



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Potentiale og udviklingsmuligheder for knust beton som filtermateriale til rensning af regnvand

Melanie J. Sønderup, Mogens R. Flindt, Timm
Bochdam og Sara Egemose

2014

Titel:

Potentiale og udviklingsmuligheder for knust beton som filtermateriale til rensning af regnvand

Redaktion:

Melanie J. Sønderup, Arwos A/S
Mogens R. Flindt, Syddansk Universitet
Timm Bochdam, Arwos A/S &
Sara Egemose, Syddansk Universitet

Udgiver:

Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø
www.nst.dk

Foto:

Melanie J. Sønderup, Anders S. Hansen, Robin Nygaard Madsen &
Sara Egemose

Illustration:

Melanie J. Sønderup & Sara Egemose

År:

2014

Kort:

Præsenteret kortmateriale er leveret af Arwos A/S

ISBN nr.

978-87-92256-09-6

Ansvarsfraskrivelse:

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.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Konklusion og sammenfatning	6
Summary and Conclusion	7
1. Baggrund	8
1.1 Afstrømmende regnvand	8
1.2 Eksisterende teknologier	8
1.3 Mulig ny teknologi – knust beton	9
1.3.1 Karakteristik af knust beton	9
1.3.2 Bindingsegenskaber	9
1.3.3 Udvaskning af andre stoffer	13
1.3.4 Kolonneforsøg	13
1.3.5 Modeludvikling	15
1.4 Næste skridt – dette projekt	15
1.5 Projektets formål	15
2. Projektbeskrivelse	17
2.1 Fuldskala demonstrationsanlæg	17
2.1.1 Valg af forsøgsopland	18
2.1.2 Design og anlæg af bassin	19
2.1.3 Neutralisering af udløbsvandet	20
2.2 Monitering af forsøgsanlægget	21
2.3 Pilotforsøg	21
2.4 Karakteristik af filtrene og bassinets sediment	23
2.5 Neutraliseringsmetoder	24
3. Resultater og diskussion	25
3.1 Pilotforsøg	25
3.2 Forsøgsanlægget i Padborg	26
3.2.1 Flow og vandbalance	26
3.2.2 Ilt og temperatur	28
3.2.3 pH	30
3.2.4 Suspenderet stof og organisk stof	30
3.2.5 Kulbrinter	33
3.2.6 Kalcium, jern og aluminium	34
3.2.7 Fosfor	40
3.2.8 Kvælstof	42
3.2.9 Tungmetaller	45
3.3 Karakteristik af filtrene og bassinets sediment	46
3.3.1 Kornstørrelse	46
3.3.2 Karakterisering af sediment og filtermateriale	48
3.3.3 Inkubationsforsøg	51
3.4 Neutraliseringsmetoder	57
3.4.1 Beluftning	57
3.4.2 Sphagnum og kompost	58

4. Konklusion.....	61
5. Kommercielle perspektiver	63
6. Formidling af projektet	64
7. Faktablad	65
Referencer	66
Bilag 1: Liste over anvendte forkortelser i rapporten	67

Forord

Håndtering og rensning af regnvand får med rette større og større fokus. Det samme gør bæredygtig anvendelse af vores ressourcer. Derfor valgte Syddansk Universitet tilbage i 2009 at påbegynde testningen af knust beton som filtermateriale til rensning af regnvand. Baggrunden var en årelang erfaring indenfor metoder til sørestauring samt andre former for teknologier til næringsstoffjernelse. I samarbejde med Arwos A/S førte dette senere til etablering af et fuldskala testanlæg i Padborg, et erhvervsPhD-projekt og nærværende projektrapport, idet Miljøstyrelsens Ecoinnovation-pulje også har støttet projektet.

Projektet er gennemført i samarbejde med en lang række partnere og personer. Først og fremmest en stor tak til Arwos A/S. Uden deres store indsats og satsning havde dette projekt ikke haft de samme muligheder. Tak til Grontmij, Aquasense, Centre for Sørestauring (CLEAR) – et Villum Kann Rasmussen Centre of Excellence, Cowi, BHC Miljø for godt samarbejde og/eller støtte til projektet. Også tak til følgegruppen bestående af Carl Christian Hoffmann, Aarhus Universitet; Uffe Gangelhof, Grontmij; Anders Mønster, Rambøll; Turid Clausen, BHC Miljø og Marie Brammer Nejrup/Mikkel Hall, Naturstyrelsen.

Vi skylder laboranterne på Biologisk Institut, Syddansk Universitet en stor tak for hjælp vedr. analyse af de utrolig mange prøver – særligt Carina Kronborg Lohmann, Rikke Orloff Holm og Birthe Christensen. Også tak til studentermedhjælperne Thor K. Jensen, Anja Svane Petersen og Sebastian T. Hansen.

Sidst men ikke mindst en stor tak til alle de studerende som har bidraget til projektet både den del som afrapporteres i nærværende rapport og alt det arbejde der ligger forud. Tak til Malde V. Beinthin, Charlotte H. Jensen, Anders S. Hansen, Anna Grudinina, Morten P. Hansen, Hans G. Madsen, Laura L. Andreassen og Janne Møller.

Konklusion og sammenfatning

En lang række laboratorieundersøgelser af betons fosforbindingskapacitet har afdækket potentialet for anvendelse af knust beton som filtermateriale til at tilbageholde fosfat i afstrømmende regnvand. Næste skridt var derfor at udføre fuldskala pilotforsøg og endelig et fuldskala demonstrationsanlæg i Padborg. Traditionelle våde bassiner efterfulgt af et sandfilter fjerner effektivt partikulært materiale via sedimentation og filtration, mens tilbageholdelsen af fosfat er meget svingende og langt mindre effektiv. Fokus har derfor, mht. knust beton, været på opløste stoffer – særligt opløst fosfor (P). Formålet var 1) at teste knust beton som materiale i stor skala for første gang og 2) parallelt at sammenligne et filter af knust beton med et traditionelt sandfilter. Knust beton har et potentiale som filtermateriale, idet beton udover de filtrerende egenskaber også er i stand til at fjerne ikke kun opløst P, men også opløste tungmetaller. Dette ligger klart efter de gennemførte laborietests, semifuldskala pilotforsøget og endelig fuldskala demonstrationsanlægget i Padborg. Både i pilotforsøget og i demonstrationsanlægget blev knust beton og et traditionelt sandfilter testet simultant.

Projektet har bidraget med ny viden indenfor området og givet mange brugbare resultater. Resultaterne fra både laborieforsøgene og pilotforsøget viser entydigt, at knust beton har en høj P-adsorptionskapacitet (>90 %). Det samme viser resultaterne fra demonstrationsanlægget i starten af monitoringsperioden. Der er dog faktorer som har besværliggjort muligheden for at konkludere entydigt på alle resultaterne, herunder store mængder olie i anlægget, forskelligt flow ind i de to filtre og et for lille sedimentationsbassin.

Resultaterne fra demonstrationsanlægget viser tydeligt, at knust beton er et mindst lige så effektivt filtermateriale som sand mht. fjernelse af partikulære stoffer, og at det i de fleste tilfælde er langt mere effektivt sammenlignet med sandfilteret set over 1 år. Ud af de 7 undersøgte partikulære parametre (suspenderet stof, organisk stof, N, P, Fe, Ca og Al) og de 6 undersøgte partikulære tungmetaller (Zn, Ni, Pb, Cu, Cr og Cd) er betonfilteret mest effektivt for alle parametre undtagen Ca, Zn og Pb. Knust beton fjerner samtlige undersøgte tungmetaller på både partikulær og opløst form igennem hele monitoringsperioden, mens sandfilteret i perioder frigav opløst Zn, Pb og Ni.

Både kolonneforsøg i laboratoriet og pilotforsøget dokumenterede varig og konstant P-tilbageholdelse i forsøgsperioden. Pilotforsøget viste også at hvis kontakttiden mellem filtermateriale og vand var 1 time tilbageholdt betonfilteret 90 % af den opløste P, mens sandfilteret kun tilbageholdt 23 %. Reduceres kontakttiden til 30 min var P-tilbageholdelsen i betonfilteret stadig 65 %, mens sandfilteret frigav opløst P. Vi så også at den knuste beton i demonstrationsanlægget effektivt fjernede opløst P de første måneder efter etablering, men at tilbageholdelsen faldt over tid i betonfilteret. Årsagen var sandsynligvis at filtermaterialet blev oliedækket og da der var højere flow igennem betonfilteret, blev dette filter også mere påvirket af olieforureningen. Den samme faldende tendens gælder også tilbageholdelsen af opløst Ca, Al og Fe.

Vi vidste at vand perkuleret igennem knust beton bliver basisk (pH 10-12). Vi valgte derfor syredosering som en driftssikker neutraliseringsmetode. Metoden bruges i spildevandsindustrien og kunne implementeres direkte. Efter indkøring virkede metoden upåklageligt. Endelig kan vi konkludere at både bassinets sediment og filtrene er meget iltforbrugende og at mineraliseringen kører på højtryk, hvilket betyder at allerede tilbageholdte næringsstoffer på partikulær form kan omdannes til opløste former og evt. frigives fra anlægget igen. Til gengæld viser målinger af Ca, Fe og Al, at de tilbageholdes i anlægget og dermed bidrager med ekstra bindingskapacitet over tid til P-tilbageholdelse.

Summary and Conclusion

Numerous laboratory studies of concrete and its phosphate binding capacity have shown the potential of using crushed concrete as a filter material to retain phosphate in stormwater. The next steps were a full scale pilot study and a full scale demonstration facility in Padborg. Traditional wet stormwater ponds followed by a sand filter are very efficiently retaining particulate material through sedimentation and filtration, whereas the retention of phosphate is varying and less efficient. Therefore, with crushed concrete, focus has been on dissolved substances – especially phosphorous (P). The aim was 1) to test crushed concrete as a filter material in full scale, and 2) to compare a filter of crushed concrete with a traditional sand filter. Crushed concrete has a potential as filter material as it, beyond its filtering efficiency, is capable of binding not only dissolved P, but also dissolved heavy metals. This can be concluded after all the performed investigations in the laboratory, the full scale pilot study and finally the full scale facility in Padborg. Crushed concrete and sand as filter materials were tested simultaneously in both the pilot study and the full scale facility.

The project has produced new knowledge and many useful results. Results from the laboratory and the pilot study show that crushed concrete has a high P binding capacity (>90 %). This is also the case with the results from the demonstration facility the first months of the monitoring period. The demonstration facility suffered by a large oil load, unequal flow into the two filters and an insufficient size of the sedimentation pond. These factors have made it difficult to make final conclusions on some of the results from the demonstration facility.

Results from the demonstration facility clearly show that crushed concrete is just as effective as sand concerning removal of particulate substances and in most cases even better seen over a whole year. Of the 7 investigated particulate substances (suspended solids, organic matter, N, P, Fe, Ca and Al) and the 6 particulate heavy metals (Zn, Ni, Pb, Cu, Cr and Cd) the concrete filter was more efficient than sand concerning all parameters except Ca, Zn and Pb. Crushed concrete removed all studied heavy metals in both particulate and dissolved form during the whole monitoring period, whereas the sand filter in periods released dissolved Zn, Pb and Ni.

Both the column experiment in the laboratory and the pilot study have documented long and constant P retention in the study period. The pilot study also revealed that at a contact time between the filter material and water of 1 hour the concrete filter retained 90 % of the dissolved P, compared to 23 % in the sand filter. By reducing the contact time to 30 min the concrete filter was still capable of retaining 65 %, whereas the sand filter released P. In the demonstration facility dissolved P was also effectively retained the first months after construction, but the retention decreased over time probably due to oil coverage of the filter material. As there was a higher flow through the concrete filter, this filter was more affected by the oil than the sand filter. The same decreasing tendency was the case for the retention of Ca, Al and Fe.

Water percolating through crushed concrete gets very alkaline (pH 10-12). Therefore we chose dosing of acid as a reliable neutralization method. The method is widely used in the wastewater industry and could be implemented directly. After a start-up period the method has worked impeccable.

Finally, we can conclude that both the pond sediment and the two filters are very oxygen consuming with high mineralization rates meaning that already retained nutrients on particulate form may be converted to dissolved forms and eventually released again. On the other hand, Ca, Fe and Al are also retained and will over time contribute with extra P binding capacity.

1. Baggrund

1.1 Afstrømmende regnvand

De ændrede nedbørmønstre i Danmark såvel som i resten af verden har med hyppigere og mere voldsom nedbør samt den øgede andel af befæstede arealer skabt et stort behov for skybrudssikring af byerne, men i lige så høj grad et behov for effektiv rensning af det afstrømmende regnvand inden udledning til vandmiljøet (Göbel et al. 2007). Det kræver store investeringer allerede nu og ikke mindst i de kommende årtier. Samtidig skal vi i Europa leve op til det europæiske vandrammedirektivs krav om god økologisk tilstand i vandmiljøet og for mange bynære recipienter udgør regnbetingede udledninger en betragtelig del af den samlede vand- og stoftilførsel. Vandmiljøet lider mange steder under eutrofiering og har svært ved at leve op til vandplanernes krav om god økologisk tilstand (Søndergaard et al. 2005). Igennem de sidste 100 år er der udledt så store mængder af organisk stof og næringsstoffer til vandmiljøet, at der er opstået eutrofe tilstande mange steder. Denne eksterne tilførsel kommer i dag primært fra punktkilder som f.eks. regnvandsbetingede udledninger og spredte kilder samt diffus afstrømning fra landbrugsområder (Kronvang et al. 2005). De regnvandsbetingede udledninger får relativt større betydning i takt med at de andre kilder begrænses. Derfor bliver vi nødt til at fokusere på det samlede vandkredsløb og drage nytte af de synergieffekter der er ved at tænke klima- og miljøaspekterne sammen. Vandplanernes virkemidler har bl.a. fokus på reduktion af de mange regnvandsbetingede overløb fra fælleskloakerede områder, ligesom der er fokus på reduktioner af den hydrauliske belastning fra regnvandsbetingede udledninger fra separatkloakerede områder. Men for bynære recipienter kan det også være nødvendigt at reducere bl.a. næringsstofindholdet i det afstrømmende vand før udledning til recipient (f.eks. Egemose & Jensen, 2009). Næringsstofindholdet i regnvandsbetingede udledninger stammer for overløb primært fra kloakvand, mens det i rene regnvandsudløb stammer fra atmosfærisk deposition, gødning af arealer i oplandet og erosion af diverse overflader. Meget få metoder til håndtering af afstrømmende vand fjerner effektivt de opløste næringsstoffer, som er direkte tilgængelige for algevæksten og mængden af alger er ofte primært afhængige af den tilførte mængde. Regnvandsbetingede udledninger indeholder også en del miljøfremmede stoffer som f.eks. tungmetaller, aromatiske og polyaromatiske kulbrinter samt phenoler, ligesom der også ses pesticider, blødgørere og dioxiner (Göbel et al. 2007). De miljøfremmede stoffer stammer fra atmosfærisk deposition, glatføre- og ukrudtsbekæmpelse, olie- og benzinspild samt andet spild og stofafgivelse fra køretøjer herunder udstødningsgasser og endelig slid på dæk, bremsebelægninger og asfalt. De miljøfremmede stoffer kan være toksiske eller genetisk forstyrrende for vandlevende organismer (Marsalek et al. 1999).

1.2 Eksisterende teknologier

Eksisterende teknologier til videregående rensning af regnvand er ofte både højteknologiske og omkostningstunge. Effektive lavteknologiske løsninger efterspørges derfor i større og større grad. Udfordringen er at udvikle teknologier til håndtering af regnvandsbetingede udledninger som dels hindrer oversvømmelser i oplandet og hydrauliske skader på recipienten, og dels renser det afstrømmende regnvand for uønskede stoffer inden udledning og dermed hindrer miljøproblemer. Det kan være suspenderet stof, organisk stof, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer.

En udbredt eksisterende lavteknologisk løsning er våde regnvandsbassiner evt. kombineret med et sandfilter (Hvitved-Jacobsen et al. 2010) i forbindelse med overløb/udløb fra både fælles- og separatkloakerede oplande. Princippet er magasinering og forsinkelse af vandet kombineret med sedimentation og filtrering af suspenderet stof (Persson et al. 1999). Formålet kan udelukkende

være at mindske den hydrauliske effekt på recipienten og derved undgå erosionsskader og udvaskning af den naturlige flora og fauna, men formålet kan også være stoffjernelse. Denne stoffjernelse kan være i form af suspenderet stof, organisk stof, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer herunder oliekomponenter. Suspenderet stof kan medføre tilsanding, mens organisk stof og næringsstoffer kan medføre iltvind og eutrofiering og endelig kan de miljøfremmede stoffer have toksiske effekter. Ulempen ved våde regnvandsbassiner er, at de ikke fjerner opløste stoffer som ofte udgør en betragtelig del af det totale stofindhold, og som for næringsstoffernes vedkommende er direkte tilgængelige for algevækst med eutrofieringsproblemer til følge. Årsagen er bassinernes funktionelle begrænsning, hvor tilbageholdelsen af partikler afhænger af partikelstørrelsesfordelingen og opholdstiden (Browman et al. 1979; Rexnord 1984), mens bassinerne typisk ikke er designet til at fjerne opløste stoffer (Reinhardt et al. 2005). Dertil kommer, at evt. sandfiltre over tid via mineralisering kan frigive tilbageholdte næringsstoffer igen.

1.3 Mulig ny teknologi – knust beton

Udvikling og test af filtermaterialer som fjerner både partikulære og opløste stoffer samt sikrer en varig tilbageholdelse er yderst interessant. På Syddansk Universitet har vi igennem mange år arbejdet med udvikling af teknologier til næringsstoffjernelse i vand. I 2009 startede vi de første laboratorietests af knust beton som filtermateriale (Sønderup et al. 2011 a & b, Egemose et al. 2012). Baggrunden var at to undersøgelser i litteraturen uafhængigt af hinanden havde vist, at knust gasbeton meget effektivt kunne adsorbere fosfor (P) (Berg et al. 2005a; Oguz et al. 2003) og vi forventede at knust beton havde nogenlunde tilsvarende egenskaber. Betonen kan knuses til den ønskede kornstørrelse for effektiv fjernelse af suspenderet stof (SS) og partikelbundne næringsstoffer, men langt det vigtigste er, at det meget effektivt fjerner opløst P. Dertil kommer, at indledende studier også indikerer en hvis effekt på fjernelsen af tungmetaller. Endelig er knust beton et billigt genbrugsprodukt som ved anvendelse som filtermateriale kan tilføjes endnu en anvendelsesmulighed både ved opgradering/renovering af eksisterende anlæg og ved nyetablering. Mange forsyningsselskaber råder allerede over knust beton samtidig med, at det er forsyningsselskaberne som skal håndtere afstrømningen fra de befæstede arealer.

1.3.1 Karakteristik af knust beton

Årsagen til at knust beton effektivt binder opløst P skyldes betonens cementfraktion, som har et højt indhold af Ca (62 %) og desuden indeholder Al (5 %) og Fe (4 %), der alle er effektive P adsorbenter (Sønderup et al. 2011a). De 5 typer knust beton vi har undersøgt har ligeledes et højt indhold af Ca, Al og Fe (Tabel 1).

Typerne Betondæk, Betonvæg og Gasbeton er rene betontyper, der ikke er forurenede med jord eller andre nedknusningsmaterialer. Knust beton 1 og 2 er hentet hos et nedknusningsfirma, og er derfor en blanding af forskellige betontyper med en mindre andel af jord og andre nedknusningsmaterialer. Knust beton 1 indeholder desuden en større mængde knuste teglsten. Hovedbestanddelen i alle typer er Ca. Dertil kommer Al, Fe, og andre stoffer såsom små mængder af tungmetaller. Tungmetalindholdet i beton skyldes dels et optag fra omgivelserne i hele betonens levetid, og dels at en del af den relativt dyre cement til betonstøbning erstattes af forskellige tilsætningsstoffer (f.eks. flyveaske), som ofte indeholder tungmetaller. Se mere i Sønderup et al. 2011a.

1.3.2 Bindingsegenskaber

De tidligere undersøgelser (Berg et al. 2005a; Oguz et al. 2003), har kun fokuseret på gasbetons evne til at rense spildevand med høje P-koncentrationer. Første skridt var derfor at teste flere typer af knust beton ved de koncentrationer som forekommer i regnvand og ved den naturligt høje pH, som opstår når knust beton kommer i kontakt med vand (Sønderup et al. 2011a, Egemose et al. 2012). Mekanismen bag adsorptionen af P til betonen er frigivelse af calciumhydroxid fra betonen, hvilket fører til udfældning af calciumfosfater på betonens overflade (Berg et al. 2005a, b, Oguz et al. 2003). Dette medfører at pH i vandet stiger (Berg et al. 2005b, Sønderup et al. 2011a), ofte til

omkring pH 10, hvilket betyder, at det rensede regnvand enten skal fortyndes til acceptable pH-værdier ved udløb til recipient eller neutraliseres inden udløb til recipient.

Type	Betondæk	Betonvæg	Gasbeton	Knust beton 1	Knust beton 2	Aalborg Portland
Indhold mg/g tørvægt						
Ca	458±34	551±51	527±81	240±17	327±25	441
Al	24±0,3	30±2	18±0,3	22±1	24±5	27
Fe	24±0,2	29±2	17±0,2	24±1	25±5	25
P	2±0,3	2±0,1	13±2	1±0,1	1±0,2	1

TABEL 1

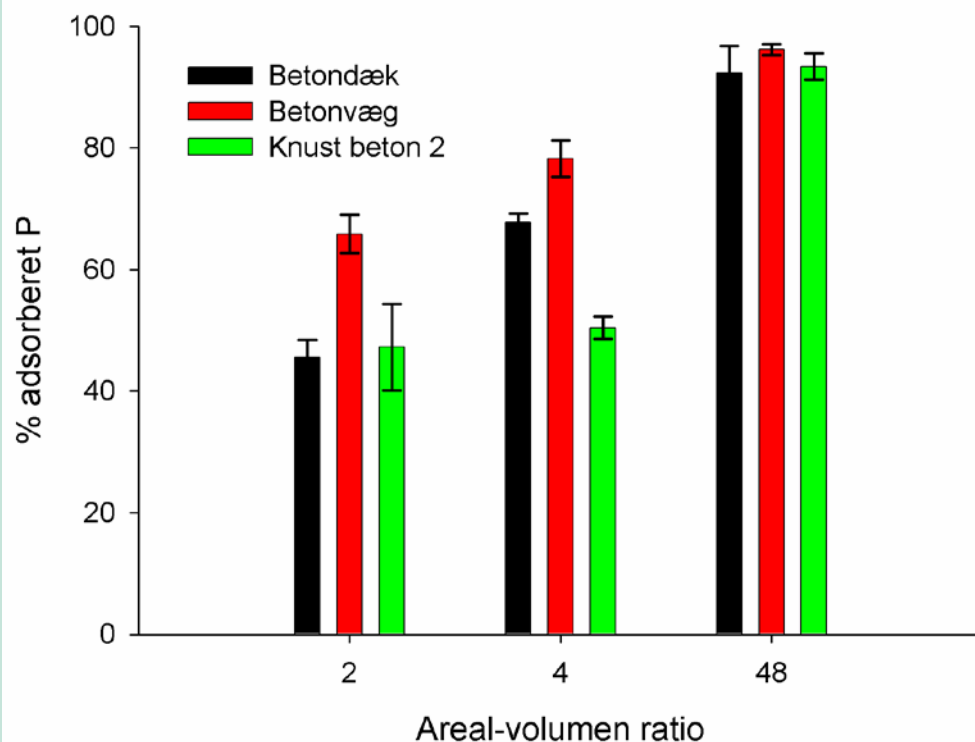
KARAKTERISTIK AF DE 5 UNDERSØGTE BETONTYPER ANGIVET SOM INDHOLDET MED STANDARDAFVIGELSER (N=6). REN ÅLBORG PORTLAND CEMENT ER MEDTAGET SOM SAMMENLIGNING. TABELLEN ER GENGIVET EFTER SØNDERUP ET AL. 2011A.

pH-stigning ved kontakt med vand

Ved støbning af beton, reagerer klinkemineralerne i cementen med vand, og danner tobermorit og calciumhydroxid. Tobermorit er et calcium-silikat-hydrat-mineral, som består af calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), siliciumdioxid (SiO_2) og vand. Det høje indhold af den stærke base calciumhydroxid øger pH-værdien i betonens vandfase til over 12,5 (Herholdt et al. 1985). Når betonen er hærdet, vil calciumhydroxiden være indkapslet, og dermed ikke længere udgøre et pH-problem, **medmindre** betonen kommer i kontakt med vand. Så vil den frie calciumhydroxid blive genopløst og tobermorit vil reagere med vand og frigive calciumhydroxid, hvorved pH i de omgivende vandmasser stiger. I takt med at calciumhydroxid udvaskes, vil pH dog gradvist falde (Berg et al. 2005a).

Adsorptionen til knust beton med en kornstørrelse $< 125 \mu\text{m}$ blev målt ved en lav ($20 \mu\text{g/l}$) og en høj ($500 \mu\text{g/l}$) P-koncentration (Sønderup et al. 2011a). Ved $20 \mu\text{g P/l}$ sås, efter en dag, adsorption til 2 af de 5 typer på hhv. 28 ± 7 og 26 ± 5 %, mens de øvrige typer ikke adsorberede ved denne lave P-koncentration. Ved den høje koncentration på $500 \mu\text{g P/l}$ sås derimod adsorption til alle typer. Betonvæg, Betondæk og Knust beton 2 adsorberede 92-96 %, mens Gasbeton og Knust beton 1 adsorberede 45-50 %.

Herefter var det naturligt at undersøge, om der var forskel på adsorptionen ved forskellige kornstørrelser. Forsøget blev udført med de 3 betontyper som adsorberede bedst ved den høje P-koncentration i første forsøg og adsorptionen blev målt efter 8 dage for kornstørrelser på $< 125 \mu\text{m}$, 1-2 mm og 2-4 mm. Figur 1 viser at adsorptionen i høj grad var afhængig af kornstørrelsen og dermed areal/volumen-ratioen eftersom adsorptionen stiger med stigende ratio.



FIGUR 1
ADSORPTION AF P TIL 3 BETONTYPER VED FORSKELLIGE KORNTØRRELSER MED ANGIVELSE AF STANDARDAFVIGELSER (N=3). KORNTØRRELSEN ER OMREGNET TIL AREAL/VOLUMEN-RATIO, SÅ <125 µM, 1-2 MM OG 2-4 MM GIVER EN RATIO PÅ HHV. 48, 4 OG 2 (GENGIVET FRA SØNDERUP ET AL. 2011A).

