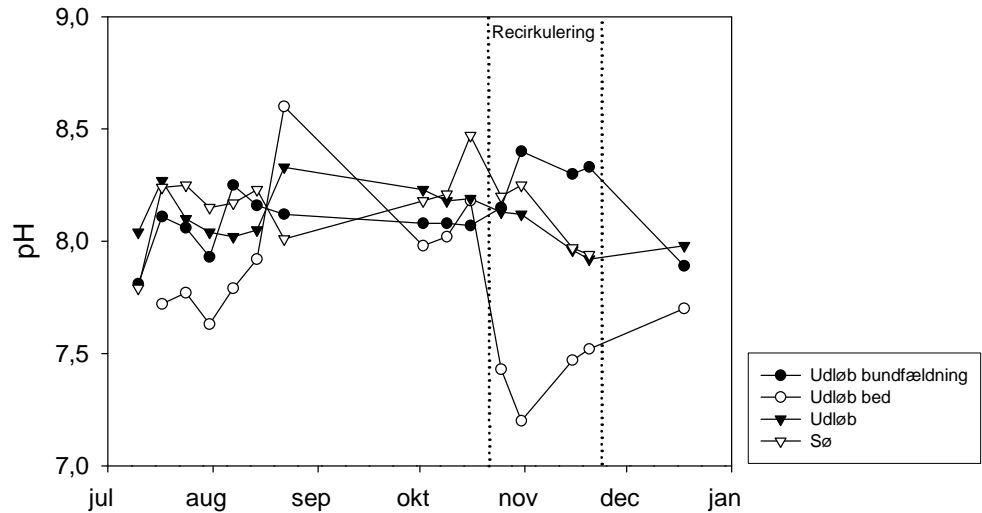


Figur 7.11 Koncentration af kalcium (Ca) i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, udløb fra anlægget ved Mosehuset, og søen ved Mosehuset, 2002



Figur 7.12 Ledningsevne i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, og udløbet fra anlægget ved Mosehuset, og søen ved Mosehuset, 2002





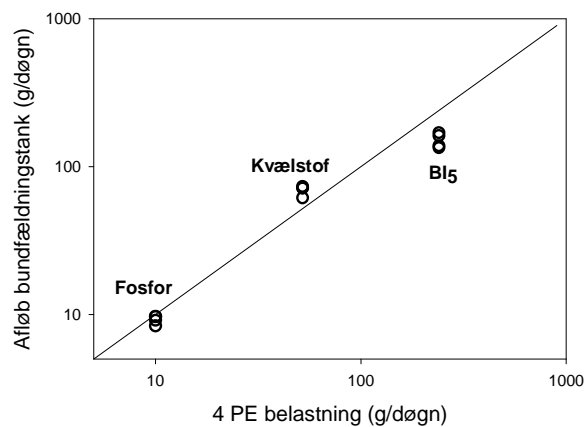
Figur 7.13 pH i indløb (afløb fra bundfældningstank), afløb fra det beplantede filter, og udløbet fra anlægget ved Mosehuset, og søen ved Mosehuset, 2002

### 7.3 Belastningsopgørelse

Det var desværre ikke muligt at udtage repræsentative prøver af tilløbet til bundfældningstanken. Derfor kan anlæggets belastning ikke måles direkte ved prøvetagning og kemisk analyse. Koncentrationen af de forurenende stoffer i prøverne fra afløbet af bundfældningstanken er reduceret pga. stoffjernelse i bundfældningstanken. Belastningen ud af bundfældningstanken kan estimeres på baggrund af disse analyser sammenholdt med vandforbruget i husstanden. Heraf fås, at belastningen ud af bundfældningstanken i perioden fra den 22. august til den 16. oktober var (middel  $\pm$  1 standardafvigelse):

BI <sub>5</sub> :	151 $\pm$ 17 g/døgn	(4 PE: 240 g/døgn)
Total-N:	70 $\pm$ 5 g/døgn	(4 PE: 50 g/døgn)
Total-P:	9,2 $\pm$ 0,6 g/døgn	(4 PE: 10 g/døgn)

Værdier i parentes angiver belastningen der svarer til fire PE.