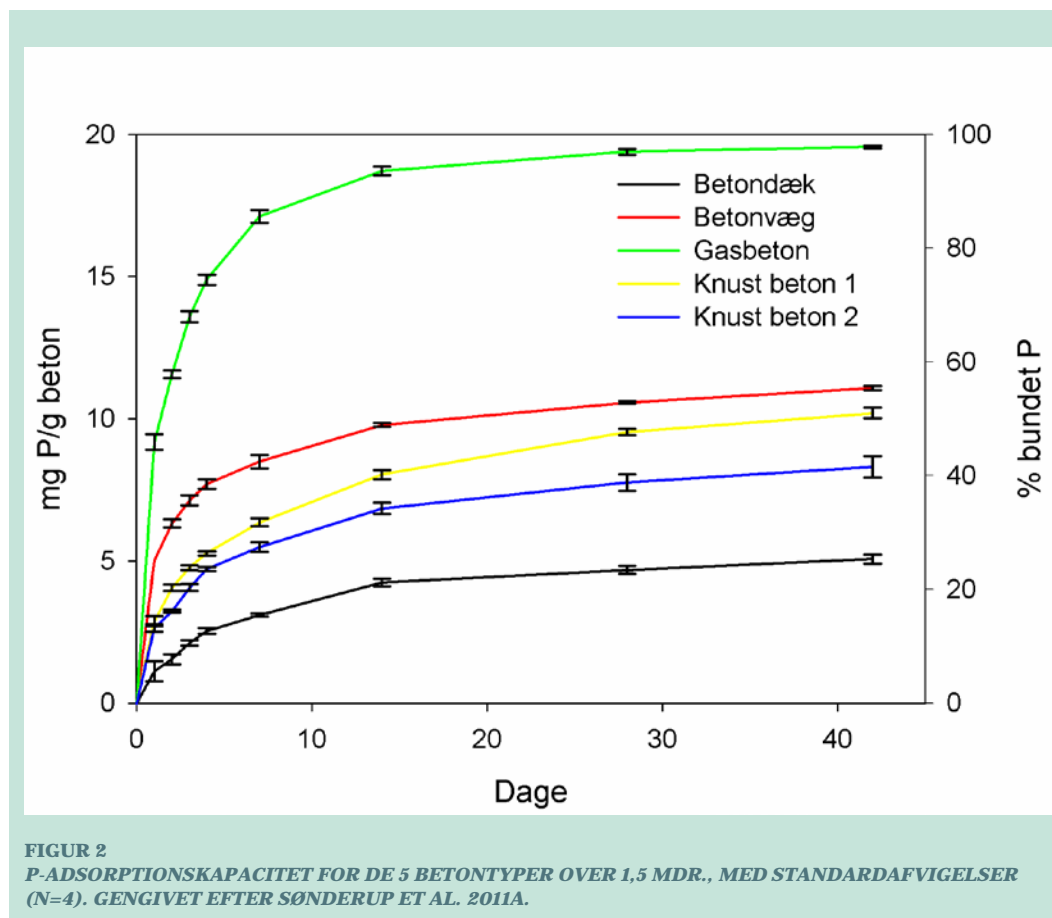
Næste trin var at bestemme P-adsorptionskapaciteter for de 5 typer ved at undersøge adsorptionskapaciteten for kornstørrelser mellem 0,25 og 16 mm. Dette er de hyppigst forekommende kornstørrelser hos nedknusningsfirmaerne, og de er derfor lettere og billigere at fremskaffe end de små kornstørrelser anvendt i første forsøg. Efter 1,5 måned var betonen mættet (Figur 2). Gasbeton adsorbere næsten 100 % af den tilførte P-mængde (19,6 mg/g), mens Betonvæg, Knust beton 1 og 2 adsorbere 40-60 %, hvilket resulterede i adsorptionskapaciteter på hhv. 11,1; 10,2 og 8,3 mg/g. Betondæk havde den laveste adsorptionskapacitet på 5,1 mg/g.

De rene betontyper (Betondæk, Betonvæg og Gasbeton) kan adsorbere mest P, men disse typer vil sandsynligvis blive for dyre og vanskelige at anskaffe, da de kræver en omhyggelig sortering og opmagasinering hos nedknusningsfirmaerne, for at hindre blanding med jord og andre nedknusningsmaterialer.

Adsorptionsmekanismen er frigivelse af calciumhydroxid fra betonen som medfører P-adsorption på betonoverfladen som calciumfosfat og Oğuz et al. 2003 mfl. beskriver, hvordan P-adsorptionen til gasbeton begrænses efterhånden som betonpartiklerne dækkes af calciumfosfat. P-adsorptionen til de her anvendte betontyper beskrives fint vha. Langmuirisotermen, hvilket indikerer at adsorptionen sandsynligvis også her er overfladebetinget. Idet små betonpartikler har en større areal/volumen-ratio end store betonpartikler, vil samme betonmængde derfor resultere i en højere adsorption ved små betonpartikler. Dette forklarer også hvorfor adsorptionen var højest ved de lave kornstørrelser (Figur 1).

Et er evnen til at adsorbere P, men for at opnå en effektiv P-fjernelse er det ligeså vigtigt at frigivelsen (desorptionen) af det allerede adsorbere P er minimal. Desorptionen fra 100 % P-

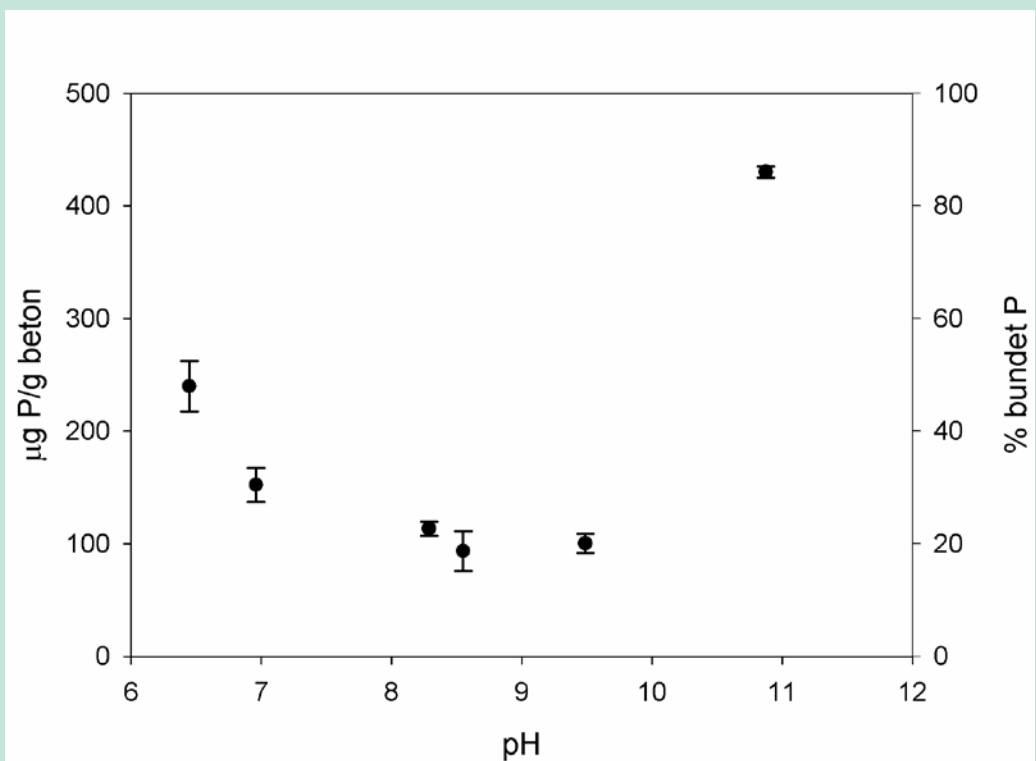
mættet beton blev målt over 2 uger, ved neutral pH, da desorptionen her forventes at være størst. Betontyperne frigav under 5 % af den adsorberede mængde, hvilket generelt fandt sted indenfor 1-2 dage (Sønderup et al. 2011a; Egemose et al. 2012).



FIGUR 2
P-ADSORPTIONSKAPACITET FOR DE 5 BETONTYPER OVER 1,5 MDR., MED STANDARDAFVIGELSER (N=4). GENGIVET EFTER SØNDERUP ET AL. 2011A.

Alle betontyper medfører en stigning i pH og for nogle typeres vedkommende også alkalinitet, når de kommer i kontakt med vand, primært pga. frigivelse af basisk kalciumhydroxid fra betonen (se faktaboks). Alle pH-stigninger sker øjeblikkeligt ved tilsætning af beton til vand. Dette kan blive problematisk i forbindelse med dosering af knust beton i naturlige vandmiljøer, hvor en høj pH-værdi vil give problemer ved manglende neutralisering, fortynding eller lignende.

Alle forsøg publiceret i Sønderup et al. 2011a og Egemose et al. 2012 har vist, at beton har en effektiv P-adsorption ved den høje pH, som opstår spontant, når beton kommer i kontakt med vand. Da høj pH er problematisk i naturen, er P-adsorptionen også undersøgt med neutraliseret beton. For at opnå forskellige pH-værdier blev der brugt demineraliseret vand med lav alkalinitet (0,01 mM) og drænvand med en naturlig høj alkalinitet (3,4 mM). Drænvand dæmper basepåvirkningerne fra betonen, mens demineraliseret vand ikke ændrer pH. pH-værdier fra 8-11 blev opnået ved at blande drænvand og demineraliseret vand, mens pH 6 og 7 blev opnået ved at tilsætte syre til drænvand. Forsøget, som blev udført ved 500 µg P/l, viste som ventet, at beton er mest effektivt ved høj pH (ca. 11) jf. Figur 3. Ved pH 8-9,5 blev der derimod kun adsorberet omkring 20 % af den tilgængelige P. Ved pH 6-7 sås en stigning i adsorptionen, hvilket måske skyldes aluminium som blev frigivet i mikromiljøet omkring betonen, hvor pH stadig var høj. Når den opløste aluminium opblandes i det neutrale vand dannes aluminiumhydroxider, som binder P. Dette er dog ikke endeligt påvist.



FIGUR 3
P-ADSORPTION TIL KNUST BETON 2 VED FORSKELLIGE PH-VÆRDIER INKL. STANDARDAFVIGELSER
(N = 3). GENGIVET EFTER SØNDERUP ET AL. 2011A.

1.3.3 Udvasning af andre stoffer

Da Ca og måske til dels Al og Fe er afgørende for betons bindingskapacitet over længere tid, har vi undersøgt udvasningen af en række elementer (Sønderup et al. 2011a; Egemose et al. 2012). Den maksimale udvasning af Ca, Al og Fe var på hhv. 4,6 %, 0,02 % og 0,15 %, hvilket ikke tyder på, at adsorptionen svækkes nævneværdigt pga. tab af Ca, Al og Fe fra betonen over de undersøgte 8 dage (Tabel 2).

Vi har også undersøgt udvasningen af evt. uønskede stoffer som tungmetaller fra betonen (Sønderup et al. 2011a; Egemose et al. 2012). Laboratorieforsøgene viste, at der ikke frigives betydende mængder af tungmetaller fra de 5 testede betontyper (Tabel 2). For at vurdere hvorvidt udvasningen af tungmetaller fra betonen er problematisk, blev der sammenlignet med grænseværdierne for drikkevand (se Sønderup et al. 2011a) og udvasningen lå langt under grænseværdierne for drikkevand, og forventes derfor ikke at udgøre nogen risiko for vandmiljøet. Endelig viser laboratorieforsøgene at også udvasning af P er minimal – max. 0,36 %.

1.3.4 Kolonneforsøg

Effekten ved kontinuert gennemstrømning blev testet i yderligere et laboratorieforsøg (Figur 4), hvor 3 stk. 2 m lange kolonner (Ø=8 cm) blev fyldt med knust beton med en kornstørrelse på 0,25-16 mm (Sønderup et al. 2011a; Egemose et al. 2012). Vand med en opløst P koncentration på 75 µg P/l blev kontinuerligt pumpet ind i kolonnerne (indløb). Vha. prøveudtag monteret for hver halve meter fra indløbet (0,5; 1,0; 1,5 og 2,0 m) kunne udviklingen i vandets P-koncentration følges igennem kolonnen. Forsøget blev udført med et flow på 36 l/dag de første 18 dage og 7,2 l/dag de efterfølgende 8 dage for at undersøge P-fjernelsen ved en opholdstid på hhv. 2,5 og 11 timer. De første 6 dage blev 97-98 % af den tilførte P tilbageholdt i kolonnerne uanset afstand fra indløb.

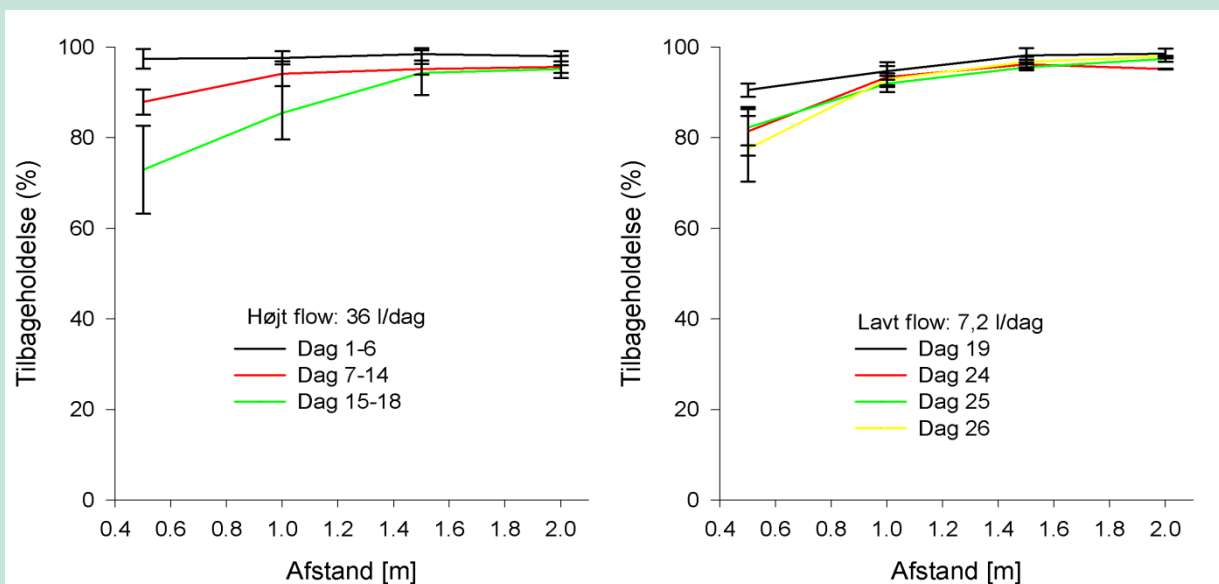
Udvaskning µg/g	Betondæk	Betonvæg	Gasbeton	Knust beton 1	Knust beton 2
Cu	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Pb	9,3	1,9	9,5	<1,5	<1,5
Cr	5,5	13,2	<0,1	<0,1	0,1
Cd	0,2	0,3	<0,2	<0,2	0,2
P	4,9	1,2	3,4	3,6	2,8
Al	6,5	6,6	9,0	2,4	2,7
Fe	20,5	43,3	17,3	10,6	12,5
Ca	563,6	745,6	457,2	174,0	313,0
Si	498,4	312,6	1226,0	486,8	572,8

TABEL 2

UDVASKNING AF EN RÆKKE ELEMENTER FRA DE 5 UNDERSØGTE BETONTYPER OVER 8 DAGE. UDVASKNINGEN ER ANGIVET I µG/G BETON. MÅLINGER UNDER DETEKTIONSGRÆNSEN ER MARKERET MED <. TABELLEN ER GENGIVET EFTER SØNDERUP ET AL. 2011A.

I perioden dag 7-14 sås en P-reduktion på 88 % 0,5 m fra indløbet, mens der stadig blev tilbageholdt 94-96 % i den resterende del af kolonnen. Denne udvikling fortsatte dag 15-18, hvor tilbageholdelsen var 73 % 0,5 m fra indløbet, 86 % ved 1 m og 94-95 % i resten af kolonnen. Den reducerede P-tilbageholdelse i den første del af kolonnerne skyldes primært en betydelig kanaldannelse over tid ved dette flow, hvorved betonen langsomt begyndte at blive P-mættet omkring disse kanaler skønt kolonnens totale adsorptionskapacitet langt fra blev udnyttet. Ved at reducere flowet sås en øget P-tilbageholdelse, særligt på den første halve meter pga. en øget kontakt mellem beton og P og pga. mindre kanaldannelse. Umiddelbart efter flowskiftet steg P-tilbageholdelsen til 91-99 %, og faldt herefter langsomt til 78 % 0,5 m fra indløbet over de følgende 8 dage, men forblev 93-98 % i den resterende del af kolonnen. Igennem den 1,5 måned forsøget kørte, sås en konstant P-reduktion på > 90 % til udløbskoncentrationer på < 7,5 µg P/l.

pH-udviklingen i kolonnerne blev også fulgt (Sønderup et al. 2011a; Egemose et al. 2012). I løbet af de første 18 dage med højt flow, svarende til ca. 200 gennemskylninger af kolonnerne, faldt pH fra >12 til omkring 9 en halv meter fra indløbet, mens pH forblev >11 i den resterende del af kolonnen. Dette skyldtes at pH-faldet primært foregik ved indløbet, og derefter langsomt spredtes til den resterende del af kolonnen efterhånden som calciumhydroxiden blev udvasket fra betonen. pH-variation imellem kolonnerne skyldes dels, at der opstod mere eller mindre kanaldannelse og tilstopning i forskellig grad, da kolonnerne indeholdt kornstørrelser helt ned til 0,25 mm. Kanaldannelse og tilstopning er også en risiko ved fuldskala implementering, men kan modvirkes af et tilstrækkeligt lavt flow og kornstørrelser som sikrer et vist porevolumen. Ved at ekstrapolerer de målte pH-værdier ned til pH 8,5 kunne det estimeres hvornår pH-effekten ville ophøre. Ved et flow på 36 l/dag og et betonindhold på 20 kg i kolonnen ville der gå knap 3 måneder svarende til ca. 900 gennemskylninger, før udløbet fra en 2 m kolonne har samme pH som indløbet.



FIGUR 4
 PROCENTVIS OPLØST P ADSORPTION I KOLONNEFORSØGET SOM FUNKTION AF AFSTANDEN FRA INDLØB. HØJT FLOW (TV) OG LAVT FLOW (TH) MED ST.AFV. GENGIVET EFTER SØNDERUP ET AL. 2011A.

1.3.5 Modeludvikling

For at estimere metodens anvendelighed udviklede vi en dynamisk model på baggrund af data fra et eksisterende sedimentationsbassin med integreret sandfilter på Als (Sønderup et al. 2011b, Sønderup et al. 2014). Denne model forudsiger, at man ved at udskifte sandfilteret med knust beton vil kunne øge den totale P-fjernelse fra 16 % til 63 %. At andelen der fjernes, ikke er endnu højere skyldes udelukkende, at de eksisterende suboptimale dimensioner af anlægget er bibeholdt, hvilket medfører lejlighedsvis overløb, hvor en del vand udledes direkte til recipienten uden at løbe igennem filteret. Dette kan undgås ved at øge opholdstiden i anlægget.

1.4 Næste skridt – dette projekt

Næste skridt var derfor at teste materialet i fuldskala. Til det formål tilbød Arwos A/S at etablere et fuldskala demonstrationsanlæg i Padborg vha. ombygning af et eksisterende vådt bassin, og sideløbende gennemførte vi en række semifuldskalaforsøg i Aabenraa. Arwos A/S og Syddansk Universitet havde forud indledt samarbejde omkring et erhvervsPhD-projekt, hvilket sammen med finansieringen via MUDP-puljen har muliggjort meget detaljerede studier af knust beton som alternativt filtermateriale.

Afprøvningen i fuldskala sikrede realistiske betingelser mht. nedbørsintensitet og –varighed, stofindhold og øvrig karakteristik af det afstrømmende vand samtidig med at fuldskalaanlægget muliggjorde test af materialet over lang tid (1 år) sammenlignet med de dage/uger som materialet forud var testet under i laboratoriet. Endelig kunne et fuldskalaanlæg teste effekterne af pH samt pH-udviklingen over tid på tilbageholdelsen af P.

1.5 Projektets formål

Formålet med projektet var at teste knust betons effektivitet som filtermateriale til rensning af afstrømmende vand fra et separatkloakeret opland in situ anlagt som et traditionelt vådt regnvandsbassin efterfulgt af et filter. Det gjaldt både de kvantitative og kvalitative aspekter. Udover at teste og afprøve materialet i fuldskala var målet at opnå viden til brug for evt. fremtidig brug af metoden. Undersøgelsen har også indeholdt et komparativt element, idet fuldskala

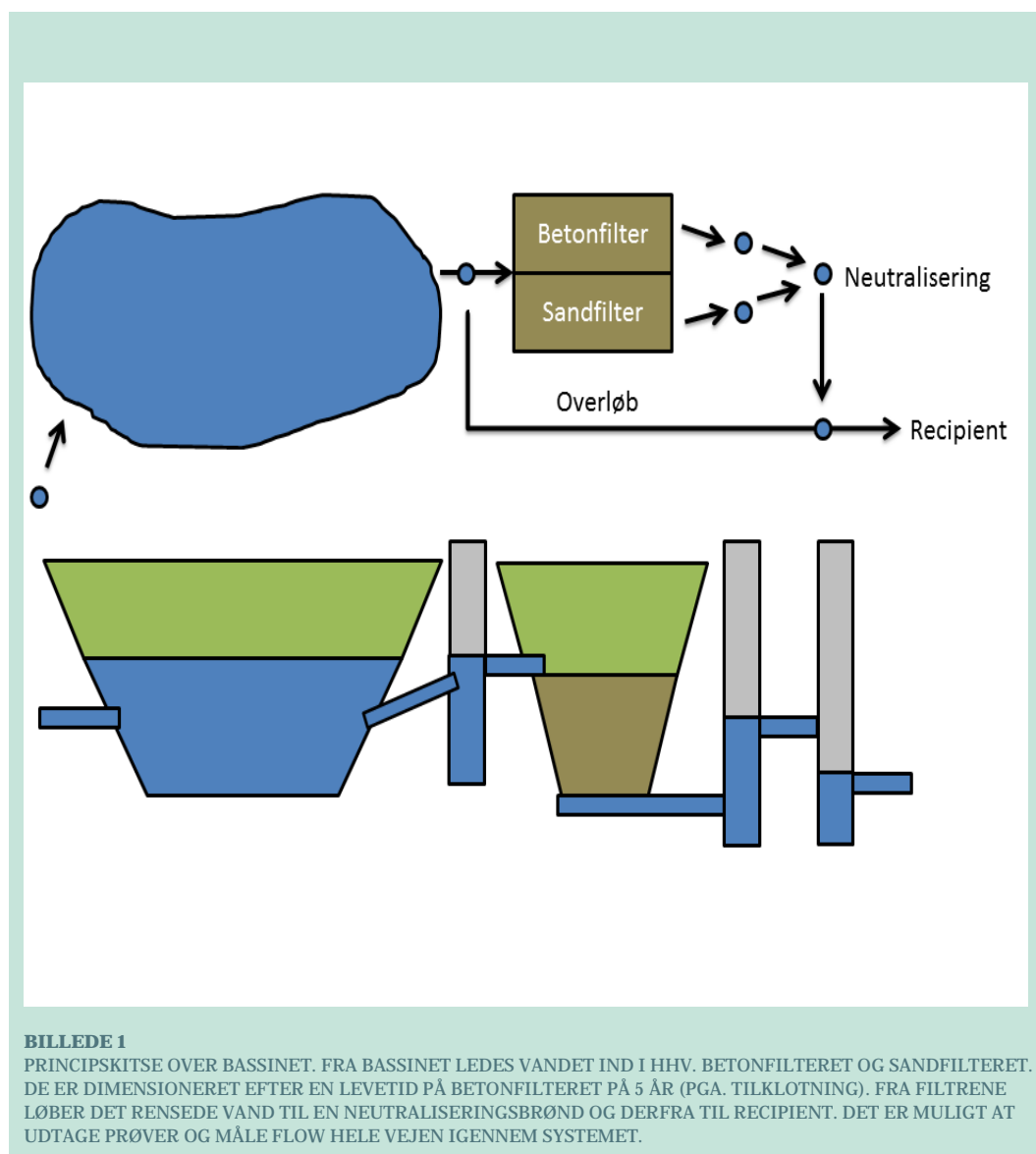
demonstrationsanlægget blev anlagt med både et betonfilter og et traditionelt sandfilter, så resultaterne fra de 2 filtertyper kunne sammenlignes direkte indbyrdes.

Endelig var formålet med projektet at skabe know-how på området og bidrage til større viden omkring mulighederne for at bruge genbrugsmaterialer til rensning af vand.

2. Projektbeskrivelse

2.1 Fuldskala demonstrationsanlæg

Arwos A/S etablerede i vinteren 2012/2013 et demonstrationsanlæg, så det kunne stå klar primo 2013. Anlægget blev etableret i Padborg og håndterer afstrømningen fra et industriopland på 11,8 red. ha (total oplandsareal på 18,2 ha). Det blev anlagt med et sedimentationsbassin, hvorefter vandet ledes til to filtre – et indeholdende et traditionelt sandfilter og et andet indeholdende knust beton. Dette gør det muligt at teste og afprøve de to filtertyper simultant under den samme nedbørsintensitet, stofbelastning, forudgående tørvejrperiode etc. Af hensyn til den forventede høje pH i vandet fra betonfilteret de første måneder efter etablering, blev en brønd med pH-logning og neutralisering via syredosering anlagt i samarbejde med Aquasense. Se oversigt over anlægget på nedenstående principskitse (Billede 1).



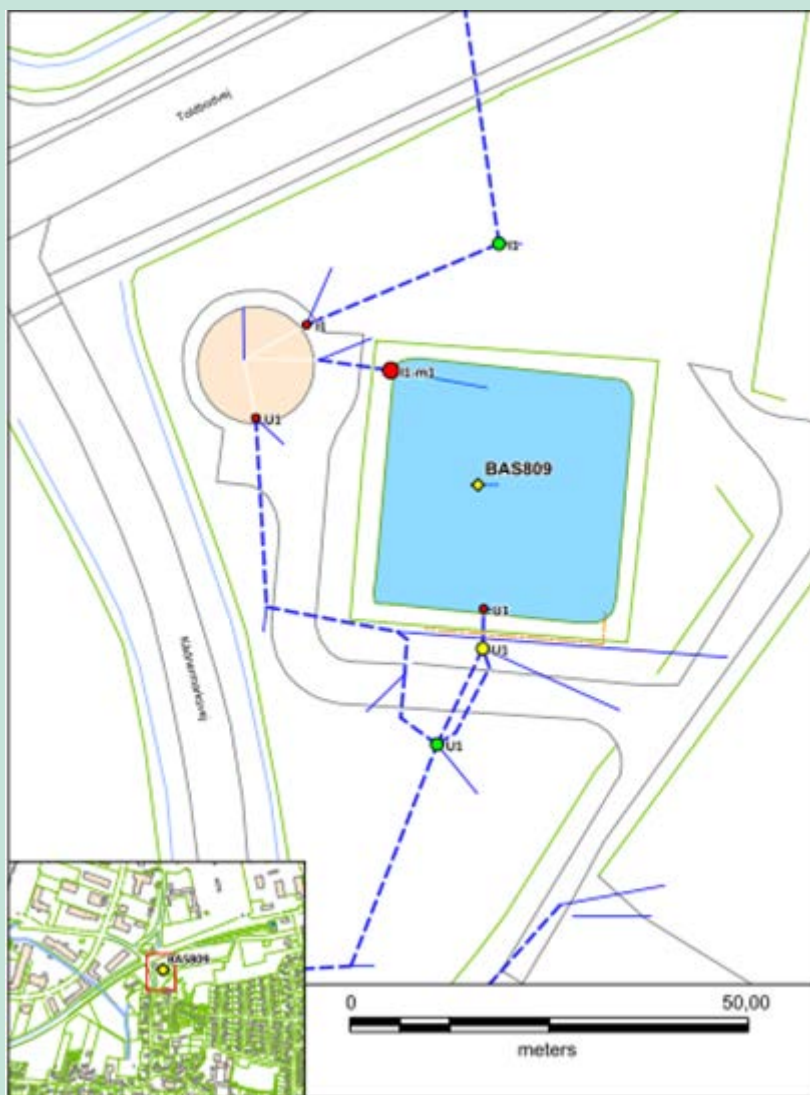
BILLEDE 1

PRINCIPSKITSE OVER BASSINET. FRA BASSINET LEDES VANDET IND I HHV. BETONFILTERET OG SANDFILTERET. DE ER DIMENSIONERET EFTER EN LEVETID PÅ BETONFILTERET PÅ 5 ÅR (PGA. TILKLOTNING). FRA FILTRENE LØBER DET RENSEDE VAND TIL EN NEUTRALISERINGSBRØND OG DERFRA TIL RECIPIENT. DET ER MULIGT AT UDTAGE PRØVER OG MÅLE FLOW HELE VEJEN IGENNEM SYSTEMET.

2.1.1 Valg af forsøgsopland

Forud for etableringen af demonstrationsanlægget i Padborg ligger en lang række overvejelser. De vigtigste er listet herunder:

- Der skulle være tilstrækkelige mængder af P i det afstrømmende vand – helst over 100 µg/l.
- Der skulle være et eksisterende vådt regnvandsbassin som kunne ombygges og udvides med filtre og dermed tilstrækkelig plads til dette.
- Logistisk skulle det være muligt at anlægge brønde til prøvetagning før og efter bassin samt før og efter filtre.
- Udløbet fra anlægget skulle gå direkte til recipient uden påkobling af yderligere afstrømmende vand.
- Recipienten skulle være højalkalin med en høj bufferkapacitet, da det er tilfældet med det rensede vand. Recipienten er i dette tilfælde et vandløb (Frøslev Toftmade) med målsætning B3, med udløb til søerne i Frøslev Plantage. Vandløbet har meget ringe fald samt vanddybde og er beklædt med fliser i bund og på siderne.



BILLEDE 2

ILLUSTRATION OVER DET OPRINDELIGE BASSIN FØR OMBYGNING MED INLØB ØVERST I BILLEDET OG UDLØB NEDERST I BILLEDET. DEN LYSERØDE CIRKEL ER ET KOMBINERET SANDFANG OG OLIEUDSKILLER MED OVERLØB DIREKTE TIL UDLØB.

Målinger foretaget januar 2012 i ind- og udløb fra bassinet viste at mængden af tilstrømmende P var ca. ligeligt fordelt på opløste og partikulære former. Der kom ca. 450 µg/l TP (total P) til bassinet og der løb ca. 150 µg/l ud af bassinet. Den forholdsvis store udløbskoncentration gjorde bassinet egnet som forsøgsanlæg samtidig med at der var plads til anlæg af filtre efter bassinet.

2.1.2 Design og anlæg af bassin

Design og anlæg blev gennemført af Arwos A/S med rådgivning fra Grøntmij A/S og input fra Syddansk Universitet. Anlægget af forsøgsbassinet blev noget mere omfattende og omkostningstungt end planlagt. Oplandet består af store parkeringsarealer for lastbiler i Padborg og det afstrømmende vand er meget olierigt. Dette betød at det eksisterende bassin var mere eller mindre fyldt med olieslam som først skulle bortskaffes, så i forbindelse med anlæggelsen blev det eksisterende bassin oprenset (Billede 2-4). Tabel 3 angiver tekniske data for hhv. bassin og filtre og Billede 4 viser skitse og billeder af bassin og filtre efter færdiggørelse primo 2013.

Desværre endte bassinet af pladmæssige hensyn (inkl. kabler/ledninger/rør) samt kørevej på grunden med at forblive meget underdimensioneret i forhold til det optimale forhold imellem oplandsareal og bassinvolumen (Tabel 3). Faren er hurtigere tilklotning af filterne pga. manglende tilbageholdelse af partikler i bassinet.



BILLEDE 3

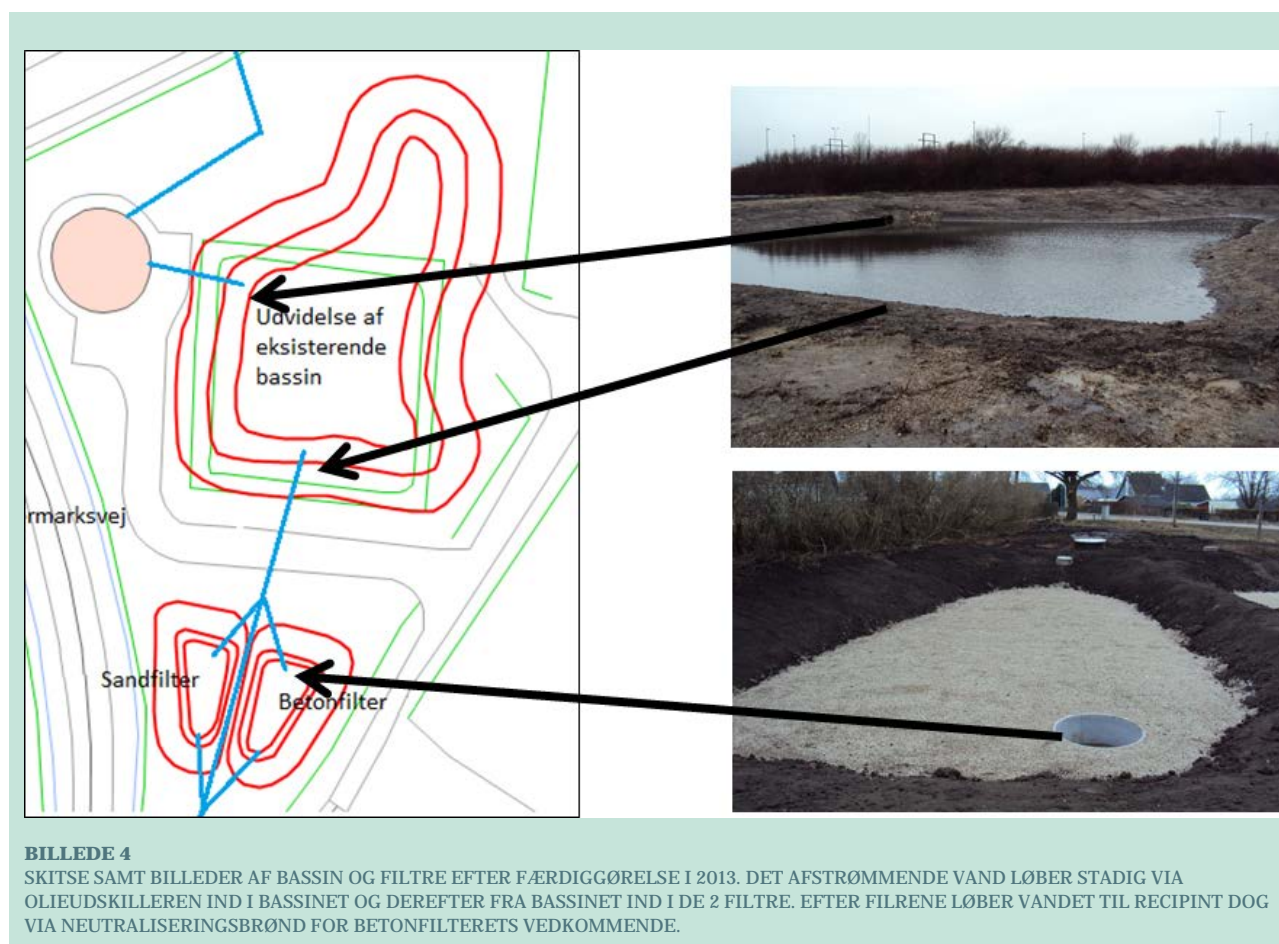
BILLEDER FRA OPRENSNING AF BASSINET VINTEREN 2012. FOTOGRAF ROBIN NYGAARD MADSEN OG MELANIE J. SØNDERUP, ARWOS A/S

Beton- og sandfilteret blev anlagt med en filtertykkelse på 1 m. Vandet løber fra bassinet og deles via et y-rør til de 2 filtre. Vandet løber vertikalt igennem filterne og ledes via drænrør i bunden af filterne igennem udløbsmålebrønde, samt en neutraliseringsbrønd for betonfilteret, videre til recipienten. Kornstørrelsen for den knuste beton i betonfilteret var 3-35 mm og sandfilteret blev anlagt med en kornstørrelse på 0-4 mm. Desværre viste det anvendte materiale i sandfilteret sig at være kviksandslignende at færdes på og da anlægget ikke er indhegnet besluttede Arwos A/S af

sikkerhedsmæssige grunde i slutningen af marts 2013 at lægge en fiberduk dækket af nøddesten over hele overfladen af sandfilteret for at hindre at nogen kunne komme til at side fast. Det ændrede desværre på infiltrationsevnen og dermed også den mængde vand som løb igennem filteret og det betød at flowet igennem de to filtre blev meget forskelligt. Se mere info omkring konsekvenserne under beskrivelsen af måleresultaterne.

	Oplandsareal (total/red) ha	Volumen (max./våd) m ³	Vanddybde (normal/max.) cm	Volumen filter- materiale m ³	Pore- volumen m ³	Filter- tykkelse cm
Generelt	18,2/11,8					
Bassin		1850/450	80/180			
Filtre				93	30	100

TABEL 3
OVERORDNEDE NØGLETAL FOR BASSIN OG FILTRE.



BILLEDE 4

SKITSE SAMT BILLEDER AF BASSIN OG FILTRE EFTER FÆRDIGGØRELSE I 2013. DET AFSTRØMMENDE VAND LØBER STADIG VIA OLIEUDSKILLEREN IND I BASSINET OG DEREFTER FRA BASSINET IND I DE 2 FILTRE. EFTER FILRENE LØBER VANDET TIL RECIPIENT DOG VIA NEUTRALISERINGSBRØND FOR BETONFILTERETS VEDKOMMENDE.

2.1.3 Neutralisering af udløbsvandet

Det var nødvendigt at neutraliserer udløbsvandet fra betonfilteret inden udløb til recipient. Det blev gjort i en Ø 1250 brønd vha. dosering med konc. saltsyre. Syren blev doseret efter pH via pumpe og flow, og med kontinuert logning af pH. Målet var pH 6,5-8,5 i vandet efter neutralisering. Laboratorieforsøgene havde vist at pH ville falde over tid og efter 8 måneder (5. november 2013) var pH i faldet til <8,5 og neutraliseringen blev stoppet. I alt blev der anvendt ca. 1500 L

koncentreret saltsyre. Af hensyn til sikkerheden blev syre, pumper osv. opbevaret ved anlægget i en aflåst container. I dag kører anlægget som ethvert andet filteranlæg uden ekstra behandling.

2.2 Monitering af forsøgsanlægget

Demonstrationsanlægget er blevet monitoreret således at effektiviteten og processerne i hvert delelement har kunnet klarlægges, dvs. sedimentationsbassinet samt en sammenligning af filteret med knust beton versus sandfilteret. Ligeledes er neutraliseringsbrønden blevet fulgt for at undersøge pH-udviklingen (pH-logning og neutralisering af gennemført i samarbejde med Aquasense).

Der har været etableret tryktransducere til vandstandsmålinger for at beregne flow i ind- og udløb samtidig med at der er målt flow manuelt. Dertil kommer ilt-, temperatur- og pH-loggere. Endelig har anlægget været monitoreret med prøvetagere (ISCO-samlere) med GSM-moduler til semi-automatisk prøvetagning af vandprøver. Brugen af automatisk prøvetagningsudstyr har gjort, at vi har kunnet udtage prøver med varierende intensitet afhængig af nedbørsintensitet og historik. Monitoringsprogrammet blev udformet så der er udtaget prøver under forskellige afstrømningsscenerier både hvad angår rengintensitet, nedbørsvarighed, forudgående tørvejsperiode samt årstidsvariationer. Bassinmonitoringen er foregået igennem et helt år, hvorved der er opnået et meget detaljeret kvalitativt og kvantitativt datasæt.

De udtagne vandprøver er blevet analyseret for SS, org. stof (organisk stof), partikulære og opløste næringsstoffer, Ca, Fe og Al, samt for udvalgte hændelser mht. miljøfremmede stoffer i form af tungmetaller og summen af kulbrinter. Fe og Al undersøges af to årssager. Begge metaller binder effektivt P og en evt. tilførsel og tilbageholdelse af disse stoffer i bassinet vil bidrage til at øge retentionskapaciteten. Knust beton fjerner opløste stoffer via binding til dets høje indhold af Ca, Fe og Al – derfor er det interessant at vide om noget af dette udvaskes over tid. På den baggrund har anlæggets effektivitet mht. til retentionen af SS, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer kunnet opgøres.

Pga. den hårde og langvarige vinter 2012/2013 samt frost langt hen i foråret startede monitoringen af anlægget først i marts 2013 (uge 10/11) og fortsatte igennem 1 år frem til marts 2014 (uge 10/11). Den 11. marts kl. 9:30 blev der åbnet så vandet fra bassinet løb igennem hhv. beton- og sandfilteret.

Prøvetagningen er foretaget med varierende densitet kvalitativt og kvantitativt. Formålet var dels at følge anlægget igennem 1 år, men også at få detaljerede målinger under et antal regnhændelser. I Tabel 4 angives det totale antal af målinger for de enkelte parametre igennem det år anlægget er testet.

I resultatafsnittet er vist koncentrationer af de målte stoffer, retentioner beregnet som medianretentionen i % pr. dag samt den tilbageholdte masse.

2.3 Pilotforsøg

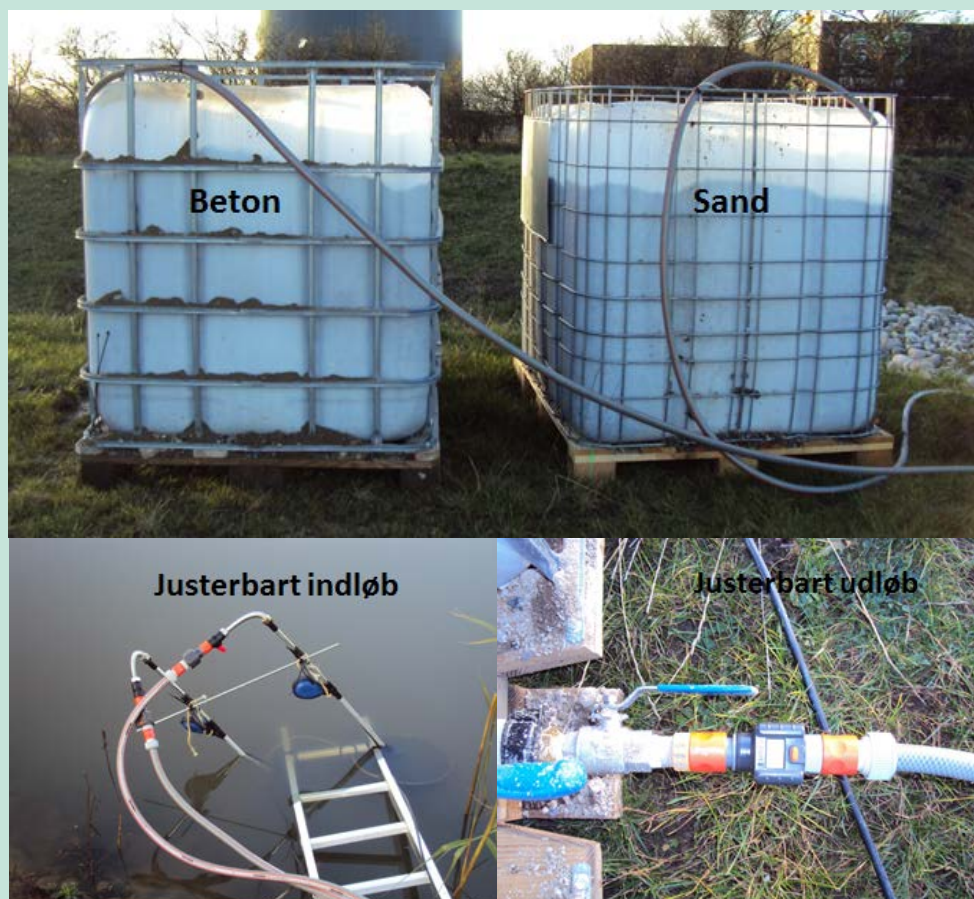
Efter de første måneders monitorering af forsøgsanlægget besluttede vi at opsætte endnu et semifuldskala testanlæg til sammenligning af beton- og sandfilter. De primære årsager var 1) at flowet igennem de 2 filtre i Padborg var meget forskellige pga. forskellige infiltrationsrater forårsaget af varierende kornstørrelser og det faktum at infiltrationshastigheden var yderligere nedsat i sandfilteret pga. tildækning med fiberdug og nøddesten samt 2) at der er rigtig meget olie i vandet som sætter sig på overfladen af filtermaterialet. I betonfilteret i Padborg var det gennemsnitlige indløbsflow $3,3 \text{ L/s} \pm 2,8$ (max. $8,9 \text{ L/s}$), mens den tilsvarende værdi for sandfilteret var $1,3 \text{ L/s} \pm 0,6$ (max. $2,2 \text{ L/s}$). Så vi ønskede at opsætte et kontrolleret forsøgsanlæg hvor indløbsflowet til filtrene var ens og konstant og hvor der ikke var oliepåvirkning.

Forsøget blev opført i Arwos Landsby i Rødekro og indløbsvandet var fra det våde regnvandsbassin som håndterer afstrømningen fra områdets befæstede arealer (Billede 5). Vandet blev kontinuerligt pumpet op i 2 stk. 1000 L palletanke fyldt først med 20 cm perlesten og derefter med 50 cm filtermateriale hhv. knust beton (0-40 mm) og sand (0-8 mm). Vandet løb vertikalt igennem filtrene og ud af hanen i bunden af tankene. Forsøget blev gennemført med forskelligt flow. De første 4 dage kørte anlægget med 2,4 l/min med prøvetagning hver 3. time det første døgn og derefter hver 6. time det følgende, hvorefter to gange pr. dag. Disse 4 dage var primært for at vaske evt. små partikler ud af filtermaterialet, da vi vidste fra anlægget i Padborg at der blev udvasket især Ca og partikler de første dage efter opstart og vi ikke ønskede at dette forstyrrede forsøgsmatricen. Anlægget stod nu stille i 3 dage, hvorefter vi kørte endnu 3 dage inkl. prøvetagning hver 12. time med flow på 2,4 l/min. Derefter blev flowet øget til 4,8 l/min i 3 dage og derefter til 9,5 l/min også i 3 dage.

Parameter	Logger/prøve interval	Antal data-punkter/prøver	Note
Regn	0,2 mm/tip	4445	1 regnmåler
Ilt og temperatur	Hvert 5 min.	50390	3 loggere (indløb til bassin, udløb fra bassin, i recipient)
Tryktransducere (flow)	Hvert 5. min/15. min	86653	7 loggere (indløb til bassin, udløb fra bassin, indløbsbrønd til filtre, 1 i hvert filter, 1 i neutraliseringsbrønd, 1 reference). Omregnet til flow og kalibreret imod manuelle flowmålinger.
pH	Hvert 5. min/15 min.	62182	4 loggere (indløb til bassin, udløb fra bassin, neutraliseringsbrønd, recipient)
SS, Org. stof, opløst og partikulært P, N, Fe, Al og Ca Udvalgte prøver analyseret for totalkulbrinter og tungmetaller	De første 2 måneder med daglige målinger, derefter ugentlige målinger indtil november 2013, derefter punktprøver. Løbende udvalgte regnhændelser med prøver for hver 10 min – 3 timer	1035	4 Iscosamlere (indløb til bassin, udløb fra bassin, udløb fra hhv. beton- og sandfilter) Målte tungmetaller: Cu, Cr, Cd, Pb, Zn og Ni.

TABEL 4
OVERSIGT OVER DE MÅLTE PARAMETRE OG ANTALLET AF PRØVER TAGET FRA MARTS 2013 TIL MARTS 2014.

De målte parametre i pilotforsøget var de samme som for Padborganlægget (Tabel 4). Ilt blev målt vha. loggere placeret i de 2 filtermatricer. pH blev målt vha. loggere i indløb til filtre, udløb fra betonfilter og i recipient.



BILLEDE 5

BILLEDER OVER OPSTILLINGEN AF PILOTFORSØGET MED DE 2 FILTERMTRICER PÅ DET ØVERSTE BILLEDE OG HHV. IND- OG UDLØB PÅ DE NEDERSTE BILLEDER.

2.4 Karakteristik af filterne og bassinets sediment

I konventionelle regnvandsbassiner med filtersand vil den kontinuerte temperaturbetingede omsætning af det sedimenterede organiske materiale frigives som fosfat og ammonium til vandfasen i sedimentationsbassinet, hvis adsorptionskapaciteten er udnyttet eller der opstår iltfrie perioder. De konventionelle sandfiltre har meget ringe kapacitet til at binde de frigjorte næringsstoffer, som derfor vil forlade anlægget, transporteres til og belaste nedstrøms recipienter. Over tid vil denne belastning fra regnvandsbassiner naturligvis øges med mængden af sedimenteret organisk materiale (bassinets alder). Og der vil derfor opstå udgiftstunge plejebenhov. Ved anvendelse af beton som filtermateriale ville man forvente at de opløste næringsstoffer ville blive bundet i betonfilteret, hvorved denne ekstra belastning af nedstrøms naturområder kunne reduceres. Dette og mængden af opløste næringsstoffer i afstrømmende vand gør, at der i disse år er stor fokus på at udvikle metoder til at fjerne opløste stoffer f.eks. via kemisk fældning eller adsorption til muslingeskaller, knust beton etc. Men der er stadig en massiv mangel på baggrundsviden indenfor dette område, da mange af disse processer aldrig er blevet undersøgt tilbundsgående i bl.a. regnvandsbassiner.

Derfor er betydningen af bl.a. iltforholdene i anlægget blevet undersøgt under kontrollerede forhold i laboratoriet og via in situ målinger af retentionen i bassinerne og i filterne. Puljer i filtermaterialet og i bassinets sediment er undersøgt i alt 3 gange i bassinet og sandfilteret og 4 gange i betonfilteret. I laboratoriet er retentionen og iltforbruget undersøgt på kerner fra bassin og de 2 filtre vha. inkubationsforsøg og målinger på optagelses- og frigivelsesrater under forskellige iltforhold. Endelig er udviklingen i kornstørrelsesfordeling blevet klarlagt.

2.5 Neutraliseringsmetoder

Evt. brug af knust beton som filtermateriale kræver at anlæggene designes korrekt også mht. håndtering af det afstrømmende vand, idet betonen initialt skaber høj pH i det rensede vand pga. karboniseringsprocesser. Derfor skal pH justeres inden udløb til recipient de første måneder anlægget er i drift.

Diverse laboratorieforsøg havde forud for dette projekt klarlagt en håndfuld mulige metoder til håndtering af dette, heriblandt filtrering igennem jord eller kompost, beluftning, syretilsætning og endelig fortynding.

I dette projekt er syretilsætning, beluftning og neutralisering vha. kompost og sphagnum testet enten in situ eller i stor skala. Forsøgsanlægget i Padborg blev etableret med syretilsætning som standardløsning i samarbejde med Aquasense. Syretilsætning er en fuldt ud implementeret løsning fra spildevandsindustrien, som derfor kan implementeres direkte, men sideløbende har vi også testet de andre løsninger i juli og august 2013.

Disse løsninger er testet via forsøg udført i 200 L regnvandstønder, hvor vi har testet metoderne beluftning samt sphagnum og kompost. Det anvendte vand var fra bassinet ved forsøgsanlægget i Padborg. Basisk vand som havde været i kontakt med knust beton blev fremstillet på følgende måde: Vandet pumpes op i en 200 L regnvandstønde med hane i bunden, hvori der er fyldt 20 L perlesten som drænmateriale i bunden og derefter 50 L knust beton. Vandet, nu med høj pH, løber ud via hanen i bunden og ned i et kar, hvorfra det med endnu en dykpumpe pumpes op i en 200 L regnvandstønde, som fungerer som reservoir. Derfra pumpes vandet til 2 andre 200 L regnvandstønder (replikater), hvor neutraliseringsforsøgene gennemføres. Til forsøget med beluftning blev de 2 tønder først fyldt med 40 L af det basiske vand og derefter forsøgt neutraliseret via beluftning i min. 3 timer med hhv. 100, 300, 600 og 2200 L/time. Mht. til beluftning med 2200 l/time blev dette forsøg også gennemført med samtidigt flow igennem tønderne på hhv. 200 og 400 ml/min.

Til forsøgene med sphagnum og kompost, blev der brugt alm. ugødet sphagnum købt i det lokale byggemarked, mens komposten var hentes hos Arwos A/S' genbrugsplads i Rødekro. Til forsøgene blev de to regnvandstønder med haner i bunden først fyldt med 10 cm perlesten i bunden for at sikre et drænlag og derefter med 80 L sphagnum eller kompost, som blev vandmættet i 1 time inden forsøgsstart vha. 37,5 L vand direkte fra bassinet i Padborg. Vand med høj pH, som havde været igennem den knuste beton, blev derefter pumpet op og igennem sphagnum/kompost-filteret med hhv. 200, 400 og 800 ml/min indtil konstant pH i udløbsvandet.

Udover pH testede vi frigivelse af næringsstoffer samt organisk stof/farve mht. sphagnum/kompost samt den nødvendige luftmængde mht. beluftning.

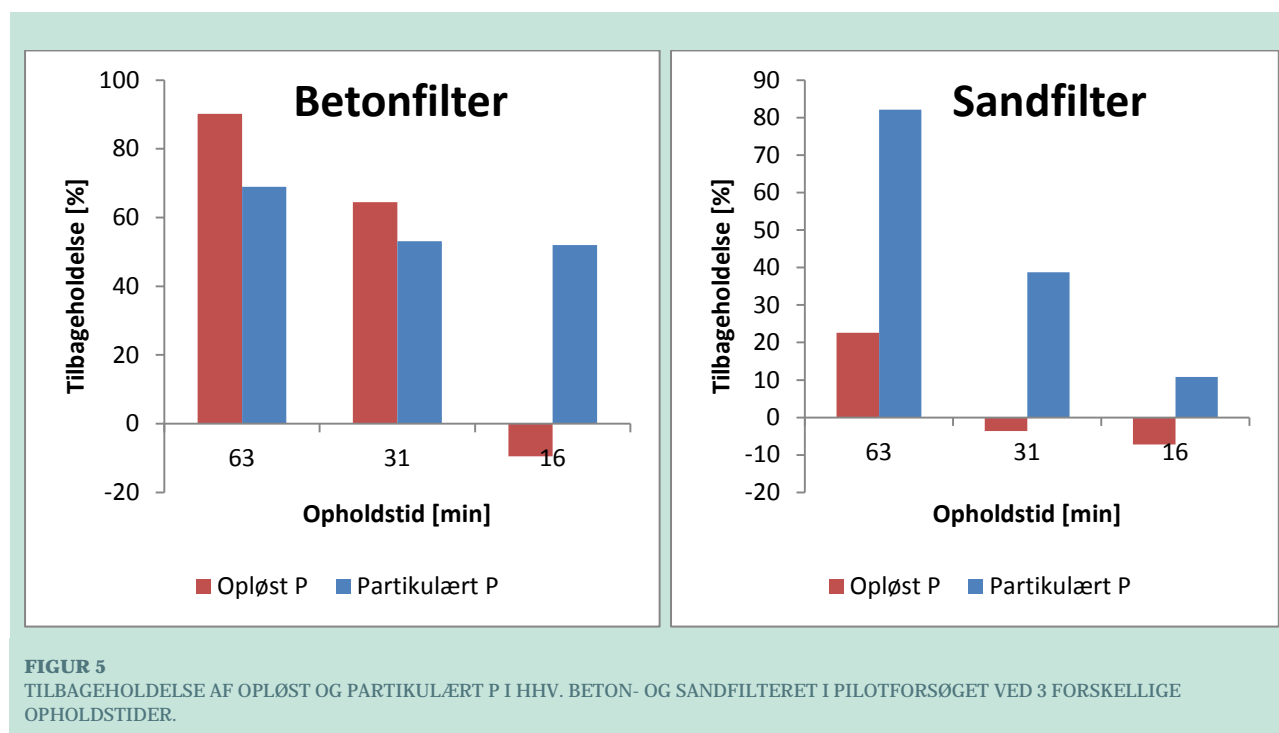
3. Resultater og diskussion

3.1 Pilotforsøg

Da fordelingen af vand mellem de 2 filtre i fuldskalademonstrationsanlægget i Padborg skete via et Y-rør og naturlig infiltration, løb der mere vand igennem betonfilteret (maks. 8,9 l/s) end igennem sandfilteret (maks. 2,2 l/s). Så for at kunne sammenligne de 2 materialer direkte gennemførte vi derfor et kontrolleret semifuldskala pilotforsøg med samme flow igennem de 2 filtermaterialer.