Figur 7.14 Stoffbelastning i afløb fra bundfældningstank af total-P, total-N og BI<sub>5</sub> afbildet mod en hypotetisk belastning fra 4 PE under antagelse af en udledning af 60 g BI<sub>5</sub> pr PE pr døgn, 12,5 g kvælstof pr PE pr døgn 2,5 g fosfor pr PE pr døgn.

Sammenholdes værdierne med den teoretiske døgnbelastning fra 4 PE, under antagelse af at døgnbelastningen er 60 g BI<sub>5</sub> pr PE, 12,5 g N pr PE og 2,5 g P pr PE, ses, at der er ca. 30% reduktion af BI<sub>5</sub> i bundfældningstanken, kvælstofudledningen er faktisk større end svarende til 4 PE, og der er 8% reduktion af fosfor i bundfældningstanken. Det synes derfor rimeligt at antage, at stofudledningen fra husstanden ved Mosehuset svarer til 4 PE (se også Figur 7.14).

#### 7.4 Sammenligning af udledning med rensklasser

Sammenholdes afløbsværdierne fra anlægget med udløbskravene for minirensanlæg, overholdet anlægget ikke kravet til fjernelse af BI<sub>5</sub>(mod) på 10 mg/l når der ikke recirkuleres. Den gennemsnitlige afløbskoncentration i perioden uden recirkulering var 19 mg/l. I perioden med recirkulering er der kun analyseret for BI<sub>5</sub> ved tre prøvetagninger, og her var koncentrationen henholdsvis 8, 10 og 14 mg/l. Ved recirkulering var afløbskoncentrationen således tæt på grænseværdien.

Kravet til ammonium på 5 mg/l kunne ikke opfyldes hverken med eller uden recirkulering. Den gennemsnitlige ammonium afløbskoncentration uden recirkulering var 23 mg/l, og med recirkulering 6,3 mg/l. Disse afløbsværdier skal dog ses i sammenhæng med at indløbskoncentrationen af NH<sub>4</sub>-N til det vertikale bed var høj, gennemsnitlig 105 mg/l.

Udløbskravet for fosfor på 1,5 mg/l var overholdt i perioden uden recirkulering, idet den gennemsnitlige afløbskoncentration var 0,5 mg/l. I perioden med recirkulering, var den gennemsnitlige afløbskoncentration 2,4 mg/l, hvilket skyldes problemerne med for kort kontakttid og evt. mætning af filtermediet i denne periode.

Rensklasserne specificerer nødvendig stofreduktion – og ikke afløbskoncentration. Stofreduktionen i anlægget kan beregnes som reduktionen i filteranlægget efter bundfældningen. Herved undervurderes anlæggets samlede renseseffekt idet det stof der fjernes i bundfældningstanken ikke medregnes. Den beregnede renseseffekt af Tabel 7.1. Det ses af tabellen, at filteranlægget fjerner 94-97% BI<sub>5</sub>, 90-97% total-fosfor og 70-84% total-kvælstof. Nitrifikationsraten er 71% når der ikke recirkuleres og 96% når der recirkuleres. De forholdsvis høje koncentrationer af ammonium i afløbet og utilstrækkelige nitrifikation i perioden uden recirkulering skyldes sandsynligvis det koncentrerede spildevand og måske et for groft filtermedium.

Det ses ligeledes af tabellen, at recirkulering af afløbsvand tilbage til bundfældningstanken generelt forbedrer anlæggets funktion væsentligt. Udledning af organisk stof (BI<sub>5</sub>) og total kvælstof halveres, og udledningen af ammonium og organisk N reduceres fra 20 til 3 g/døgn. Recirkuleringen har imidlertid en negativ effekt på fjernelsen af fosfor i kalcit-filteret, sandsynligvis som følge af nedsat kontakttid og tilklogningsproblemer. Fosfor-filteret bør derfor ikke placeres, således at det ved recirkulering modtager en øget hydraulisk belastning, men bør placeres i selve afløbet fra anlægget.