I fuldskalademonstrationsanlægget blev der observeret udvaskning af en række stoffer de første dage efter opstart i marts 2013, primært fra betonfilteret (se afsnit om SS og P). Derfor besluttede vi at bruge de første 4 dage af pilotforsøget med flow igennem systemet til udvaskning, for at undgå at forstyrre resultaterne fra selve forsøget. Fra begge filtre blev der udvasket partikler (SS), partikulært Ca og partikulært/organisk N. Dertil kom en udvaskning af opløst Al fra betonfilteret og partikulært Fe og org. stof fra sandfilteret. Hvis udvaskningen ses i forhold til totalindholdet i sand- og betonfilteret, svarede det til at under 1 promille er udvasket de første 4 dage af forsøget. Det har ikke været muligt at lave en direkte sammenligning med udvaskningen fra fuldskalademonstrationsanlægget, da ikke alle stoffer udvasket derfra blev udvasket i pilotforsøget, og omvendt.

Indløbskoncentrationen til de 2 filtre varierede en hel del over tid, da vandet blev taget fra et regnvandsbassin. For P-fraktionerne var de gennemsnitlige indløbskoncentrationer på 218 ± 137 $\mu\text{g/l}$ opløst P og 37 ± 23 $\mu\text{g/l}$ partikulært P.



Forsøget blev kørt ved 3 forskellige flow, der repræsenterede en opholdstid på 16, 31 og 63 min. Generelt sås lavere tilbageholdelse ved kortere opholdstid. På Figur 5 ses tilbageholdelse af hhv.

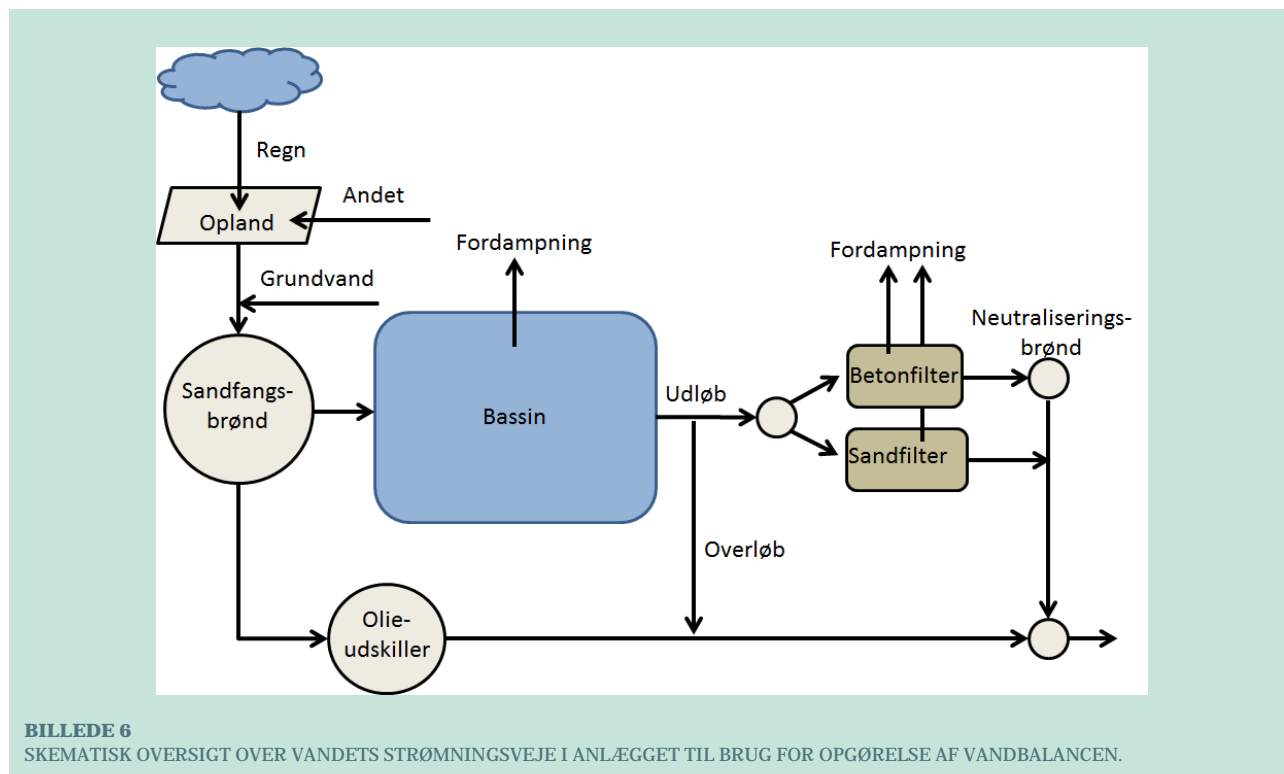
opløst og partikulært P i beton- og sandfilteret. Ved en opholdstid på over 1 time, kan betonfilteret tilbageholde 90 % opløst P og 69 % partikulær P. Ved en opholdstid på 30 min falder tilbageholdelsen af både opløst og partikulært P til hhv. 65 % og 53 %. Ved en opholdstid på 15 min er det kun den partikulære fraktion der tilbageholdes (52 %), mens den opløste fraktion passerer direkte igennem. Dette skyldes sandsynligvis at kontakttiden er for lille. Faktisk er der en mindre frigivelse af opløst P, som skyldes at nyligt adsorberet P skylles af. Det er således ikke en frigivelse fra selve materialet – det samme gælder for sandfilteret. Til sammenligning kan sandfilteret kun tilbageholde opløst P når opholdstiden er større end 1 time (23 %). Tilbageholdelsen af partikulært P er til gengæld bedre i sandfilteret (82 %) sammenlignet med betonfilteret ved den høje opholdstid (>1 time), men lavere end for betonfilteret ved de lavere opholdstider – hhv. 39 % ved 30 min. og 11 % ved 15 min.

Dette forsøg har altså givet os muligheden for at sammenligne knust beton og sand direkte ved ens flow/opholdstider. Ulempen er at forsøget kun kørte over i alt 24 dage, hvorved vi ikke kan sige noget om, hvad der sker på længere sigt. Forsøget viser, at både knust beton og sand effektivt fjerner partikulært P især ved en opholdstid >1 time, så begge typer er i stand til at fjerne partikler via filtration, mens det kun er knust beton som effektivt fjerner opløst P. Så dette forsøg viser styrken ved knust beton som filtermateriale, ved at det ud over fjernelsen af partikulære stoffer også er i stand til at fjerne opløst P.

3.2 Forsøgsanlægget i Padborg

Pga. de varierende kornstørrelser i hhv. beton- og sandfilteret endte flowet igennem de 2 filtre med at være meget uensartet – hvilket også var en af årsagerne til at vi efterfølgende valgte at lave endnu et mindre pilotforsøg. Heldigvis muliggjorde monitoringen med tryktransducere en beregning af flowet igennem de to filtre. I betonfilteret i Padborg var det gennemsnitlige indløbsflow $3,3 \text{ l/s} \pm 2,8$ (max. $8,9 \text{ l/s}$), mens den tilsvarende værdi for sandfilteret var $1,3 \text{ l/s} \pm 0,6$ (max. $2,2 \text{ l/s}$). Det meget uensartede flow har dog også betydet, at filtrene har modtaget vidt forskellige mængder stof og at langt mere vand er løbet igennem betonfilteret end først antaget.

3.2.1 Flow og vandbalance



Vandbalancen for marts 2013 – marts 2014 er opgjort på baggrund af nedbørsmålinger, flow- og trykmålinger forskellige steder i anlægget (Billede 6 og Tabel 5). Den mest usikre værdi er indløb til sandfanget, da alle beregninger er foretaget bagfra (ud filtre -> ud bassin -> ind bassin -> ind sandfang), hvorved alle usikkerheder akkumuleres i den sidste værdi. Derved bliver værdien for andet tilløb end regn ganske stort. Vi ved dog ud fra tv-inspektion i ledningsnettet at der er en betragtelig indsvivning af grundvand til rørsystemet i oplandet og at der er en konstant tilledning af vand til demonstrationsanlægget også i tørvejrperioder.

VANDBALANCE			Mar-Maj	Jun-Aug	Sep-Nov	Dec-mar	Samlet
Tilløb	Regn	mm	106	174	327	260	867
		/m ³	/13211	/21596	/40729	/32319	/107855
	Andet ⁽¹⁾	m ³	19352	8129	36157	51445	115081
Sandfang	Ind	m ³	32564	29725	76886	83764	222938
	Ud olieudskiller	m ³	794	1045	7394	19631	28864
Bassin	Ind	m ³	31770	28680	69492	64134	194075
	Overløb	m ³	2134	4829	24251	15091	46305
	Ud	m ³	28642	22843	44946	49030	145462
	Difference ⁽²⁾	m ³	994	1008	294	12	2309
Filtre	Ind beton	m ³	19832	16766	33500	35012	105110
	Ind sand	m ³	8810	6077	11446	14018	40352
	Ud beton	m ³	19827	16760	33463	35015	105066
	Ud sand	m ³	8799	6065	11407	14021	40292
	Difference ⁽³⁾	m ³	16	18	77	-7	104

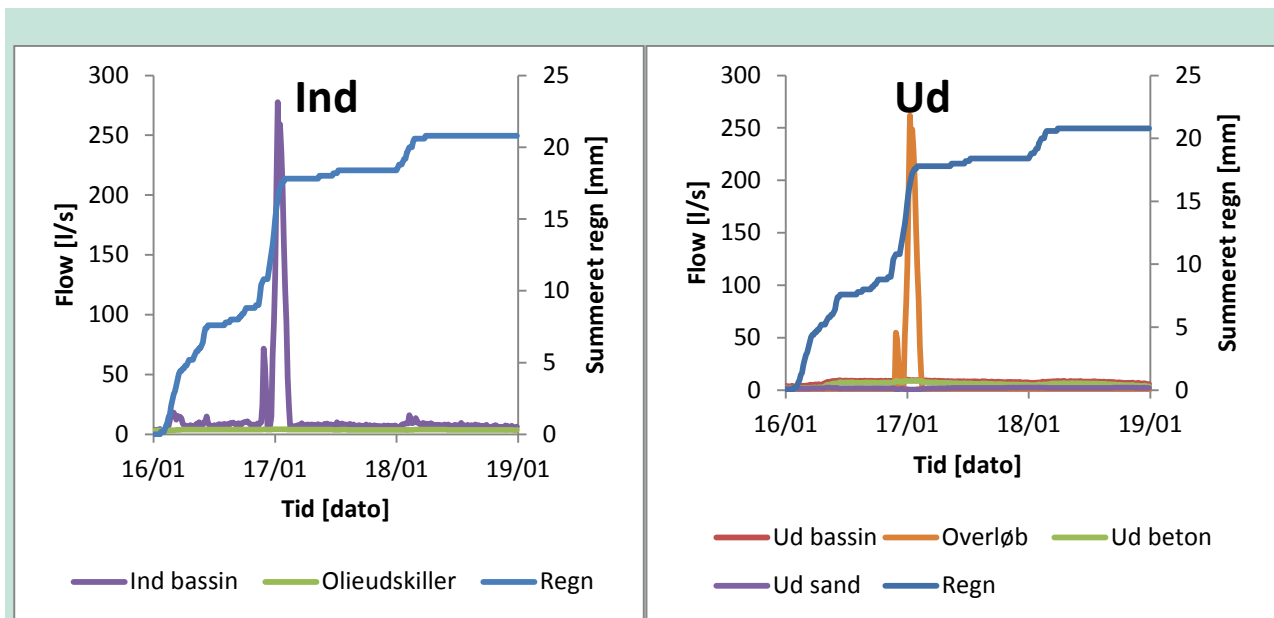
TABEL 5

VANDBALANCE FOR DEMONSTRATIONSANLÆGGET (BILLEDE 6) OPGJORT FRA MARTS 2013 – MARTS 2014 FOR 3 MÅNEDER AD GANGEN. (1) ANDEN TILSTRØMNING FRA OPLANDET F.EKS. GRUNDEVANDBIDRAG, ANDRE BIDRAG SAMT INFILTRATION OG FORDAMPNING. (2) STUVNING OG/ELLER FORDAMPNING. (3) SAMLET DIFFERENCE MELLEM IND- OG UDLØB FOR DE 2 FILTRE SOM UDGØRES AF STUVNING OG/ELLER FORDAMPNING.

Med en nedbørsmængde på 867 mm er det undersøgte år at betragte som et normalår rent nedbørsmæssigt, hvor 72 % af den årlige afstrømning fra oplandet sker i vinterhalvåret (september til marts) (Tabel 5). En lille del af den årlige afstrømning ryger direkte ud via olieudskilleren (13 %), mens resten af det tilstrømmende vand løber ind i bassinet. Størstedelen af vandet løber fra bassinet og videre ind i filtrene, mens 24 % løber ud af bassinet via overløb hvilket primært sker i vinterhalvåret. Middelopholdstiden i bassinet er 20 ± 2 timer. Udløbet fra bassinet burde ideelt set deles i to lige store portioner til hhv. beton- og sandfilteret, men som nævnt tidligere betyder varierende kornstørrelser, fiberdug på sandfilteret og forskellig infiltrationsrate at flowet igennem betonfilteret er ca. 3 gange højere end igennem sandfilteret. En lille vandmængde fordamper fra filtrene, men langt det meste infiltrerer og forlader filtrene via udløbet. En negativ difference

imellem ind- og udløb til filtrene betyder at vandet løber hurtigere ind end det kan nå at infiltrere og løbe ud via udløbet.

Minimumsopholdstiden i begge filtre er 0,5 time, idet vandbremsen ud af bassinet max. kan give 18,2 L/s. Men de faktiske opholdstider i filtrene er langt højere nemlig gennemsnitlig 5,9 time \pm 5,6 for betonfilteret og 8,8 \pm 5,5 for sandfilteret.



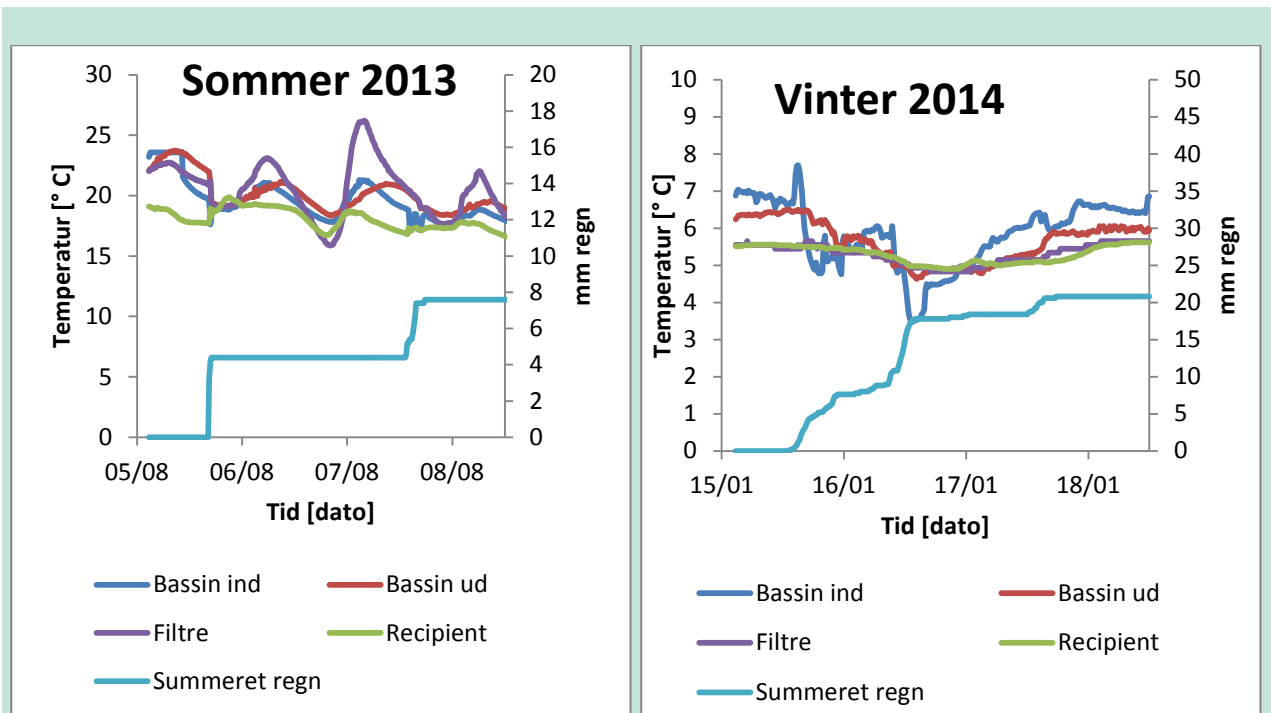
FIGUR 6
EKSEMPEL PÅ FLOW IGENNEM ANLÆGGET UNDER REGNHÆNDELSE D. 16-19. JANUAR 2014. FIGUREN TIL VENSTRE ANGIVER DEN MÆNGDE VAND SOM LØBER DIREKTE UD VIA OLIEUDSKILLEREN OG DEN RESTERENDE MÆNGDE SOM LØBER IND I BASSINET SAMT NEDBØREN. FIGUREN TIL HØJRE ANGIVER FLOWET UD AF BASSINET SOM ER LIG MED DET DER LØBER IND I FILTERNE, SAMT DEN ANDEL DER GÅR I OVERLØB DIREKTE FRA BASSINET. ENDELIG VISER FIGUREN FLOWET UD AF DE 2 FILTERE OG NEDBØREN.

Regnhændelsen d. 16-19. januar 2014 er brugt som eksempel på flowet igennem anlægget (Figur 6). Der er en konstant mindre andel som ledes direkte i olieudskilleren inden resten af vandet ledes ind i bassinet. Det skyldes den enormt høje andel af oliestoffer i vandet og er et forsøg på at begrænse den mængde olie som løber ind i bassinet, hvilket desværre langt fra lykkedes helt. Under den pågældende regnhændelse ses overløb fra bassinet, da magasineringsevolumet ikke er stort nok til at tilbageholde hele afstrømningen i takt med at vandbremsen lukker vandet ind i filtrene.

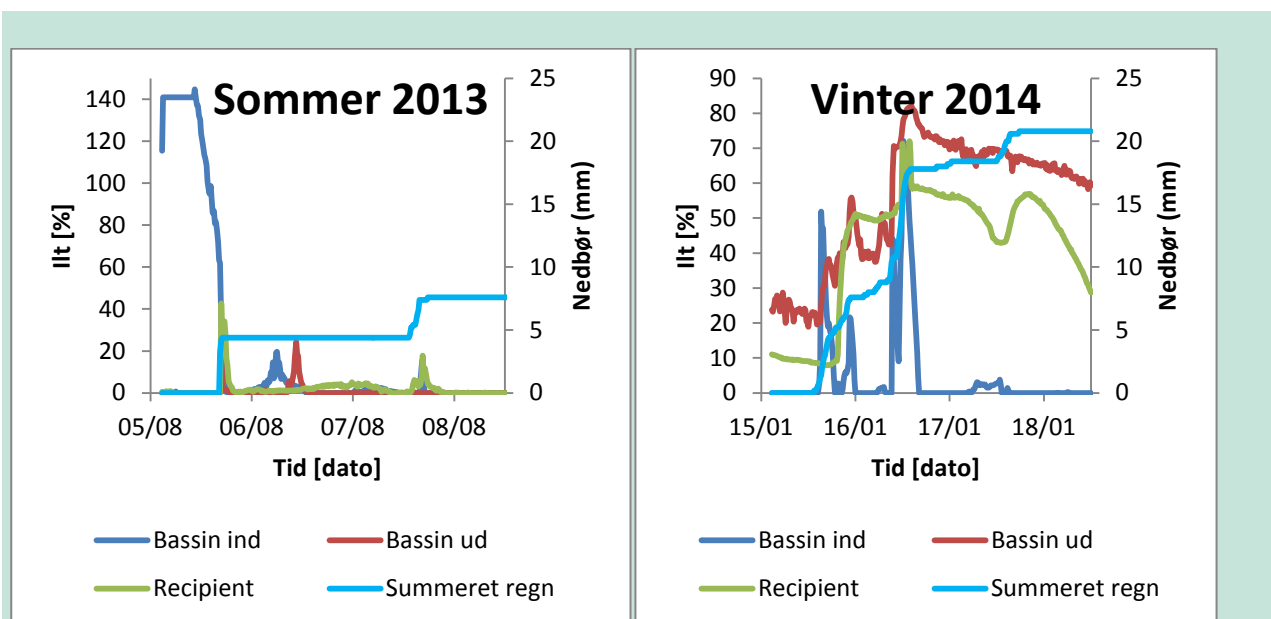
3.2.2 Ilt og temperatur

Som nævnt i projektbeskrivelsen er ilt og temperatur logget kontinuerligt igennem forsøgsperioden. Figur 7 viser eksempler vedr. temperatur fra hhv. en sommerregnhændelse over 4 dage d. 5-9. august 2013 og en vinterregnhændelse over 4 dage d. 15-19. januar 2014.

Som forventet sås langt de største temperaturudsving om sommeren, mens temperaturen var langt mere konstant om vinteren. Ved den viste sommernedbørshændelse faldt der i alt 7,8 mm af 2 omgange og det karakteristiske billede var at temperaturen faldt i hele anlægget når der kom vand igennem. Det hænger sammen med at de stillestående vandmasser, som har været varmet op af solen, skylles ud af systemet. Det betyder også at temperaturen typisk også var højere i filtrene, i hvert fald i overfladen, hvor loggeren har været placeret. Temperaturen var typisk lavest i recipienten da der dels er skyggefulde fysiske forhold på den målte station pga. træer og buske og dels at vandet bliver kølet ned undervejs til recipienten i rørsystemet. Vandet løber 179 m i rør fra udløb fra filtrene til recipienten. Om vinteren var billedet det samme, men med langt mindre udsving på temperaturen trods det at der for den viste regnhændelse faldt over 18 mm på 4 dage.



FIGUR 7
 TEMPERATUR I HHV. INDLØB TIL BASSIN, UDLØB FRA BASSIN, I FILTRENE SAMT I RECIPIENTEN. DESUDEN VISES NEDBØREN I PERIODEN SOM SUMMERET MM REGN.



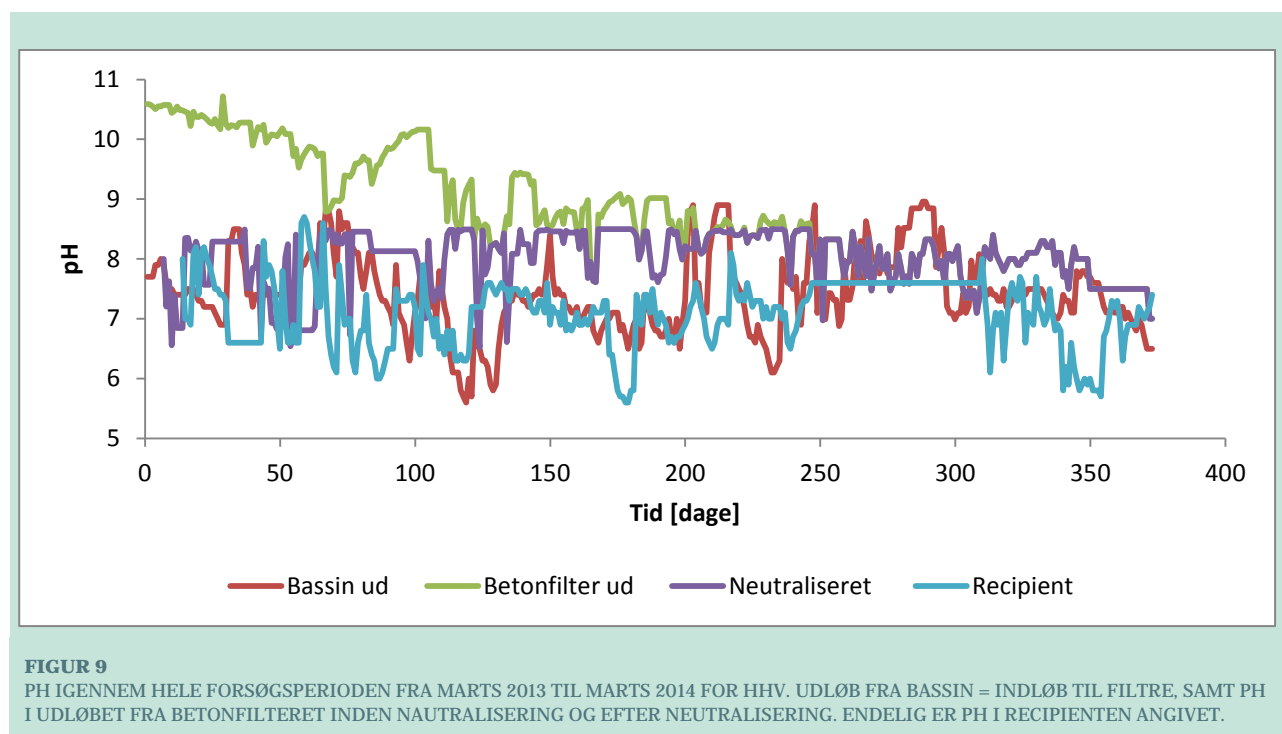
FIGUR 8
 ILT I HHV. INDLØB TIL BASSIN, UDLØB FRA BASSIN, SAMT I RECIPIENTEN. DESUDEN VISES NEDBØREN I PERIODEN SOM SUMMERET MM REGN.

For iltindholdet er sommer- og vinterregnhændelserne igen brugt som eksempel. Om sommeren var der generelt iltfattige forhold i både bassin og recipient. Iltindholdet i bassinet var dog ofte overmættet pga. primærproduktion i tørvejrperioder, som Figur 8 også viser (der er hydraulisk kontakt imellem indløbsstationen og bassinet i tørvejrperioder). Det lave iltindhold under nedbør hænger sandsynligvis sammen med de oliestoffer som det afstrømmende vand indeholder, idet oliestofferne hindrer geniltning af vandmasserne. Dette sammenholdt med den høje temperatur

giver et højt iltforbrug som hurtigt forbruger ilten i det afstrømmende regnvand. Om vinteren er billedet et andet. Her var iltkoncentrationen i indløb til bassinet lav i tørvejrperioderne, men steg når det iltrige regnvand strømmede ind. Det afspejler sig med en forsinket effekt både i udløb fra bassin og i recipienten, hvor iltindholdet også steg i forbindelse med nedbørshændelserne. Iltindholdet i udløb fra bassin og recipient var dog altid højere end indløb til bassin i vinterperioden, men igen er det sandsynligvis oliestoffer i vandet som bidrager til at iltforbruget er konstant højt også om vinteren.

3.2.3 pH

Det har været afgørende at følge pH kontinuerligt igennem forsøgsperioden pga. den pH-stigning som knust beton giver anledning til og som nødvendiggjorde neutralisering af det udstrømmende vand de første måneder indtil 5. november 2013.



pH i udløbet fra bassinet og dermed indløbet til filtrene har igennem hele perioden ligget og svinget imellem pH 6-9 (Figur 9). Fra start lå pH i udløbet fra betonfilteret på pH 10-11, hvilket nødvendiggør neutralisering med syre til pH 6,5-8,5 (lille linje = Neutraliseret). Over tid faldt pH i udløbet fra betonfilteret og d. 5. november 2013 stoppede syretilsætningen. Den grønne og lilla linje i Figur 9 ligger derefter oven i hinanden. Igennem hele perioden har pH i recipienten ligget i pH-intervallet 6-8. Målingerne viser, at det er muligt effektivt at styre pH i udløbsvandet vha. syreneutralisering og dermed sikre at recipienten ikke modtager vand med høj pH.

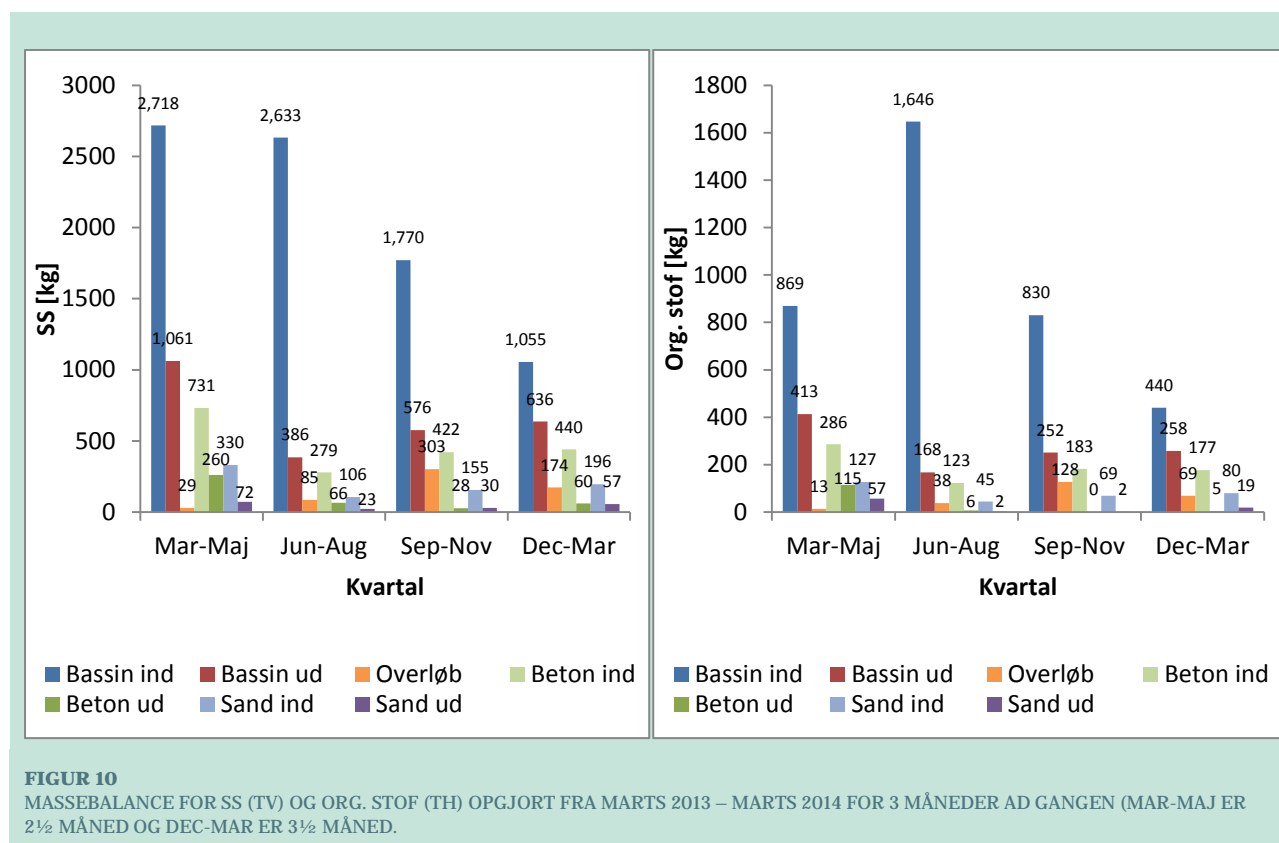
3.2.4 Suspenderet stof og organisk stof

Alle massebalancerne både for SS og org. stof samt alle de andre parametre for marts 2013 – marts 2014 er opgjort på baggrund af en række målinger før, under og efter regn, samt flowmålinger forskellige steder i bassinet. Dertil kommer detaljerede målinger under udvalgte regnhændelser (se afsnit 2.2). Alle målingerne er interpoleret så de tilsammen dækker hele prøvetagningsåret.

Mar-Maj og Jun-Aug var de tørreste perioder mht. vandtilførslen til anlægget, og udgør blot hhv. 15 og 13 % af den årlige vandtilførsel. Alligevel kom godt halvdelen (65 %) af SS og org. stof i løbet af dette halve år (Figur 10). Det kan skyldes en stor afsætning af partikler i oplandet om sommeren i form af støv og erosion. Oplandet består primært af veje og P-pladser, og da det er Padborg, har vi

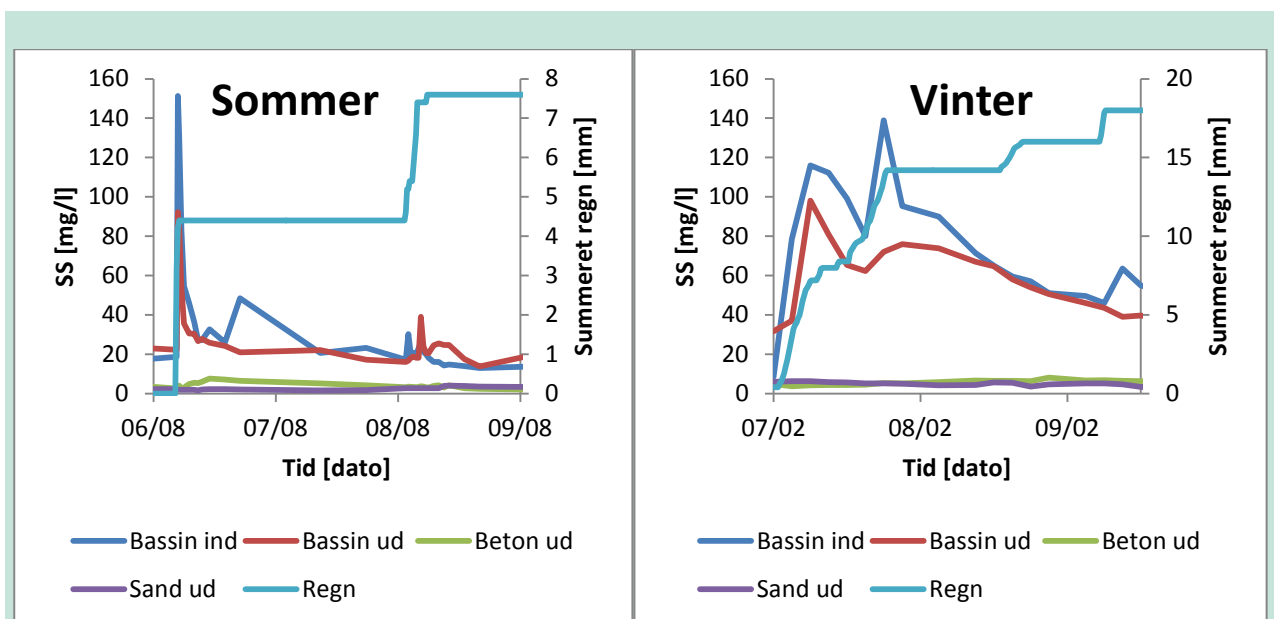
også en formodning om at trafikintensiteten kan være større i sommerperioden. Det kan også skyldes adfærdsforhold f.eks. omkring fejning mv. i denne periode, som vi ikke er vidende om. Den samlede tilførsel til demonstrationsanlægget for undersøgelsesåret var på 8,2 t SS og 3,8 t org. stof. Samlet set blev 60 % SS og 65 % org. stof tilbageholdt i bassinet over året. Af den mængde stof som filtrene modtog tilbageholdt betonfilteret 78 % SS og 84 % org. stof, mens sandfilteret var næsten lige så godt med 77 % SS og 75 % org. stof. Resultatet var, at der det undersøgte år kun blev udledt 1,2 t SS og 0,5 t org. stof til recipienten, hvoraf halvdelen stammer fra overløbet (Figur 10). Både beton- og sandfilteret har haft en rigtig god partikeltilbageholdelse igennem hele det undersøgte år.

Lige efter ibrugtagning af anlægget og 2 uger frem blev der udvasket partikler fra sedimentationsbassinet, sandsynligvis pga. den nye lermembran. Fra betonbassinet blev der de første 3 dage udvasket en del små partikler fra nedknusningen hvorefter det stoppede.



Figur 11 viser et eksempel på målte koncentrationer af SS over en sommer- og vinterregnhændelse. For begge hændelser gælder at koncentrationniveauerne ud af beton- og sandfilteret er forholdsvis konstante (2-8 mg/l). Der ses dog en mindre stigning (fra 4,5 til 7,5 mg/l) i udløbet fra betonfilteret 6,5 time efter den intensive regn om sommeren, hvilket tyder på at opholdstiden ikke har været tilstrækkelig høj til at opnå rensning ned til de lave koncentrationer. Sommerregnhændelsen er en koblet regnhændelse, bestående af godt 4 mm på 30 min d. 6. august 2013 efterfulgt af 3 mm på 4 timer d. 8. august 2013. Den første regnhændelse var meget intensiv og resulterede i en stor peak ind og ud af bassinet. På grund af intensiteten var de 2 peaks sammenfaldende, hvilket betyder at vandet er skyllet direkte igennem bassinet. Den anden regnhændelse var af næsten samme størrelse, men fordelt over længere tid, hvilket resulterede i en meget mindre koncentrationspeak for ind- og udløb fra bassinet. Desuden var udløbspeaken forskudt i forhold til indløbspeaken. Vinterhændelsen er ligeledes en koblet regn, hvor størstedelen kommer d. 7. februar 2014 (14 mm i løbet af 18 timer) og resten kommer i 2 omgange (2 mm på 3 og 1 time) de efterfølgende 2 dage. Her er der ikke lige så klare tendenser som om sommeren, selvom koncentrationen ind og ud af bassinet peaker i starten af den første regn. Der er endnu en peak fra indløbet til bassinet i slutningen af

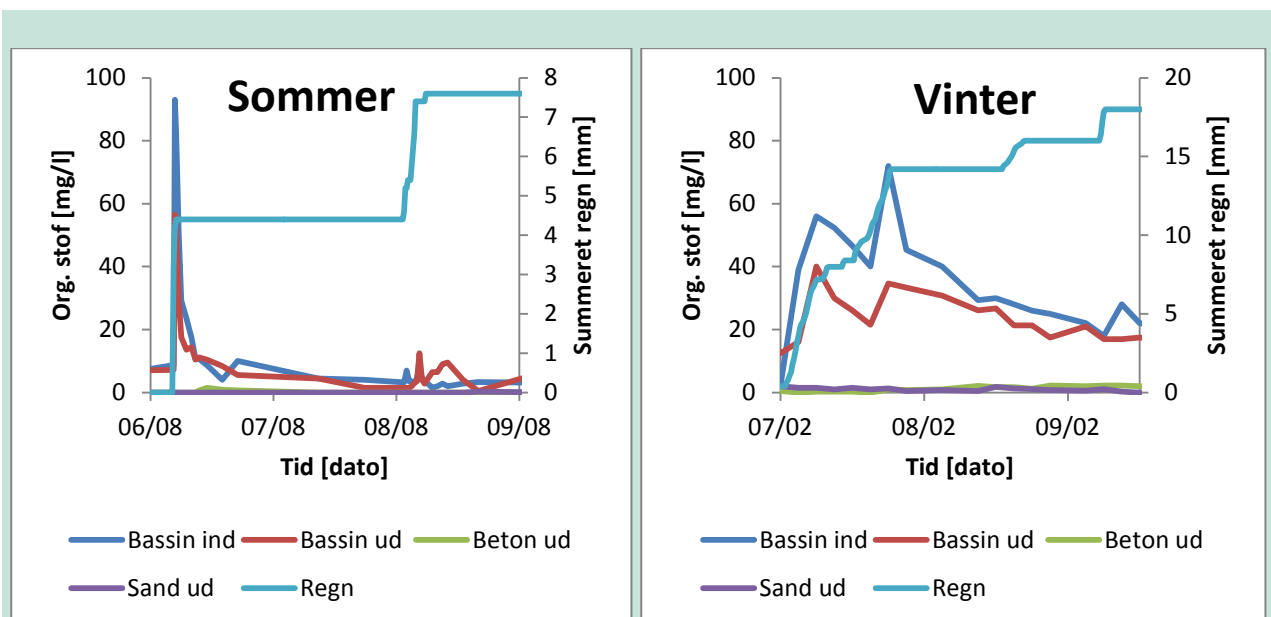
både den første og sidste regn. Disse peaks kan genfindes i udløbet fra bassinet, selvom de her er mere afdæmpede.



FIGUR 11
MÅLTE KONCENTRATIONSNIVEAUER AF SS UNDER EN REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN (TV) OG OM VINTEREN (TH).

Under de 2 regnhændelser var tilbageholdelsen af SS meget varierende, særligt i bassinet. Sommerhændelsen var præget af negativ tilbageholdelse af SS i bassinet i sidste del af hændelsen. Det kan skyldes udvaskning af ophvirvlet sediment fra bassinbunden evt. kombineret med at opholdstiden ikke er stor nok og at det første meget partikelrige vand fra starten af hændelsen nu begynder at blive skyllet ud af bassinet. Endelig er der på dette tidspunkt en stor algebiomasse i bassinets vandfase, hvoraf en stor del også skylles ud under en regnhændelse og bidrager til partikelmængden. Betonfilteret havde under størstedelen af sommerregnhændelsen en lavere tilbageholdelse af SS sammenlignet med sandfilteret, hvilket kan skyldes det højere flow der passerede igennem betonfilteret (se afsnit 3.2.1). Om vinteren tilbageholdt bassinet SS størstedelen af tiden, sandsynligvis pga. en lavere regnintensitet og dermed højere opholdstid. Tilbageholdelsen i de 2 filtre var meget ens og høj om vinteren, og varierede fra 78 til 98 %.

Koncentrationsniveauet for org. stof (Figur 12) fulgte udviklingen i SS (Figur 11) både sommer og vinter. Koncentrationen ud af de 2 filtre lå mellem 0 og 2 mg/l for begge hændelser. Under den intensive sommerregnhændelse faldt andelen af org. stof i ind- og udløbet fra bassinet fra 62 % af SS til 40 %, og under resten af sommerhændelsen udgjorde org. stof blot 20 % af SS. Under vinterhændelsen var org. stof i ind- og udløb fra bassinet forholdsvis konstant på 40 %. Tilbageholdelsen af org. stof i bassinet fulgte samme udvikling som for SS (Figur 11) for begge hændelser. Tilbageholdelsen i de 2 filtre var generelt høj under både sommer- og vinterhændelsen.



FIGUR 12 MÅLTE KONCENTRATIONER AF ORG. STOF UNDER EN REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN (TV) OG OM VINTEREN (TH).

3.2.5 Kulbrinter

Der kommer tydeligvis store mængder olie til bassinet (oliefilm på vandoverfladen, lugt af benzin i brønde og sorte aflejringer på vegetationen i og omkring bassinet) (Billede 7). Derfor har vi analyseret en række prøver for totalkulbrinter, for at kunne kvantificere mængden. Mængden af kulbrinterne opgøres i forhold til antallet af kulstofatomer, hvor benzen-C10 overvejende er benzin, C10-C25 overvejende er dieselolie (og let fyringsolie), mens C25-C35 er olieprodukter. Den første måned blev der udtaget 1 ugentlig prøve i indløb til bassin, udløb fra bassin, betonfilter og sandfilter. På den første måned kom der forholdsvis lidt (0,07 kg) af de korte kulbrintekæder (benzen-C10), mens der kom 38 kg C10-C25 og 9 kg C25-C35 opgjort ud fra kendskabet til flow igennem anlægget. Alle værdier er konservativt beregnet og det er vigtigt at huske på at masserne er beregnet på baggrund af et mindre antal prøver, men detaljeret viden om flow. De korte kulbrintekæder tilbageholdes stort set ikke i bassinet (3 %), og slet ikke i filtrene, hvorimod de længere kæder (C10-C35) tilbageholdes med 96-98 % i bassinet. Bassinet reducerer dermed udledningen af de lange kæder til 0,7 og 0,3 kg for hhv. C10-C25 og C25-C35. Beton- og sandfilteret fjernede hhv. 61 og 53 % af C10-C25, så der blev udledt 0,4 kg til recipienten, hvorimod filtrene ikke reducerede udledningen af C25-C35. Tilsammen reduceredes den massive totalkulbrinteudledning fra oplandet fra 46 kg til 0,7 kg i fuldskalademonstrationsanlægget igennem den undersøgte måned.

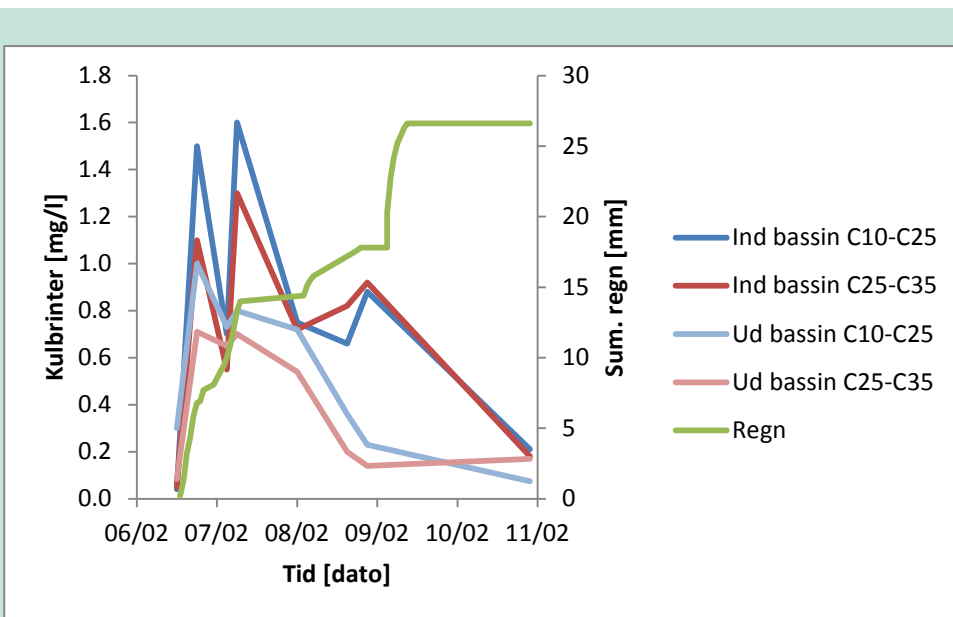
Under en regnhændelse i vinteren 2014 (7-11. februar 2014) tog vi også prøver til bestemmelse af totalkulbrinter. De korte kæder (benzen-C10) lå konsekvent under detektionsgrænsen på 10 µg/l for alle målesteder (indløb til bassin, udløb fra bassin, betonfilter og sandfilter). Derudover lå C10-C25 og C25-C35 under detektionsgrænsen på 40 µg/l i udløbet fra beton- og sandfilteret. På Figur 13 ses hvordan koncentrationerne for C10-C25 og C25-C35 for ind- og udløb fra bassinet ændrede sig under en regnhændelse. Før det begynder at regne var koncentrationen under 0,3 mg/l for begge parametre på begge målesteder. Men så snart regnen startede steg koncentrationen af især C10-C25 markant i både ind- og udløb, og tilbageholdelsen af C10-C25 og C25-C35 faldt fra over 99 % til hhv. 34 og 41 %. Halvanden dag efter regnens ophør var kulbrintekoncentrationerne i ind- og udløb fra bassinet stadig ikke faldet til niveauet fra før regnen startede.



BILLEDE 7

BILLEDER SOM ILLUSTRERER OLIEPÅVIRKNINGEN I ANLÆGGET. BILLEDET TIL VENSTRE VISER OLIEFANE I INDLØB TIL BASSIN OG BILLEDET TIL HØJRE VISER OLIE PÅ BRINKERNE.

Den store mængde olie i vandet giver desværre også fysiske problemer i anlægget, idet filtermaterialet i både beton- og sandfilteret bliver smurt ind i olie. Det var tydeligt hvordan dette udviklede sig over tid. Det betyder også at betonens evne til at tilbageholde opløst P falder.



FIGUR 13

KULBRINTE-KONCENTRATIONER I IND- OG UDLØB FRA BASSINET MÅLT UNDER EN REGNHÆNDELSE I FEBRUAR 2014.

3.2.6 Kalcium, jern og aluminium

Vi har fokuseret særskilt på Ca, Al og Fe af flere årsager. De bidrager alle med bindingskapacitet for P; de er naturligt forekommende i det afstrømmende vand og endelig skyldes knust betons evne til at tilbageholde opløst P netop materialets høje indhold af Ca, Al og Fe. De 3 parametre findes i bassinets sediment og i såvel knust beton som sand, og derudover kommer de dels til demonstrationsanlægget via afstrømning fra oplandet og dels via frigivelse (primært Ca) fra betonrør og -brønde i ledningsnettet. Dertil kommer tilstrømning af grundvand, som primært bidrager med Fe, der ses som orange aflejringer i kloakrørene ved tv-inspektion (Billede 8).



BILLEDE 8

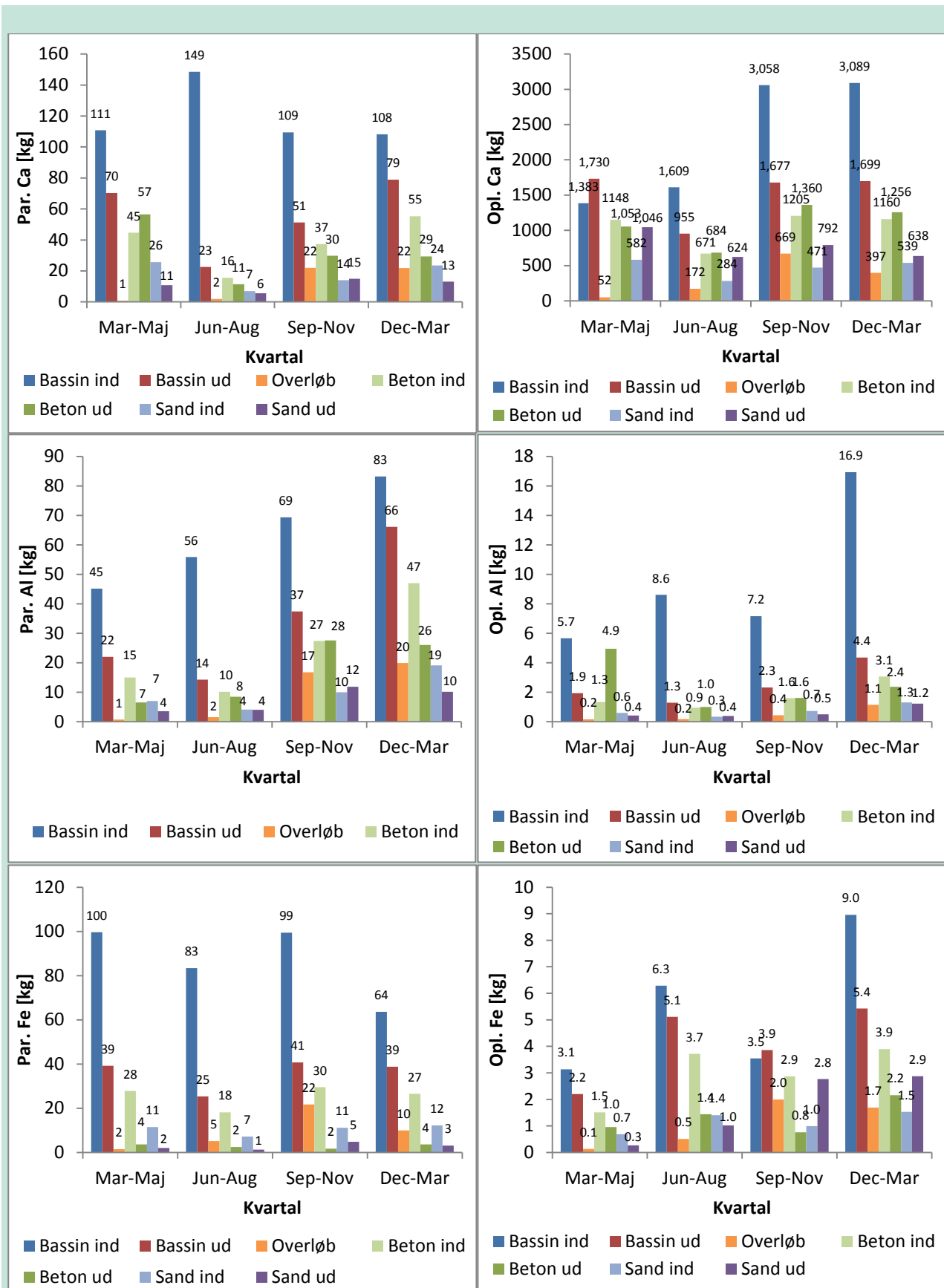
TV-INSPEKTION I LEDNINGERNE OPSTRØMS DEMONSTRATIONSANLÆGGET I APRIL 2013. TV SES INDSIVNING AF GRUNDVAND I EN RØRSAMLING OG TH SES BEGYNDENDE BLOTLÆGNING AF STENENE I BETONEN PGA. OVERFLADESLID.

Massebalancen for Ca, Fe og Al for marts 2013 – marts 2014 er opgjort på samme måde som for SS, se afsnit 3.2.4.

Størstedelen af Ca-tilførslen til demonstrationsanlægget kom på opløst form (95 %), og en del skyldes sandsynligvis frigivelse fra betonrørene opstrøms i ledningsnettet samt erosion af overflader i oplandet (Figur 14). Dette stemmer fint overens med at den største tilførsel sås i Sep-Nov og Dec-Mar, hvor også den største vandtilførsel fandt sted. Opløst Ca blev kun i mindre grad fjernet i bassinet (knap 20 %) og blev desuden udvasket fra filterene, især fra sandfilteret. Dette kan skyldes 2 ting. Enten udvaskning af Ca fra filtermaterialet eller opløsning af Ca i filtermatricen. Til gengæld blev 44 % af det partikulære Ca fjernet i bassinet, mens 17 og 37 % blev fjernet i hhv. beton- og sandfilteret. Resultatet på årsbasis var, at ud af de 9,6 t Ca der blev tilført på et år, blev de 9,0 t udledt til recipienten. Så samlet set var retentionen af Ca minimal.