Tabel 7.1 Registreret fjernelse af BI<sub>5</sub>, fosfor, kvælstof og nitrifikationsgrad i det beplantede filteranlæg ved Mosehuset, 2002. Perioden uden recirkulering er fra den 22. august til den 16. oktober; perioden med recirkulering er fra den 25. oktober til den 20. november (n=4). Der er angivet stofbelastning og rensesgrad ved anvendelse af stofmængden efter bundfældning som belastning.

Parameter	Recir- kulering	Belastning efter bundfældning (g/døgn)	Mængde i udløb (g/døgn)	Reduktion (%)
-----------	--------------------	--	----------------------------	------------------

Bl <sub>5</sub>	nej	151	8,4 ± 1,1	94%
	ja	151	4,3 ± 1,2	97%
Fosfor	nej	9,2	0,25 ± 0,04	97%
	ja	9,2	0,94 ± 0,91	90%
Nitrifikation*	nej	70	20 ± 2	71%
	ja	70	3,1 ± 0,4	96%
Total-N	nej	70	21 ± 3	70%
	ja	70	11 ± 3	84%

\* Mængde i udløb er beregnet på baggrund af koncentrationen af Kjøhldal-N, dvs. ammonium + organisk N,

## 7.5 Konklusioner og anbefalinger

På baggrund af undersøgelserne i fuldskalaanlægget ved Mosehuset kan følgende konklusioner og anbefalinger udledes:

- Fuldskala anlægget ved Mosehuset kunne ikke opfylde udlederkravene for minirenselanlæg på 10 mg/L for BI<sub>5</sub> (mod) og 1,5 mg/L for NH<sub>4</sub>-N sandsynligvis pga. det koncentrerede spildevand og måske et for groft filtermedium. Stofreduktionen i anlægget var dog høj.
- Recirkulering af spildevand fra afløb til bundfældningstanken forbedrer anlæggets renseevne.
- En filtertykkelse på 80 cm er ikke tilstrækkelig til at sikre fuld nitrifikation af koncentreret spildevand fra enkelthusstande, med mindre der recirkuleres afløbsvand til bundfældningstanken. Den effektive filterdybde bør minimum være 100 cm. Hertil kommer et 20 cm tykt drænlag af nøddesten.
- Det anvendte filtergrus (2-4 mm) er for grovkornet til at sikre en fuldstændig nitrifikation, idet vandets opholdstid i filteret bliver for kort. Det kan anbefales at anvende et filtermateriale, der indeholder en større mængde af finkornede partikler. Filtermaterialet skal samtidig have en høj hydraulisk ledningsevne.
- Kalcit-filteret bør ikke placeres således at recirkuleret spildevand passerer filteret. Derved bliver kontakttiden i filteret for kort, og der opstår problemer med utilstrækkelig hydraulisk kapacitet. Kalcit-filteret skal placeres i afløbet fra anlægget.
- Etableringsprisen for et beplantet filteranlæg med recirkulering er ca. 25.000 kr eksklusiv moms. Hertil kommer udgifter til bundfældning og kloakering. Prisen vil variere afhængigt af de lokale forhold

De her beskrevne erfaringer og anbefalinger vil blive indarbejdet i de retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg op til 30 PE, der er under udarbejdelse.

## 8 Referencer

- [1] Johansen,N.H., Brix,H., & Arias,C.A. 2002.Design and characterization of a compact constructed wetland system removing BOD, nitrogen and phosphorus from single household sewage. Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 1, 47-61. Dar es Salam, Tanzania. 16-9-2002.
- [2] Cabello,A., Arias,C.A., Brix,H., & Johansen,N.H. 2002.Removal of bacteriologic indicator organisms from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 2, 743-751. Dar es Salam, Tanzania. 16-9-2002.
- [3] Brix,H., Arias,C.A., & Johansen,N.H. 2002.BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system with recycling. Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 1, 400-410. Dar es Salam, Tanzania. 16-9-2002.
- [4] Arias,C.A., Brix,H., & Johansen,N.H. 2002.Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 2, 952-960. Dar es Salam, Tanzania. 16-9-2002.
- [5] Brix,H. & Johansen,N.H. 2001.Beplantede filteranlæg til rensning af spildevand i det åbne land. Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning 20, 1-85. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energistyrelsen.