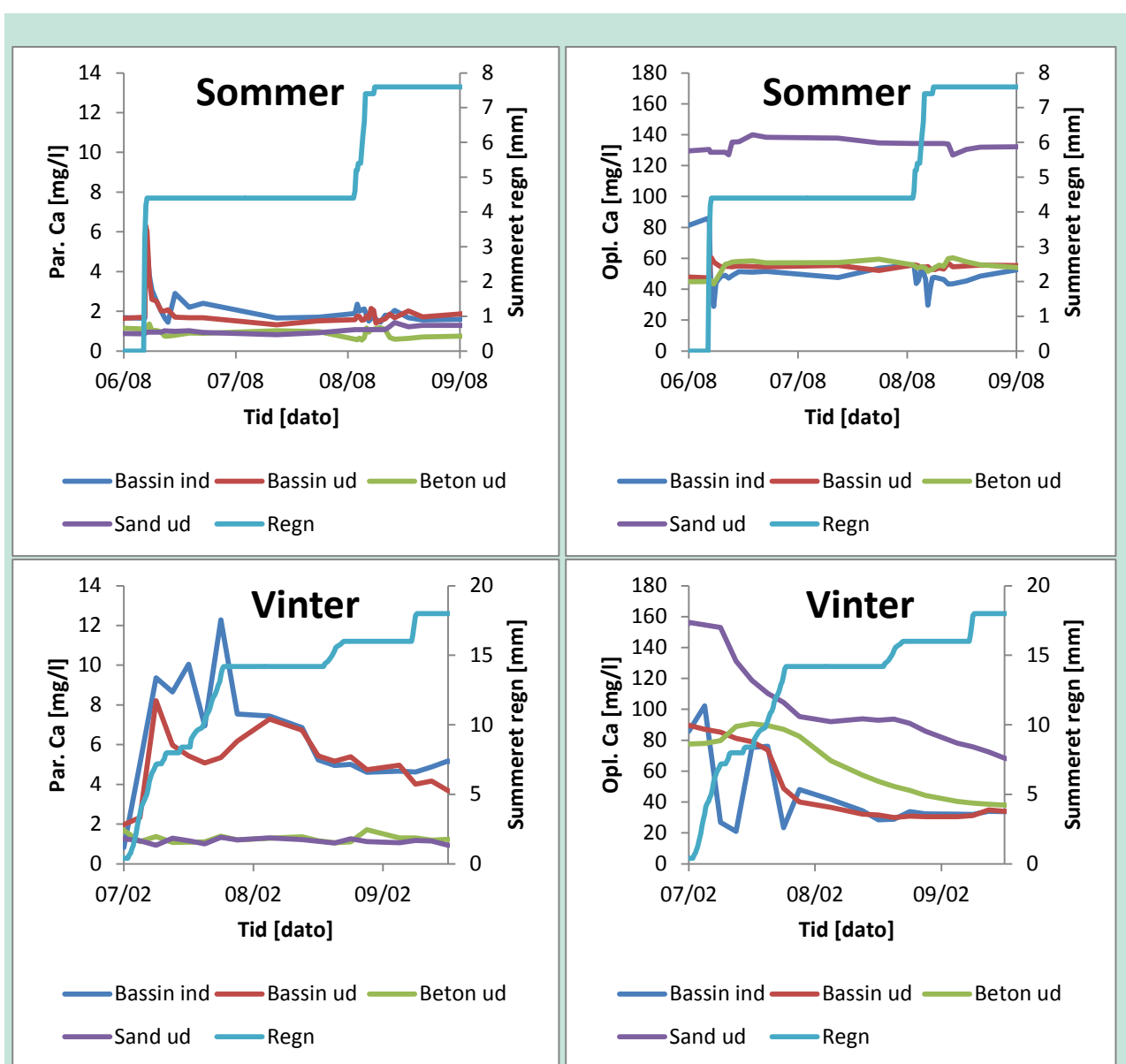
Aluminium kommer i langt mindre mængder end Ca (Figur 14). Men modsat Ca kommer størstedelen af Al på partikulær form (87 %). Det skal dog bemærkes at den opløste fraktion også indeholder de kolloider som passerer igennem filteret når vandet filtreres. I modsætning til Ca, blev 69 % af den opløste fraktion fjernet i bassinet og 15 % i sandfilteret, hvilket også tyder på, at en del er bundet til små partikler. Til gengæld blev opløst Al udvasket fra betonfilteret, især i løbet af den første måned hvor anlægget var i drift. Dette skyldes helt sikkert udvaskning af Al fra filtermaterialet. Mellem 26 og 31 % af den partikulære Al fraktion blev fjernet i bassinet, betonfilteret og sandfilteret. Ud af de 292 kg Al der blev tilført demonstrationsanlægget på det undersøgte år, blev de 137 kg udledt til recipienten.

Tilførslen af Fe opfører sig ligesom Al (Figur 14), idet størstedelen af Fe kommer på partikulær form (96 %), hvilket sandsynligvis kan tilskrives den massive grundvandstilstrømning (Billede 8) og erosion fra overflader i oplandet. Igen var tilbageholdelsen af den opløste fraktion minimal i bassinet (5 %), og der sås endnu engang udvaskning fra sandfilteret. Til gengæld tilbageholdt betonfilteret 56 % af den tilførte opløste Fe-mængde. Mht. den partikulære fraktion blev 47 % fjernet i bassinet, 89 % i betonfilteret og 73 % i sandfilteret. Ud af de 0,4 t Fe der blev tilført anlægget blev knap 0,1 t udledt til recipienten, hvoraf overløbet bidrog med godt halvdelen af massen. Dette betyder, at anlægget i det undersøgte år var betydeligt bedre til at fjerne Fe sammenlignet med Ca og Al, men det betyder også at anlægget tilbageholdt en betragtelig bindingskapacitet som nu og over tid kan bidrage yderligere til P-tilbageholdelsen.



FIGUR 14
 MASSEBALANCE FOR PARTIKULÆRT (TV) OG OPLØST (TH) CA, FE OG AL OPGJORT FRA MARTS 2013 – MARTS 2014 FOR 3 MÅNEDER AD GÅNGEN (MAR-MAJ ER 2½ MÅNED OG DEC-MAR ER 3½ MÅNED).

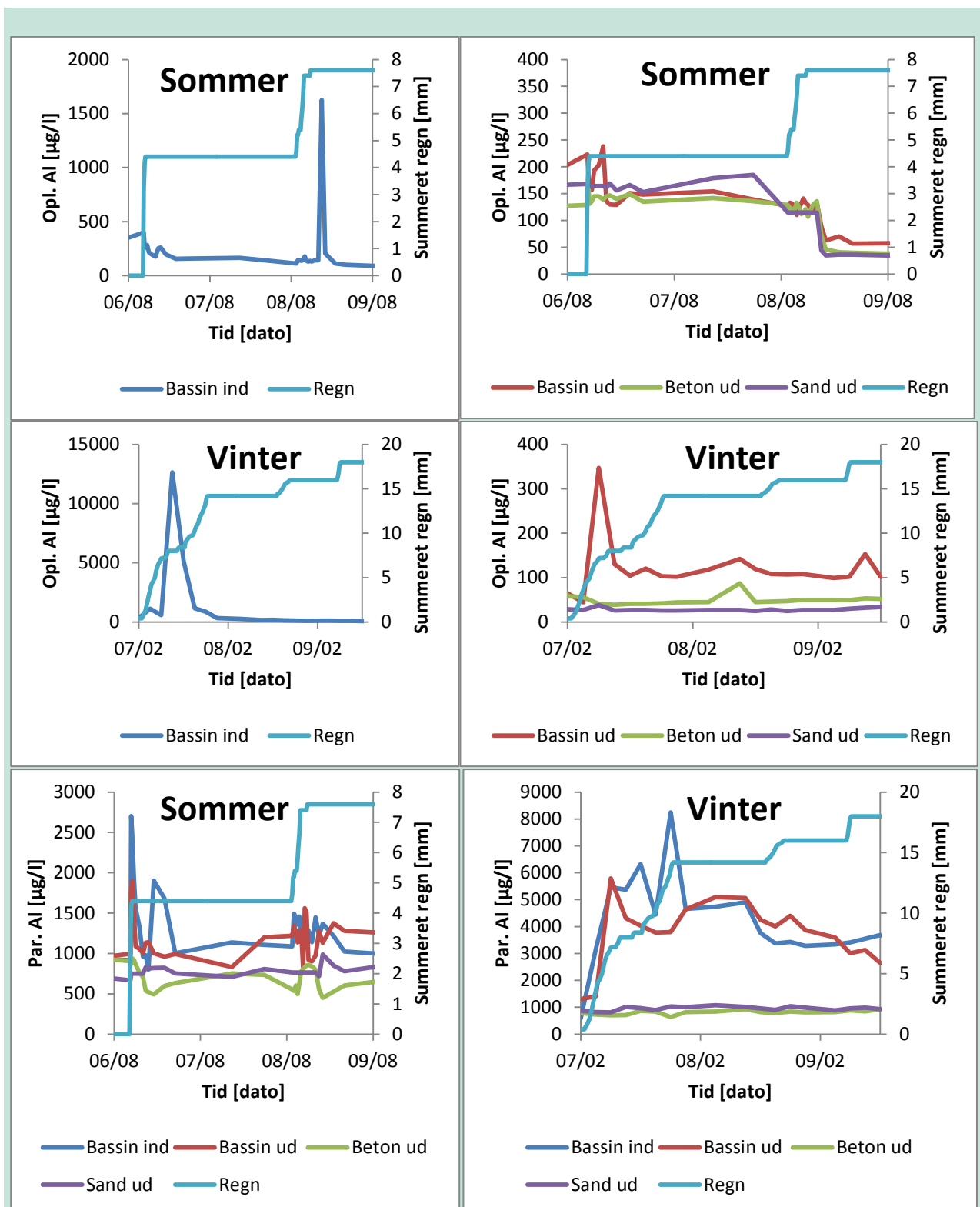
På Figur 15 ses koncentrationen af Ca over en sommer- og vinterregnhændelse. For begge hændelser var det partikulære koncentrationsniveau ud af beton- og sandfilteret forholdsvis konstant (0,6-1,3 mg/l). I starten af den første koblede sommerhændelse sås en peak for partikler ind og ud af bassinet, som også i mindre grad blev afspejlet i udløbet fra betonfilteret. Alle 3 peaks optrådte samtidig, hvilket vil sige at opholdstiden i bassinet praktisk taget ikke var eksisterende. Under den anden del af sommerhændelsen sås et par betydelig mindre peaks, som denne gang var forskudt i tid, hvilket indikerede at der nu var opholdstid i bassinet. Under vinterhændelsen sås en kraftig stigning i partikulært Ca ind og ud af bassinet. Stigningen fortsatte indtil slutningen af den første koblede regn, hvorefter koncentrationerne faldt mod normale vinterkoncentrationer på omkring 2 mg/l. Under de 2 små koblede hændelser sås dog en mindre stigning, især for indløbet. For den opløste fraktion sås et fald i indløbskoncentrationen om sommeren for hver af de koblede hændelser, mens koncentrationerne ud af bassinet og de 2 filtre derimod steg en lille smule. Om vinteren sås der et generelt fald i opløst Ca for alle 4 prøvetagningssteder. Det skal desuden bemærkes at koncentrationen af opløst Ca for begge hændelser var betydeligt højere ud af sandfilteret end for de øvrige prøvetagningssteder, hvilket indikerer en klar udvaskning fra filteret.



FIGUR 15

MÅLTE KONCENTRATIONSNIVEAUER AF PARTIKULÆRT OG OPLØST CA I LØBET AF EN REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN OG VINTEREN.

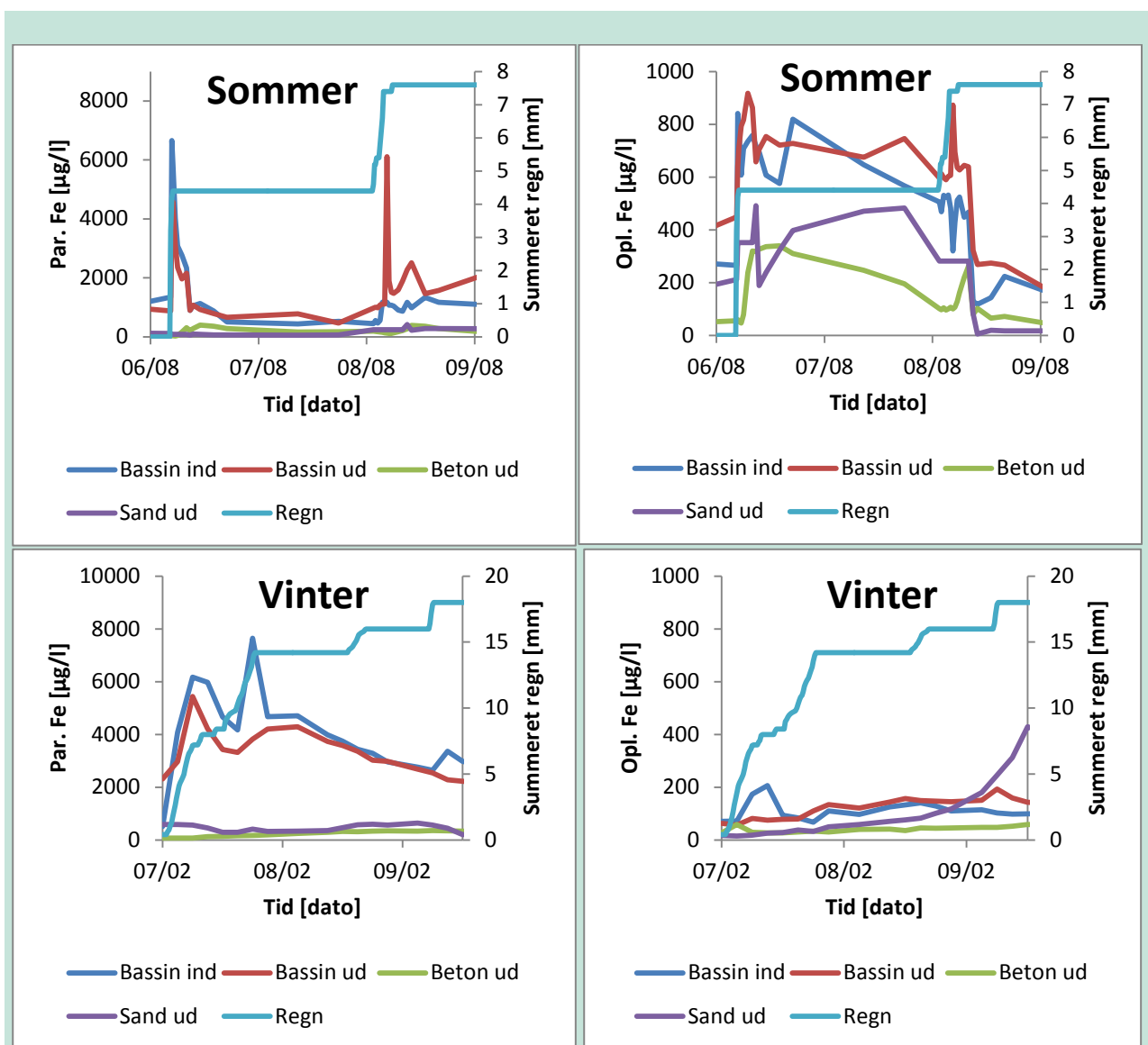
Den partikulære Ca-fraktion blev tilbageholdt bedst om vinteren, mens tilbageholdelsen af opløst Ca var minimal i hele anlægget under de 2 hændelser.



FIGUR 16
MÅLTE KONCENTRATIONSNIVEAUER AF PARTIKULÆRT OG OPLØST AL I LØBET AF EN REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN OG VINTEREN. FOR DEN OPLØSTE FRAKTION ER RESULTATERNE OPDELT PÅ 2 FIGURER FOR OVERSKUELIGHEDENS SKYLD.

Koncentrationen af partikulært Al ud af filterne lå på samme niveau (500-1000 µg/l) under begge regnhændelser (Figur 16). For ind- og udløbet til bassinet sås en stigning når det begyndte at regne, om vinteren var koncentrationsniveauet dog 3 gange større end om sommeren. Samme tendens sås for den opløste fraktion i indløbet til bassinet, som ligeledes var betydeligt større om vinteren. Desuden sås én markant forskudt peak for begge hændelser. Dette betyder, at udvaskningen af Al fra oplandet først sker efter nogle timer med regn.

Under sommerhændelsen sås varierende både frigivelse og tilbageholdelse af opløst og partikulært Al fra alle dele af demonstrationsanlægget. Under vinterhændelsen tilbageholdt begge filtre effektivt. Dermed tilføres yderligere bindingskapacitet til filterne.



FIGUR 17
MÅLTE KONCENTRATIONSNIVEAUER AF PARTIKULÆRT OG OPLØST FE I LØBET AF EN REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN OG VINTEREN.

Koncentrationen af partikulært Fe (Figur 17) følger den partikulære Ca-fraktion, med meget få ændringer i udløbskoncentrationerne fra de 2 filtre og med store peaks ind og ud af bassinet. Den opløste fraktion er derimod meget anderledes for Fe i forhold til Ca. Under den koblede sommerhændelse steg koncentrationen markant for alle 4 prøvetagningssteder, dog med undtagelse af koncentrationen ind i bassinet under anden del af hændelsen. Denne var i stedet et spejlbillede af

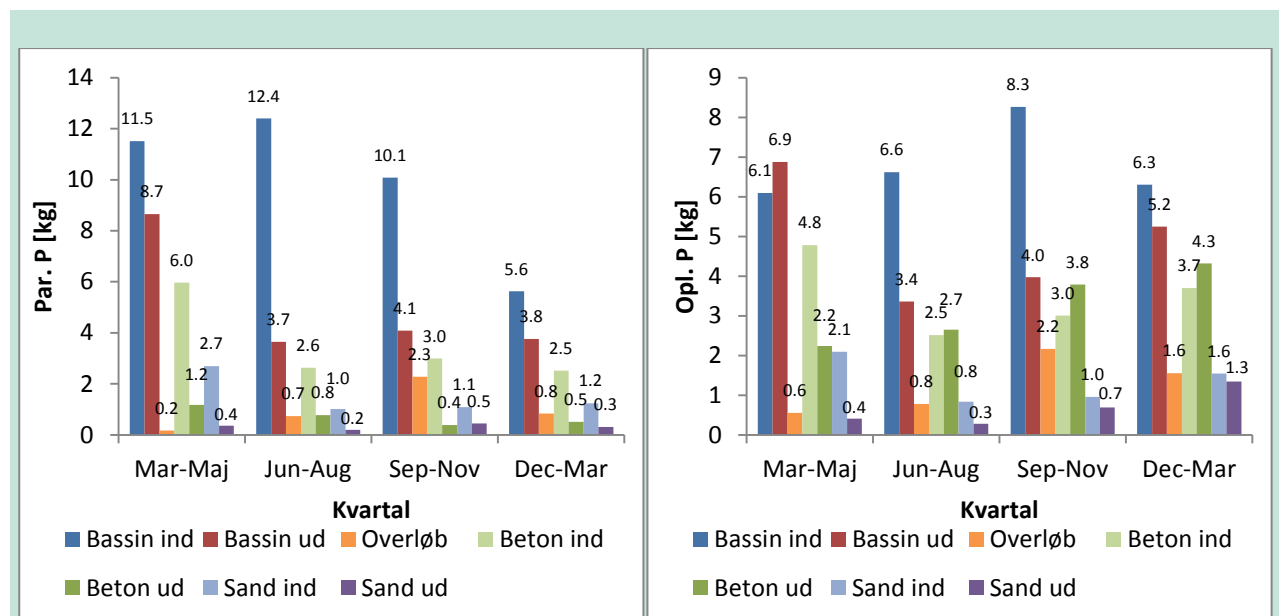
udløbet fra bassinet. Efter begge hændelser faldt koncentrationerne hurtigt til niveauet fra før regnens begyndelse. Under vinterhændelsen sås en mindre peak for indløbet til bassinet, derefter var koncentrationen ind og ud af bassinet næsten ens resten af tiden. Udløbet fra sandfilteret steg langsomt igennem første del af den koblede vinterhændelse. Men fra d. 9. februar 2014 steg koncentrationen kraftigt, hvilket skyldtes at filteret ikke kunne tilbageholde mere opløst Fe og derfor frigav det der kom ind og det der i forvejen var bundet i filteret.

Begge filtre var gode til at tilbageholde partikulært Fe, selvom betonfilteret var knap så godt som sandfilteret om sommeren. Betonfilteret havde en middelgod tilbageholdelse af opløst Fe både sommer og vinter, mens sandfilteret i perioder af begge regnhændelser udledte mere end der tilførtes. Frigivelsen af Fe fra filtrene kan enten skyldes mineralisering af partikulært bundet Fe eller en regulær udvaskning af overskydende Fe fra filtermaterialet.

3.2.7 Fosfor

Afsnittet omkring P er et af de helt essentielle afsnit i denne rapport, idet hele den oprindelige tanke med at bruge knust beton som filtermateriale var at kombinere filterets effekt på tilbageholdelse af partikulært materiale med knust betons evne til at binde og tilbageholde opløst P.

Mht. P så blev der de første uger udledt mere fra sedimentationsbassinet end der kom ind. Det kan kun skyldes frigivelse fra den nye lermembran. I vækstsæsonen (maj-oktober 2013) voksede de første vandplanter frem på den ellers nøgne lermembran, og i samme periode sås en tilbageholdelse af opløst P på 12-62 % (højest i juli og august), hvilket sandsynligvis primært skyldes biologisk optag af P. Fra november 2013 til marts 2014 frigav bassinet igen opløst P, men denne gang i mere moderate mængder. Denne frigivelse skyldes sandsynligvis overvejende mineralisering. Det partikulære P tilbageholdes derimod igennem hele året, selvom der også her sås en bedre tilbageholdelse om sommeren (65 %) i forhold til om vinteren (18 %) (Figur 18).

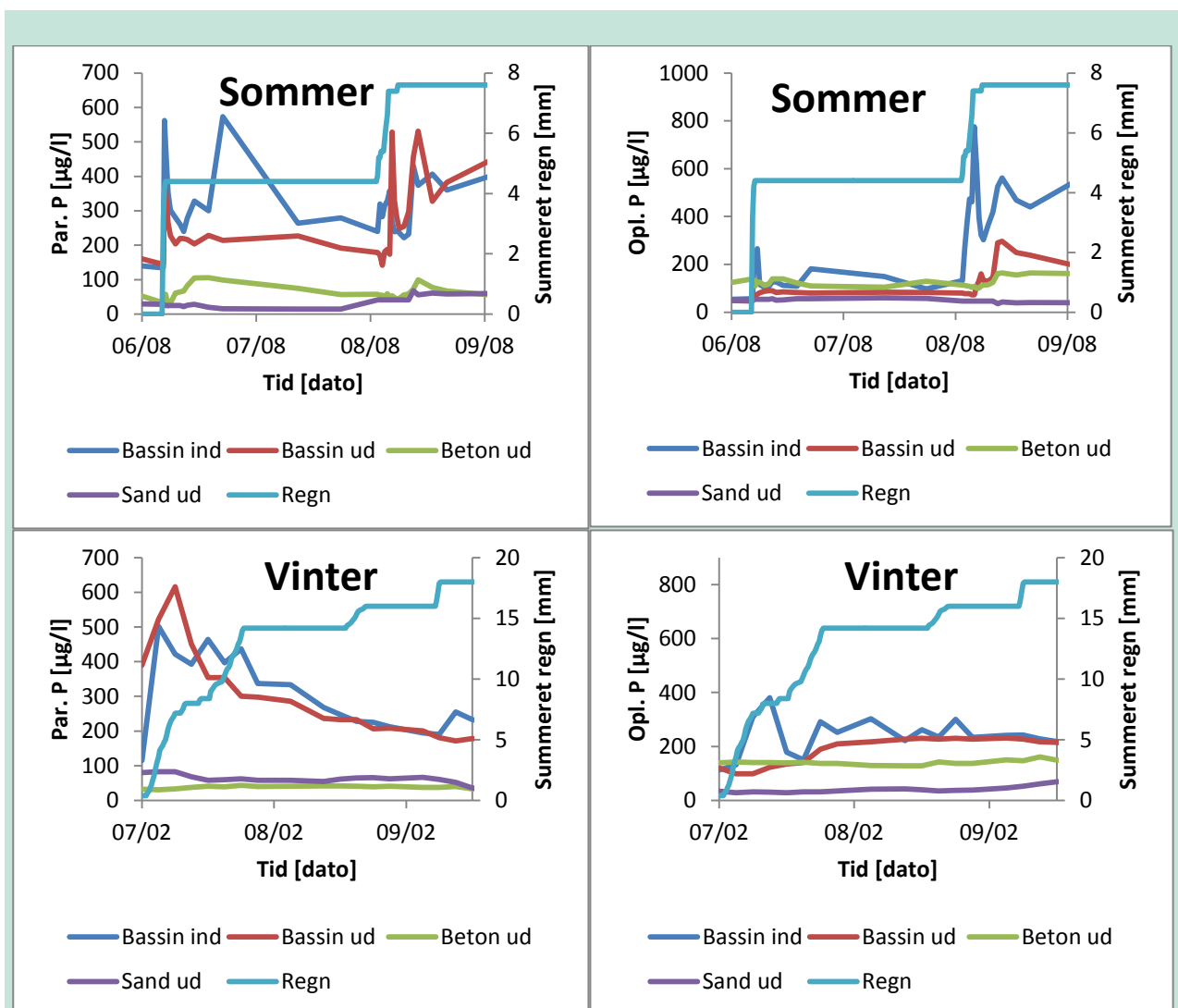


FIGUR 18

MASSEBALANCE FOR OPLØST OG PARTIKULÆRT P OPGJORT FRA MARTS 2013 – MARTS 2014 FOR 3 MÅNEDER AD GANGEN (MAR-MAJ ER 2½ MÅNED OG DEC-MAR ER 3½ MÅNED).

De første 14 dage var tilbageholdelsen af partikulært P næsten ens i beton- og sandfilteret, mens betonfilteret fjernede markant mere opløst P end sandfilteret, hvilket også var forventeligt. Den gode tilbageholdelse af opløst P i betonfilteret holdt dog kun de første 3 måneder (74-79 %),

hvorefter der ofte blev udledt mere P end der kom ind i betonfilteret. Sandfilteret startede ligeledes med en god tilbageholdelse af opløst P på 80 % det første kvartal (marts-maj). De efterfølgende kvartaler faldt tilbageholdelsen dog støt til 67 % i juni-august, 28 % i september-november og 13 % i december-marts (Figur 18). Det kan dog være mineraliseringsprocesser i filtrene som omdanner det partikulært bundne P til opløst P. Der er en konstant tilførsel af oliestoffer til bassinet og allerede efter få uger sås tydelige olieaflejringer på filtermaterialerne, hvilket helt sikkert også påvirker effektiviteten af betonfilteret mht. binding af opløst P, da den knuste beton ikke er i stand til at binde P når overfladen er dækket af olie. Så hvor meget af den faldende P-tilbageholdelse som skyldes evt. fald i adsorptionskapacitet og hvor meget der skyldes at overfladen af betonkornene blev dækket af olie er desværre ikke muligt at afgøre. Dertil kom, at det højere flow igennem betonfiltret sammenlignet med sandfiltret gav større oliepåvirkning i betonfiltret samt mindre kontakttid mellem filtermateriale og f.eks. P i vandet. Begge filtre havde til gengæld en konstant høj tilbageholdelse af partikulært P på 80 % i gnsn. over året for betonfiltret og 78 % i gnsn. over året for sandfiltret (Figur 18).



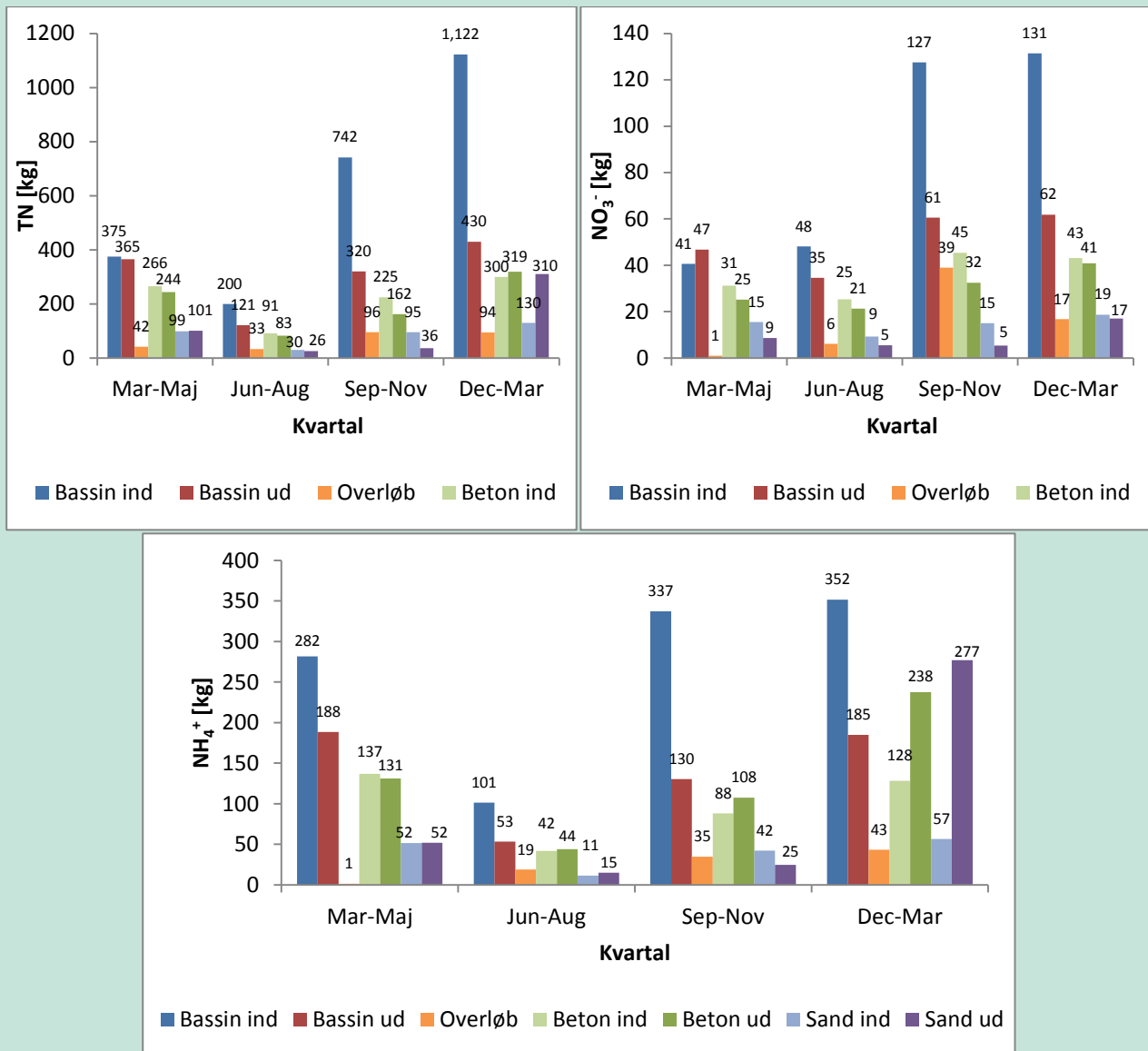
FIGUR 19
MÅLTE KONCENTRATIONSNIVEAUER AF PARTIKULÆRT OG OPLØST P I LØBET AF EN REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN OG VINTEREN.

Vi har fulgt ændringerne i P koncentrationerne under bl.a. 2 koblede regnhændelser, hvoraf den ene var om sommeren og den anden om vinteren (Figur 19). For tilførslen af opløst P til bassinet har det stor betydning, hvor lang tid regnen varer. Den første af de 2 koblede regnhændelser om sommeren

var meget kort (4 mm, 30 min) og resulterede i en lille peak i indløbet, mens den anden af de koblede hændelser var længere (3 mm, 4 timer) og resulterede i en meget kraftigere peak i indløbet men også i udløbet. For partikulært P sås en kraftig peak ved hver af de 2 koblede hændelser i indløbet og udløbet fra bassinet. Koncentrationen af opløst P ud af betonfilteret steg ved hver af de 2 hændelser, mens koncentrationen ud af sandfilteret var forholdsvis konstant, sandsynligvis pga. et højere flow igennem betonfiltret. Mht. partikulært P ud af filtrene sås en stigning efter hver hændelse. Generelt var koncentrationen ud af betonfilteret højere end ud af sandfilteret, hvilket også hænger sammen med at flowet ind i betonfilteret er højere og dermed er opholdstiden kortere. Under den koblede vinterhændelse kom langt størstedelen af vandet under den første hændelse (14 mm, 18 timer). Koncentrationen af opløst P ind i bassinet steg indtil midt i den første del af hændelsen, hvorefter koncentrationen faldt og steg lidt indtil den forblev konstant. Koncentrationen af opløst P ud af bassinet steg langsomt indtil indløbsniveauet blev nået. For partikulært P steg koncentrationen ind og ud af bassinet kraftigt indtil midt i den første hændelse, hvorefter koncentrationen faldt resten af tiden. Koncentrationen ud af filtrene var nærmest upåvirkede af vinterhændelsen mht. både opløst og partikulært P. Dog var koncentrationen af opløst P ud af betonfilteret over dobbelt så høj som ud af sandfilteret.

3.2.8 Kvælstof

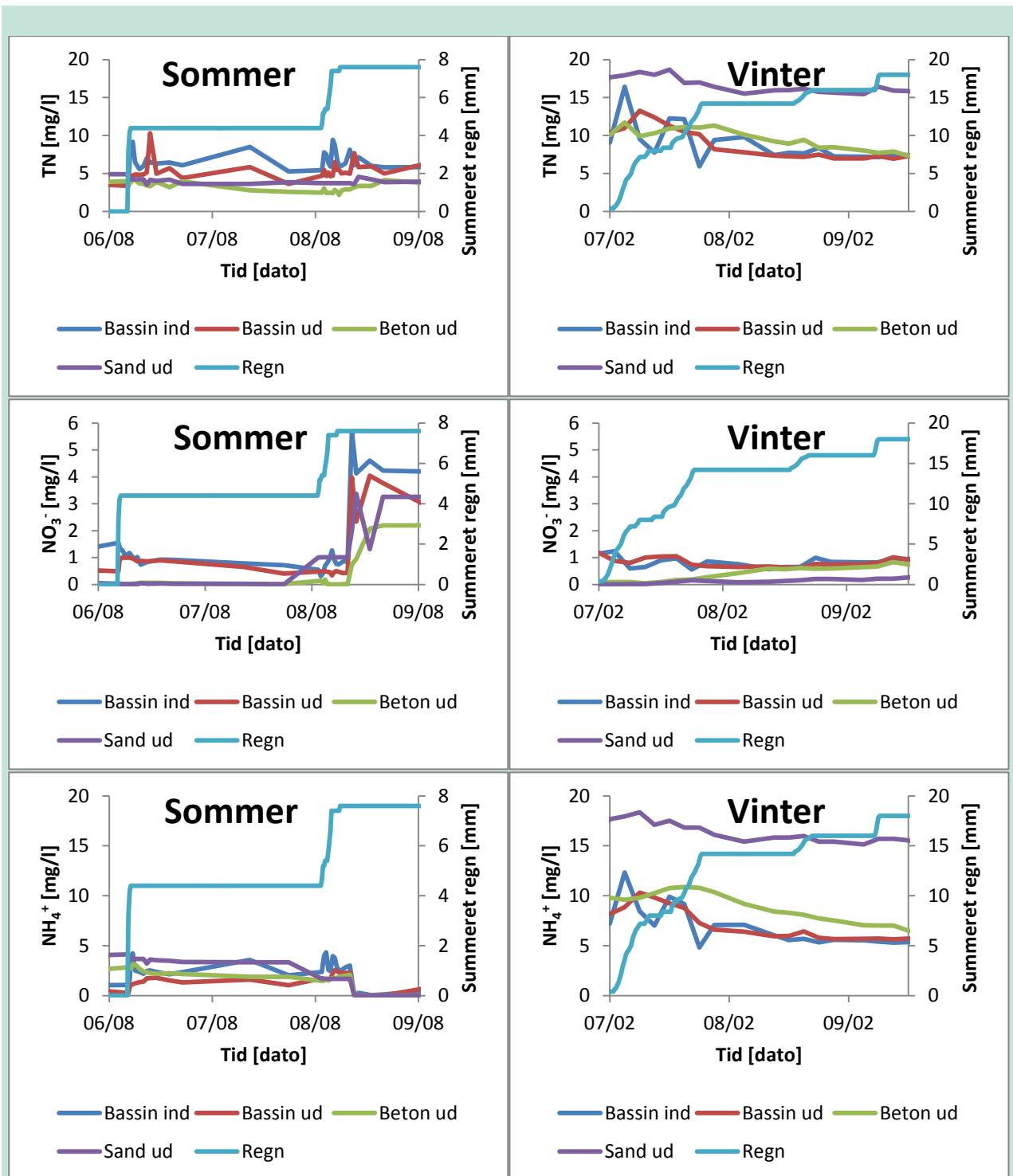
Selvom det tilstrømmende vand består af afstrømmende regnvand og grundvand og man derfor ville forvente en lille tilførsel af N er det ikke tilfældet for demonstrationsanlægget, idet der kommer godt 2,4 t TN i løbet af det undersøgte år. Desuden forventes det at N i indløbet er domineret af nitrat, da det afstrømmende vand oftest er iltet ved indløb i bassin. Ved lange tørvejrperioder kan det første vand som har stået i rørsystemet dog indeholde ammonium pga. iltfattige forhold. For demonstrationsanlægget i Padborg er det dog ammonium som klart dominerer masse-mæssigt over hele året (Figur 20). Årsagen er sandsynligvis bl.a. en massiv tilførsel af urin fra den nærliggende lastbilkøberingsplads pga. mangel på toiletter. Dette stemmer også overens med, at den laveste ammoniumtilførsel sås i sommermånederne, hvor man må formode at chaufførerne benytter hegnet omkring P-pladsen i stedet for evt. at tømme deres transportable toiletter ned i regnvandsristene. Tilførslen af Total N (TN) ser derimod ud til at følge vandbalancen, hvilket skyldes et stort indhold af partikulært og organisk N som overskygger ammoniumtilførslen. I løbet af undersøgelsesperioden marts 2013 til marts 2014 var tilbageholdelsen af TN og ammonium i bassinet gennemsnitligt på 39 % for begge parametre med en permanent tilbageholdelse fra maj 2013 til januar 2014 og en permanent frigivelse de resterende måneder. Mht. nitrat havde bassinet ligeledes en middelhøj tilbageholdelse (23 %), men der var ikke nogen tydelig tendens. Betonfilteret var i stand til at tilbageholde en lille smule TN (8 %) og nitrat (17 %), men frigav ammonium. Sandfilteret kunne derimod kun tilbageholde nitrat (38 %) og frigav både ammonium og TN. Det skal bemærkes, at massebalancen ikke tager højde for tab til atmosfæren = reduktion af N via koblet nitrifikation (NH_4^+ til NO_3^-) / denitrifikation (NO_3^- til N_2). Endelig kan nitrifikation og denitrifikation i hhv. bassin samt filtre ændre på mængden af de enkelte parametre og dermed også på reduktionsgraderne.



FIGUR 20

MASSEBALANCE FOR TN, AMMONIUM OG NITRAT OPGJORT FRA MARTS 2013 – MARTS 2014 FOR 3 MÅNEDER AD GANGEN (MAR-MAJ ER 2½ MÅNED OG DEC-MAR ER 3½ MÅNED). FORSKELLEN MELLEM TN OG OPLØST N (AMMONIUM OG NITRAT) ER OVERVEJENDE PARTIKULÆRT OG ORGANISK N.

På grund af partikelindholdet i TN-fraktionen, opfører denne sig som de øvrige partikulære stoffer beskrevet i denne rapport. Dvs. at der sås en peak i koncentrationsniveauet ind og ud af bassinet i begyndelsen af regnhændelsen (Figur 21). Under begge hændelser var peakene forskudt, hvilket indikerer at vandet opholder sig i bassinet et stykke tid inden det skylles videre ud. Efter regnen faldt TN koncentrationerne hurtigt til normale niveauer. Det skal bemærkes at ammoniumkoncentrationen og dermed TN-koncentrationen var meget høj i udløbet fra sandfilteret under vinterhændelsen, hvilket skyldtes at ophobet ammonium under lave iltniveauer i filteret udvaskes (faldende koncentration). Ammonium- og nitratkoncentrationerne var næsten uændrede under den første del af den koblede sommerhændelse for alle 4 prøvetagningssteder. Efter den anden del af sommerhændelsen falder ammoniumkoncentrationen derimod brat til 0 mg/l samtidig med at nitratkoncentrationen steg kraftigt, hvilket skyldes nitrifikation. Under vinterhændelsen sås ændringer i ammonium og nitrat for ind- og udløbet, svarende til de variationer der sås for TN.



FIGUR 21
MÅLTE KONCENTRATIONSNIVEAUER AF TN, NITRAT OG AMMONIUM UNDER EN UDVALGT REGNHÆNDELSE OM SOMMEREN OG VINTEREN.

Under sommerhændelsen sås primært en tilbageholdelse af ammonium og en frigivelse af nitrat i bassinet pga. nitrifikation. Det modsatte var tilfældet i filterne, hvor ammonium primært blev frigivet, mens nitrat blev tilbageholdt. Om vinteren sås en lille tilbageholdelse af ammonium i starten af hændelsen i både bassin og filtre. Nitrat blev derimod tilbageholdt i begge filtre.

3.2.9 Tungmetaller

I løbet af den første måned (marts/april 2013) er hhv. Zn, Ni, Pb, Cu, Cr og Cd ind og ud af fuldskalademonstrationsanlægget målt for at afdække mængden og lokaliteten for evt. tilbageholdelse i anlægget (Tabel 6). Der er udtaget prøver til tungmetalanalyse under hele forsøgsperioden, sådan at evt. fremtidige finansieringsmuligheder kan gøre det muligt at måle over en større del af året.

		Zn	Ni	Pb	Cu	Cr	Cd
Bassin ind	Par. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	10929 ± 19964	8,1 $\pm 19,0$	10,0 $\pm 23,0$	100,8 $\pm 256,8$	32,4 $\pm 80,3$	0,7 $\pm 1,3$
	Opl. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	112 ± 103	2,9 $\pm 2,2$	0,2 $\pm 0,4$	4,8 $\pm 3,0$	0,0 $\pm 0,0$	1,0 $\pm 0,0$
	Par. masse [g]	64757	47	54	538	194	4
	Opl. masse [g]	747	19	1	34	0	7
Bassin ud	Par. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	3226 ± 1701	1,2 $\pm 0,6$	2,3 $\pm 1,4$	5,8 $\pm 4,4$	4,3 $\pm 2,8$	0,3 $\pm 0,2$
	Opl. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	97 ± 39	2,8 $\pm 0,7$	0,0 $\pm 0,2$	15,1 $\pm 6,4$	0,0 $\pm 0,0$	1,0 $\pm 0,0$
	Par. masse [g]	23108	8	17	45	30	2
	Opl. masse [g]	690	20	0	111	0	7
Beton ud	Par. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	2179 ± 487	0,3 $\pm 0,2$	0,6 $\pm 0,2$	1,2 $\pm 0,7$	0,8 $\pm 0,3$	0,1 $\pm 0,1$
	Opl. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	5 ± 7	2,4 $\pm 1,7$	0,0 $\pm 0,2$	14,5 $\pm 6,5$	8,2 $\pm 3,6$	1,0 $\pm 0,0$
	Par. masse [g]	10158	1	3	6	4	1
	Opl. masse [g]	20	10	0	60	37	5
Sand ud	Par. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	1932 ± 393	0,4 $\pm 0,2$	0,5 $\pm 0,3$	1,3 $\pm 1,4$	0,9 $\pm 0,7$	0,2 $\pm 0,2$
	Opl. konc. [$\mu\text{g}/\text{l}$]	595 ± 913	14,9 $\pm 3,7$	0,0 $\pm 0,2$	6,5 $\pm 3,2$	0,0 $\pm 0,0$	1,0 $\pm 0,0$
	Par. masse [g]	5089	1	1	4	2	0
	Opl. masse [g]	1231	40	0	18	0	3

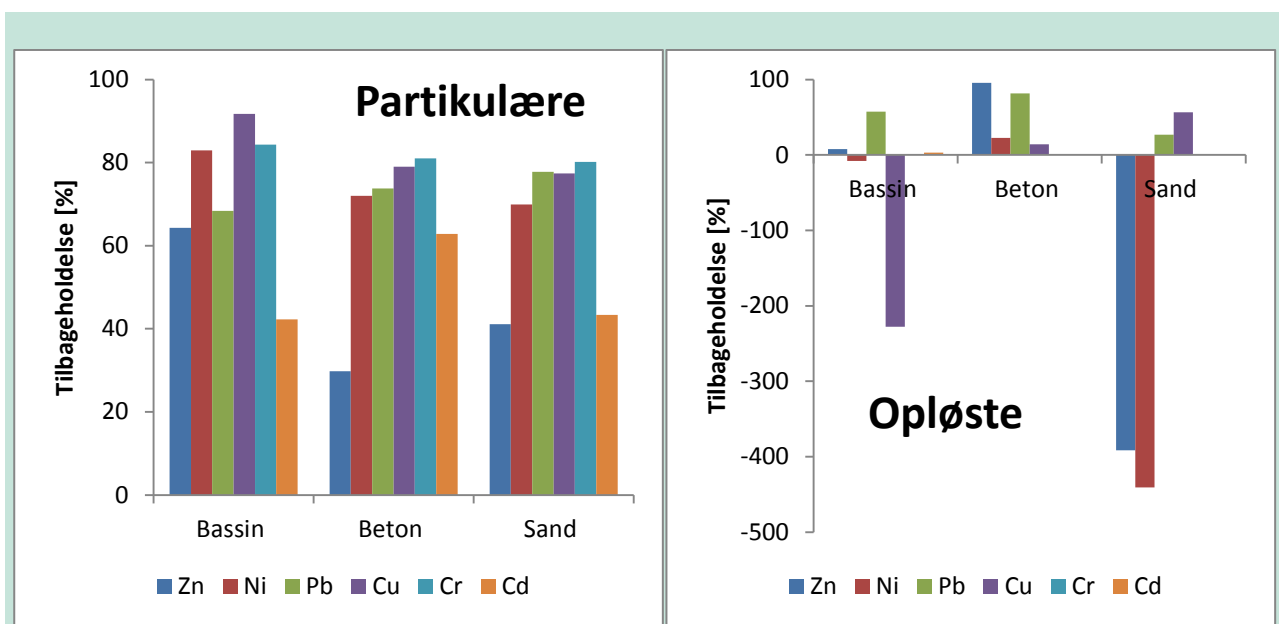
TABEL 6

GENNEMSNITLIGE TUNGMETALKONCENTRATIONER MED ST.AFV. OG SAMLET MASSE I HHV. INDLØB TIL BASSIN, UDLØB FRA BASSIN, BETONFILTER OG SANDFILTER. ALLE VÆRDIER ER OPGJORT PÅ BAGGRUND AF DEN FØRSTE MÅNEDS DRIFT AF ANLÆGGET. PAR. = PARTIKULÆR FRAKTION, MENS OPL. = OPLØST FRAKTION.

Tungmetallerne kom i den målte periode primært til bassinet på partikulær form, med under 6 % opløst Zn, Pb, Cu og Cr, og 28 % opløst Ni. Cd kom derimod på både opløst (65 %) og partikulær (35 %) form. Der er stor forskel på hvor store mængder der kom af det enkelte metal i løbet af den målte måned. Der kom 65,5 kg Zn, mens de øvrige metaller bidrog med hhv. 0,6 kg Cu, 0,2 kg Cr, 0,1 kg Ni og Pb samt 0,01 kg Cd. Der er nok ikke nogen tvivl om, at bl.a. undervognsbehandling og zinktagrender virkelig viser deres bidrag her.

Den partikulære fraktion fjernes meget effektivt i bassinet og i de 2 filtre, mens det samme kun er gældende for opløst Zn og Pb. De øvrige opløste stoffer har enten en ringe tilbageholdelse eller en kraftig frigivelse fra bassinet (Cu) eller sandfilteret (Zn og Ni) (Figur 22). Vi kan ikke umiddelbart

konkludere, hvad denne interne frigivelse skyldes, men at det formodentlig er et resultat af en ligevægtstilstand som skal indfinde sig efter etablering af ny lermembran i bassinet og det nye filtermateriale i sandfilteret. Resultatet af dette er, at Ni, Cu, Cr og Cd i udløbet fra anlægget primært findes på opløst form (86 - 96 %), mens Zn og Pb fortsat primært er på partikulær form (92-97 %), selvom alle metaller dog udledes i stærkt reducerede koncentrationer. I modsætning til både bassinet og sandfilteret, udledes der ikke flere tungmetaller fra betonfilteret end dem der kommer til, hvad enten de kommer på opløst eller partikulær form. Det betyder, at betonfilteret udelukkende fjerner metaller, hvilket stemmer overens med de resultater vi tidligere har fundet i laboratorieforsøg. Begge filtertyper fjerner meget effektivt partikulært bundne metaller, når man tager i betragtning at 42-92 % af den oprindelige mængde partikler fjernes allerede i bassinet, så både partikelmængden og partikelstørrelsen er betragtelig lavere i det vand som kommer ind i filterene.



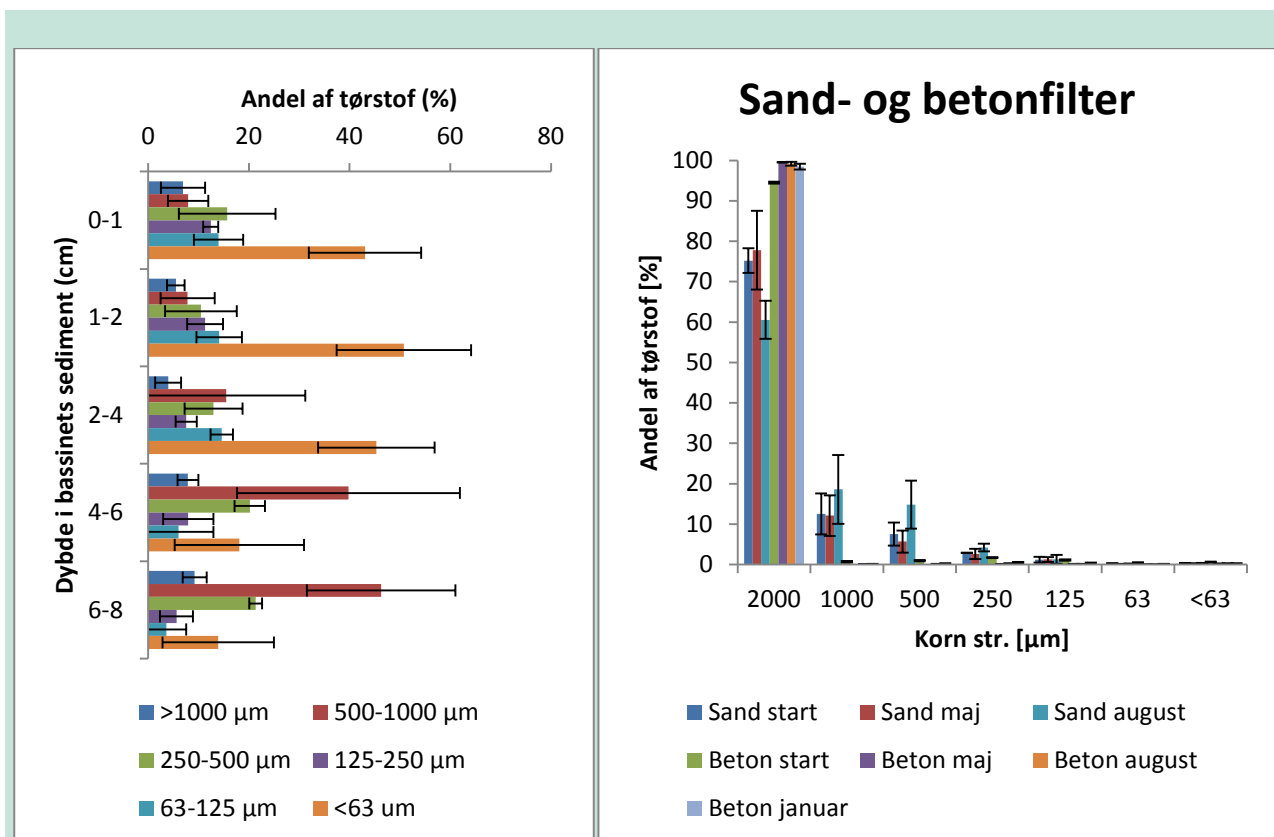
FIGUR 22
 PROCENTVIS TILBAGEHOLDELSE AF TUNGMETALLER I BASSIN, BETONFILTER OG SANDFILTER BEREGNET PÅ BAGGRUND AF DEN MASSE SOM KOMMER IND I DE ENKELTE ELEMENTER AF ANLÆGGET. TILBAGEHOLDELSEN ER OPJORT PÅ PARTIKULÆR FORM (TV) OG OPLØST FORM (TH). NEGATIV TILBAGEHOLDELSE INDIKERE EN FRIGIVELSE AF DET PÅGÆLDENDE TUNGMETAL. BIDRAG TIL OVERLØB ER IKKE MEDTAGET, DA DER IKKE VAR OVERLØB I DEN MÅLTE PERIODE.

3.3 Karakteristik af filterene og bassinets sediment

Igennem projektperioden er udviklingen i hhv. bassinets sediment og filtermaterialer fulgt bl.a. mht. kornstørrelsesfordeling, P-indhold, iltforbrug samt udveksling af P imellem vand og sediment/filtermateriale.

3.3.1 Kornstørrelse

Kornstørrelsesfordelingen i bassinets sediment blev målt på 2 sedimentkerner udtaget i maj og august 2013 samt januar 2014 (Figur 23). Igennem hele perioden var der en tendens til en større andel af små partikler i overfladen af sedimentet og større partikler i de lidt dybere lag, men der sås ikke nogen klar udvikling over tid. Dette skyldes sandsynligvis flere ting. Først og fremmest blev det eksisterende bassin oprenset og en ny lermembran etableret. Dette har betydet en overvægt af små partikler i vandfasen fra start samt en ikke homogen fordeling af partikler i sedimentet. Over tid sedimenterer partikler i bassinet og derfor ses også efter knap 1 år mange små partikler i overfladesedimentet. Endelig er der observeret perioder med resuspension i bassinet, som også omfordeler partiklerne i de øvre sedimentlag.



FIGUR 23

FIGUREN TIL VENSTRE VISER KORNSTØRRELSFORDELINGEN I DE ØVERSTE 8 CM AF SEDIMENTET I BASSINET SOM ET GENNEMSNIT INKL. ST.AFV. FRA MÅLING I MAJ OG AUGUST 2013 SAMT JANUAR 2014. FIGUREN TIL HØJRE VISER KORNSTØRRELSFORDELINGEN I HHV. SAND- OG BETONFILTERET VED FORSØGETS START (MARTS 2013) SAMT MAJ OG AUGUST 2013 OG JANUAR 2014 (KUN BETON). VÆRDIERNE ER GENNEMSNIT INKL. ST.AFV. AF REPLIKATER.

Mht. til sand- og betonfilteret blev kornstørrelsen i filtermaterialerne analyseret ved start samt i maj og august 2013 og for beton også januar 2014 (Figur 23). I januar var det ikke muligt at udtage prøver fra sandfilteret, da stor vanddybde over filteret gjorde det umuligt at grave igennem laget af nøddesten og fiberduk ned til filtermaterialet. For begge filtermaterialer består langt hovedparten af tørstofindholdet af større partikler over 1 mm i hele perioden. For sandfilteret er der dog en tendens til at indholdet af mindre partikler stiger over tid, mens dette ikke umiddelbart kan ses for betonfilteret. Dette betyder dog ikke at filtrene ikke fjerner små partikler, men at det ikke ses med den anvendte målemetode, da selve filtermaterialet udgør langt hovedparten af tørstofindholdet og endelig gør usikkerhed i forbindelse med prøvetagning at de små partikler sandsynligvis er underestimeret. Det var ikke muligt at udtage intakte kerner fra filtrene, hvilket betød at filtermaterialet måtte graves op. Da der ofte stod vand i og/eller på filtrene var der en stor risiko for at nogle af de små partikler blev skyllet ud og dermed ikke kom med i den udtagne prøve.

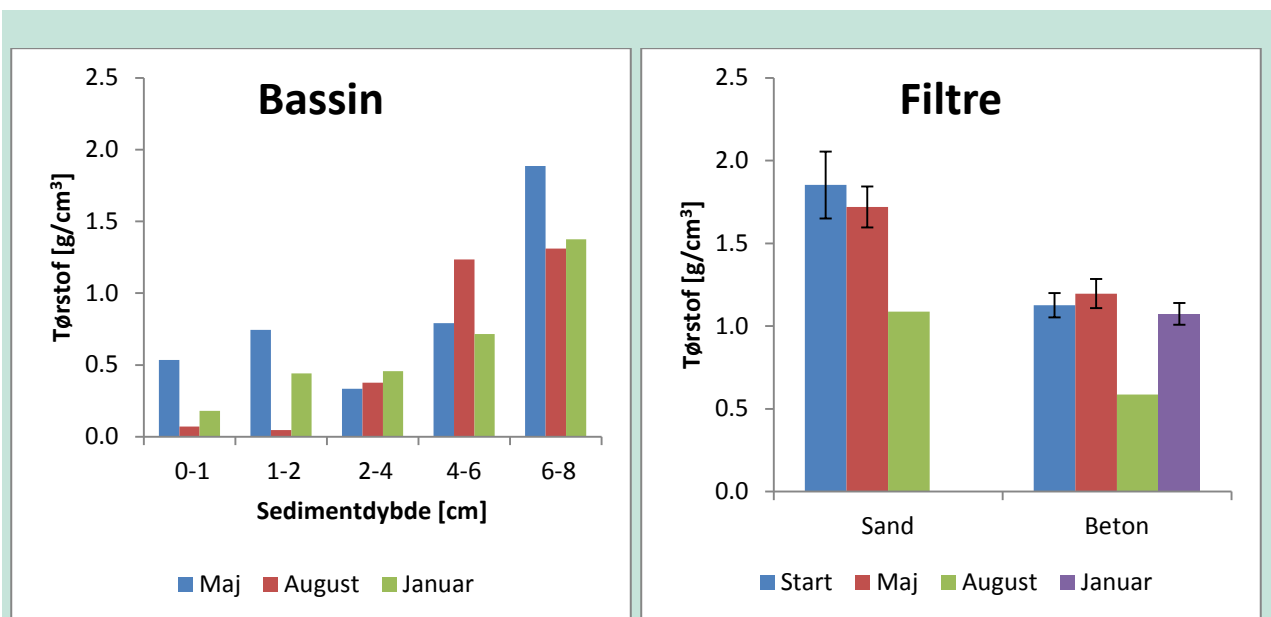


BILLEDE 9
 DE TO FILTERE UMIDDELBART EFTER ANLÆG (ØVERST) – BETONFILTER TIL VENSTRE OG SANDFILTER TIL HØJRE.
 NEDERSTE BILLEDER AF DE TO ÅBNE BRØNDE HVOR VANDET KOMMER IND I FILTERNE OG DERFRA LØBER UD
 OVER FILTERNE OG VERTIKALT IGENNEM FILTERMATERIALET.

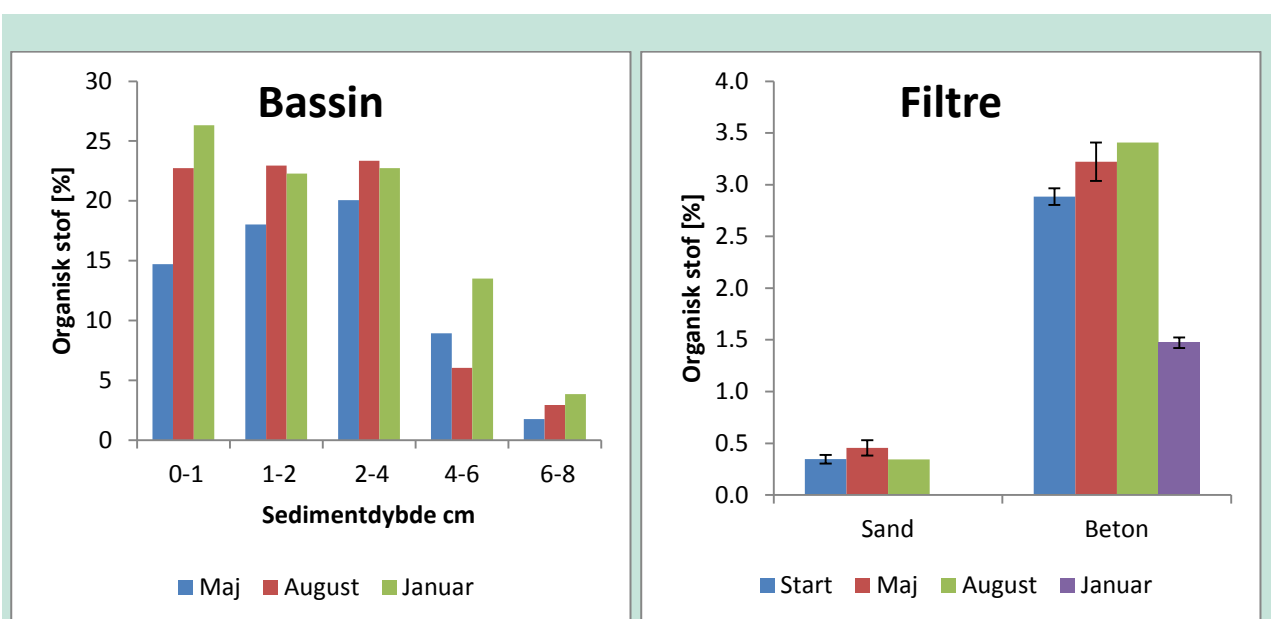
3.3.2 Karakterisering af sediment og filtermateriale

Ligesom for kornstørrelsesfordelingen er bassinsedimentets og filternes indhold af tørstof, organisk stof, P, Fe, Al og Ca fulgt over tid for at følge evt. tegn på ophobning og/eller frigivelse.

Tørstofindholdet (Figur 24) i bassinets øverste 8 cm sediment stiger som forventet med dybden både i maj og august 2013 samt januar 2014, men tørstofindholdet stiger også i de enkelte sedimentdybder. Dette tyder på en kompaktion af sedimentet efter reovering i vinteren/foråret. Det skyldes sandsynligvis også at lermembranen dækkes af sedimenteret materiale med en højere densitet, hvilket også er visuelt observeret. I filtermaterierne ligger tørstofindholdet på samme niveau som i bassinsedimentet (op til ca. 2 g/cm³). I sandfilteret faldt tørstofindholdet over tid. Desværre mangler målingen fra januar 2014, se afsnit 2.4. Faldet skyldes sandsynligvis en ophobning af små partikler evt. med lavere densitet i filtermaterialet og endelig kan resultatet være behæftet med en vis usikkerhed, da det var svært at tage repræsentative prøver under nøddesten og fiberdug. For betonfilteret ses et mere ensartet tørstofindhold over tid dog med tendens til faldende indhold. Igen skyldes det ophobning af små partikler i filtermaterialet, men at faldet ikke er så stort som for sandfilteret kan også skyldes, at vi i starten af forsøgsperioden så en udvaskning af små partikler fra selve filtermatricen, som kan have trukket tørstofindholdet den modsatte vej.



FIGUR 24 TØRSTOFINDHOLDET I BASSINETS SEDIMENT (TV) OG HHV. SAND- OG BETONFILTERET (TH).



FIGUR 25 INDHOLDET AF ORGANISK STOF I BASSINETS SEDIMENT (TV) OG HHV. SAND- OG BETONFILTERET (TH).

Også indholdet er org. stof udvikler sig over tid (Figur 25). I bassinsedimentet ses det højeste indhold af org. stof i de øvre sedimentlag, men for alle dybder gælder det at indholdet stiger over tid, hvilket også viser en tilbageholdelse af org. stof i sedimentet. Efter knap et års drift ses et organisk indhold på over 20 % i de øverste 4 cm sediment. I filtermaterialerne ses ikke nær den samme stigning. I sandfilteret er det organiske indhold mere eller mindre konstant omkring 0,3-0,5 %, mens der for betonfilteret ses en initial stigning efterfulgt af et fald i januar 2014. I betonfilteret ligger det organiske indhold på 1,5-3,4 %. Det meget lavere indhold af org. stof i filtrene skyldes dels at selve filtermaterialet udgør hovedparten af tørstofindholdet og dels at en stor del af oliestofferne tilbageholdes i bassinet pga. dets dykkede udløb. Billede 10 viser tydeligt oliepåvirkningen i filtrene.

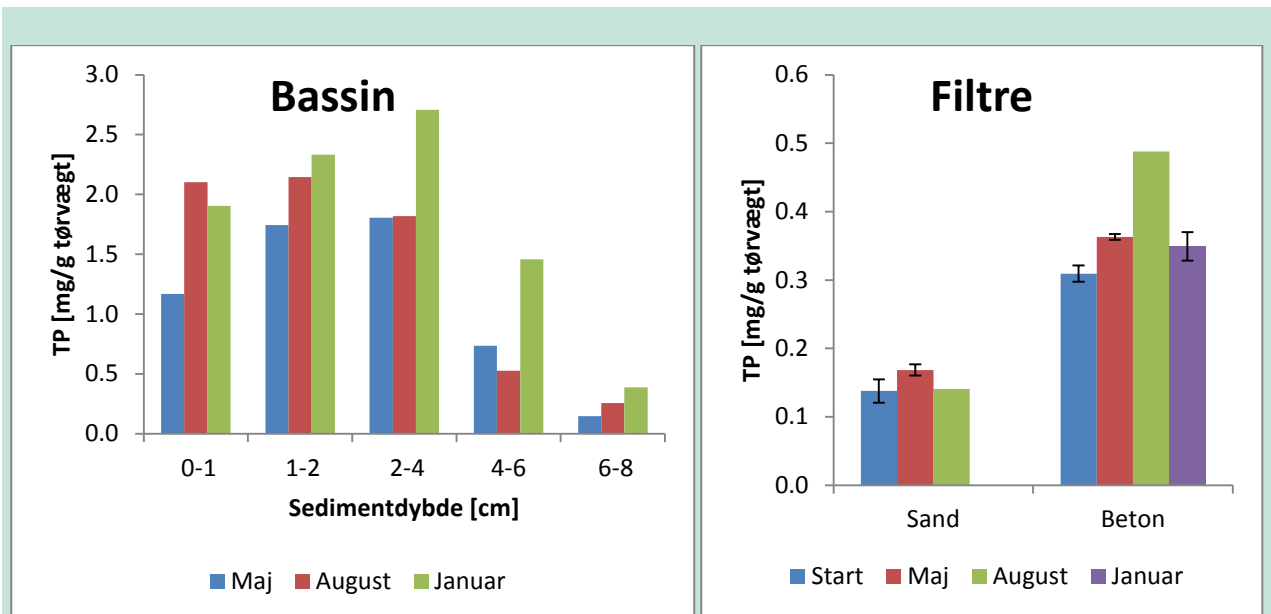


BILLEDE 10

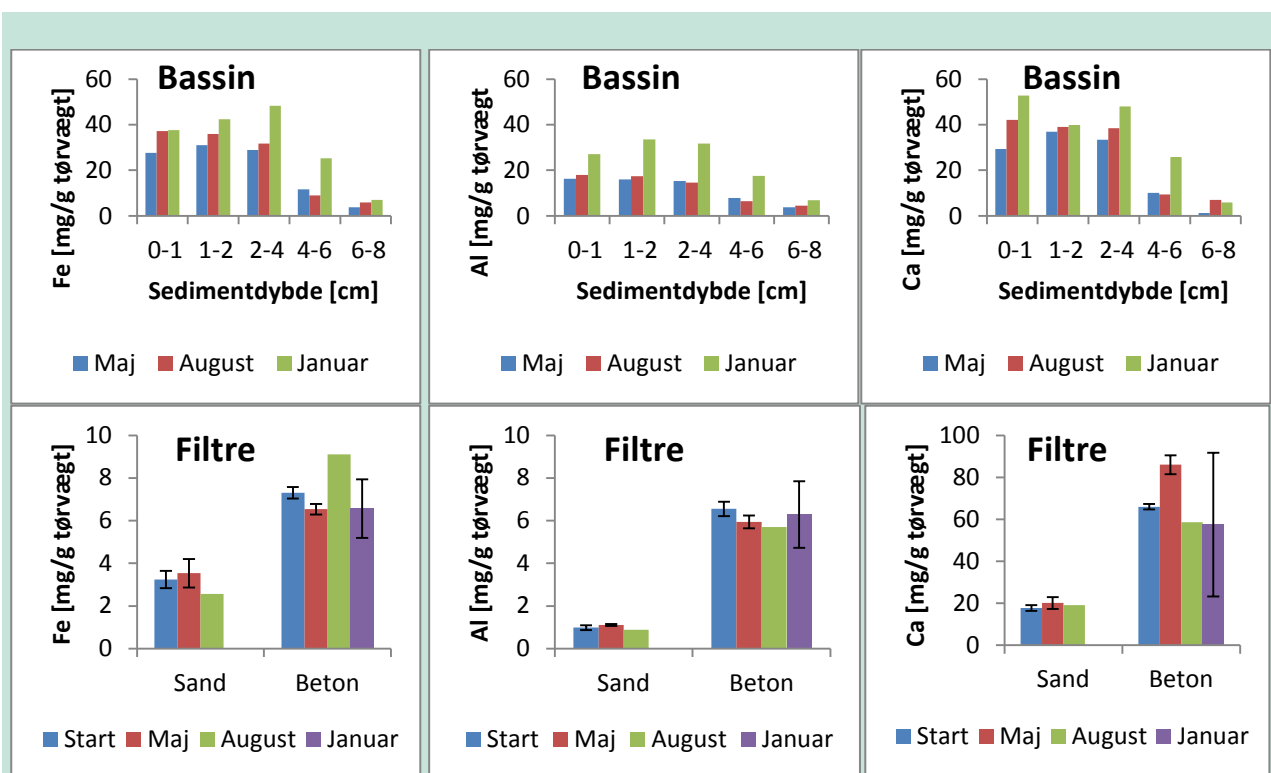
BILLEDE AF DEN ANVENDTE KNUSTE BETON VED UBRUGTAGNING AF ANLÆGGET (TV) OG EFTER ET PAR MÅNEDERS DRIFT (TH). DET SES TYDELIGT HVORDAN FILTERMATERIALET DÆKKES AF OLIE.

Så er der P (Figur 26). I bassinets sediment stiger indholdet over tid, hvilket falder fint i tråd med en retention af P især bundet til sedimenterede partikler og dermed en retention i sedimentet. Indholdet stiger i alle undersøgte sedimentlag ned til 8 cm's dybde, men det højeste P-indhold ses i de øverste 4 cm, hvilket er samme billede som ses i naturlige søsedimenter. I filtermaterialerne ses ikke samme markante stigning i P-indholdet. I betonfilteret stiger indholdet fra marts til august for derefter at være faldet i januar, mens indholdet er nogenlunde konstant for sandfilteret. Resultatet kan dog være behæftet med usikkerheder grundet prøvetagningsmetoden, se tidligere afsnit. Der er dog en indikation på at betonfilteret akkumulerer P.

Vi har også prioriteret at følge indholdet af Fe, Al og Ca i både bassinsediment og filtermaterialer (Figur 27), da alle tre parametre kan have betydning for tilbageholdelsen af P. I bassinets sediment ses en stigning i indholdet af både Fe, Ca og Al over tid. Det gælder alle de undersøgte sedimentdybder, men for alle 3 stoffer ses det højeste indhold, som for P, i de øverste 4 cm. Det betyder at bassinets sediment også fjerner Ca, Fe og Al fra det indstrømmende vand, som retentionsresultaterne også viser og dermed bidrager til en bindingskapacitet for P i sedimentet. Mht. filtrene er billedet et andet. Indholdet af Fe, Ca og Al i sandfilteret er stort set uændret over tid, mens indholdet i betonfilteret faktisk falder lidt over tid. Dette fald skyldes sandsynligvis at den knuste beton indeholder store mængder Ca, Fe og Al og at en lille del af dette udvaskes over tid. Det kan også ses via de målte vandprøver. Det betyder at tilbageholdelsen af Ca, Fe og Al fra det gennemstrømmende vand ikke slår igennem, når man ser på indholdet i filtermaterialet.



FIGUR 26
DET TOTALE INDHOLD AF FOSFOR (P) I BASSINETS SEDIMENT (TV) OG HHV. SAND- OG BETONFILTERET (TH).



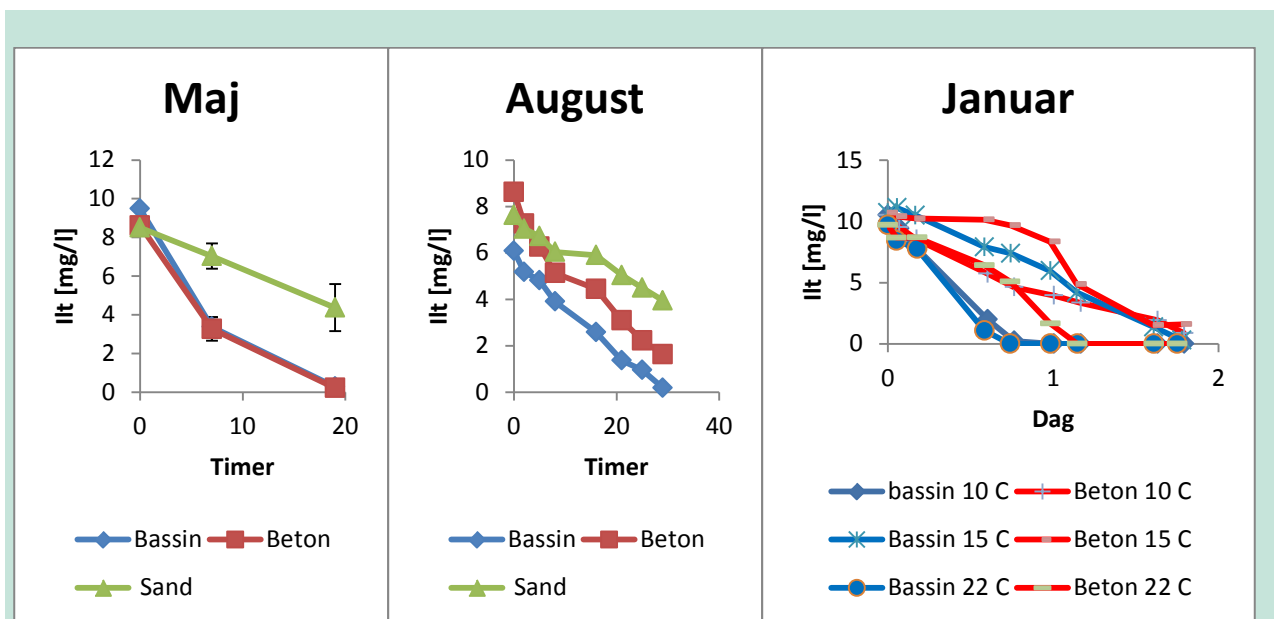
FIGUR 27
INDHOLD AF FE, AL OG CA I BASSINETS SEDIMENT (ØVERSTE PANEL) OG HHV. SAND- OG BETONFILTERET (NEDERSTE PANEL).

3.3.3 Inkubationsforsøg

Iltforbruget i bassinets sediment og i filterne blev undersøgt i maj og august 2013 samt i januar 2014 vha. inkubationsforsøg i laboratoriet udført på intakte sedimentkerner og filtermateriale hentet i forsøgsanlægget samme dag som inkubationerne blev startet.

Både i maj, august og januar blev sedimentkernerne inkuberet ved in situ iltkoncentrationerne, hvorefter iltudviklingen blev fulgt over tid vha. iltoptoder, som muliggør iltmålinger i vandfasen over sedimentet uden at tage proppen af kernen. I maj og august blev kernerne inkuberet ved 22 grader, mens de i januar blev inkuberet ved 10, 15 og 22 grader. I maj blev alle inkubationer gennemført med triplikater, mens det i august og januar var replikater. Forsøgene er gennemført i mørke, i sedimentrør med en diameter på 5,2 cm med ca. 10 cm vand over sedimentoverfladen og konstant omrøring.

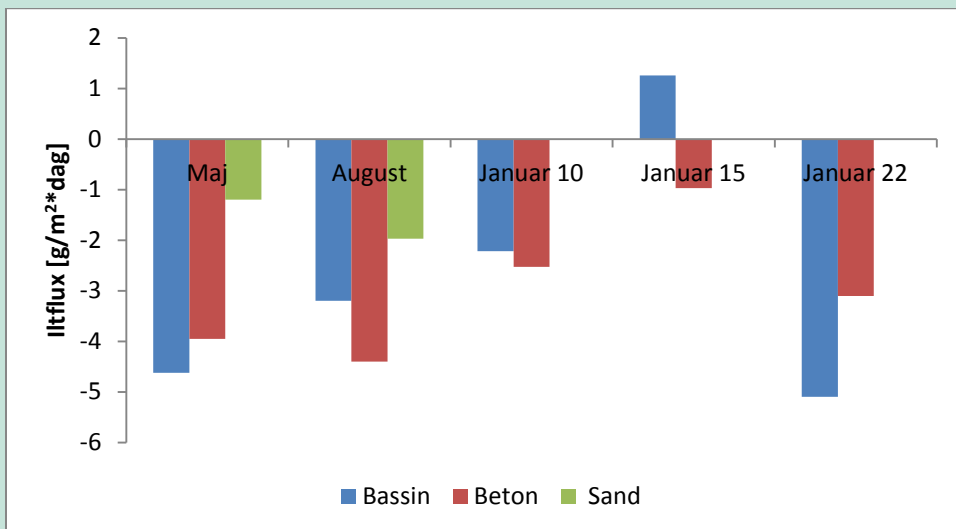
Ved lukket inkubation under in situ iltforhold ses en tydelig forskel på iltforbruget imellem bassin og filtre (Figur 28). I maj forbruges alt ilt i vandfasen over sedimentet indenfor de første 20 timer både i bassinet og betonfilteret, mens der stadig er ca. 4 mg/l ilt tilbage i sandfilteret. I august er billedet næsten det samme. Ilt i bassinet er brugt op efter ca. 30 timer, mens der på dette tidspunkt er ca. 1,6 mg/l i betonfilteret og 4 mg/l i sandfilteret. I januar blev inkubationen ikke kun gennemført ved 22 grader, men også ved 10 og 15 grader. Igen var ilt i bassinet brugt op efter ca. 18 timer (10 og 22 grader), mens der ved 15 grader gik ca. 40 timer. Hvorfor der er denne forskel mht. til inkubation ved 15 grader har vi ikke noget klart bud på. De kerner der er inkuberet ved 15 grader opfører sig også atypisk mht. næringsstoffer mv. (se efterfølgende afsnit). Eneste umiddelbare forklaring er måske at bakteriepopulationerne i januar måned er tilpasset lavere temperaturer og derfor har svært ved at komme i gang ved 15 grader, mens inkubationen ved 22 grader er så tilpas meget højere at væksten her når at komme i gang, men det er ikke noget vi kan eftervise. For betonfilteret i januar måned bruges ilt også op efter max.40 timer. Det går hurtigst ved 22 grader og nogenlunde samtidig ved 10 og 15 grader.



FIGUR 28
 UDVIKLINGEN I ILT-KONCENTRATION OVER TID VED INKUBATION UNDER IN SITU ILT-FORHOLD OG 22 GRADER I MAJ OG AUGUST SAMT UNDER 10, 15 OG 22 GRADER I JANUAR. INKUBATIONEN ER GENNEMFØRT MED SEDIMENT-/FILTERMATERIALE FRA BASSIN SAMT SAND- OG BETONFILTER I MAJ OG AUGUST SAMT BASSIN OG BETONFILTER I JANUAR.

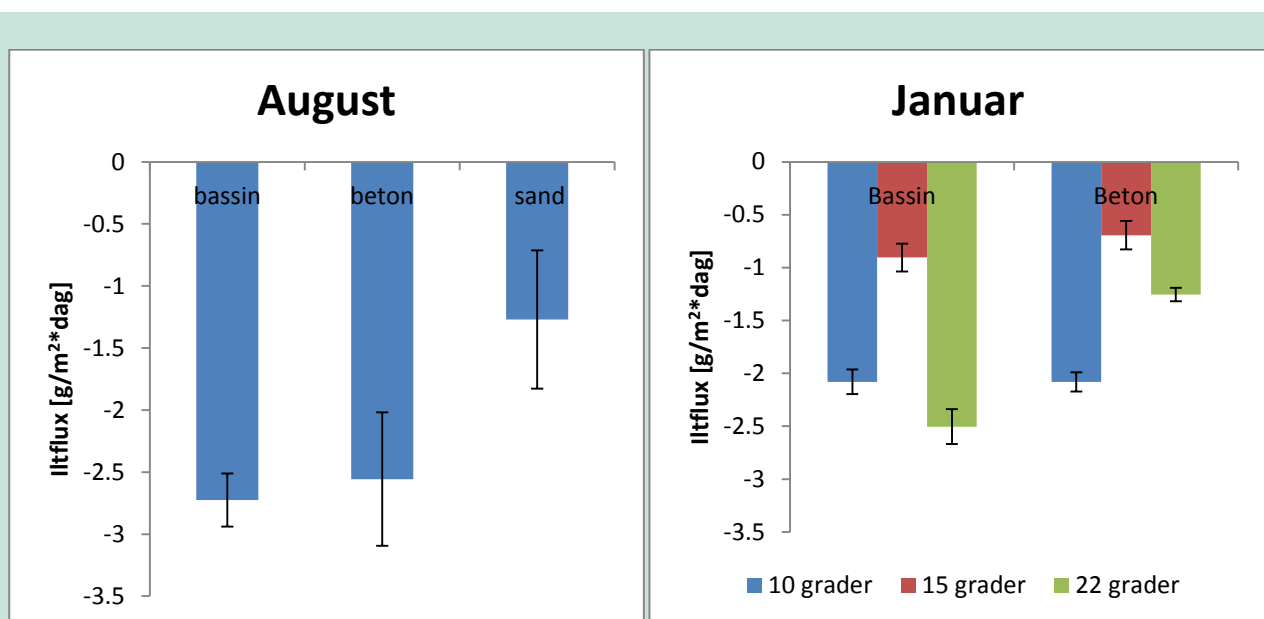
Iltforbruget mellem 1. og 2. iltmåling er afbilledet på Figur 29. Iltforbruget i sandfilteret er altid lavere end iltforbruget i bassinet og betonfilteret. Derimod er iltforbruget i bassinet og betonfilteret mere ensartede med undtagelse af januar målingerne ved 15 og 22 grader, hvor der faktisk produceres ilt i bassinet ved 15 grader, mens bassinets iltforbrug er meget højere end betonfilterets ved 22 grader. I bassinet skyldes de høje iltforbrug sandsynligvis primært mineralisering pga. store mængder organisk stof, herunder også oliestoffer. I filtrene er mineraliseringen sandsynligvis af mindre betydning for iltforbruget pga. mindre mængder organisk stof, hvilket det lavere iltforbrug for sandfilteret også viser. At iltforbruget så er højere for betonfilteret kan skyldes at der i dette

måske også er et kemisk iltforbrug. Dertil kommer at der generelt er bedre iltforhold i filterene end i bassinet grundet større kornstørrelse.



FIGUR 29
ILTFLUXEN I G/M²*DAG VED INKUBATION UNDER IN SITU ILT FORHOLD. FLUXEN ER BEREGNET SOM HHV. ILTFORBRUGET (NEGATIVE VÆRDIER) ELLER ILTPRODUKTIONEN (POSITVE VÆRDIER) MELLEM DE 2 FØRSTE ILTMÅLING EFTER INKUBATIONENS START (SE FIGUR 39).

Næste skridt var derefter at inkubere under konstant iltede forhold for at få et mål for det mulige iltforbrug – hvilket blev foretaget i august og januar (Figur 30).

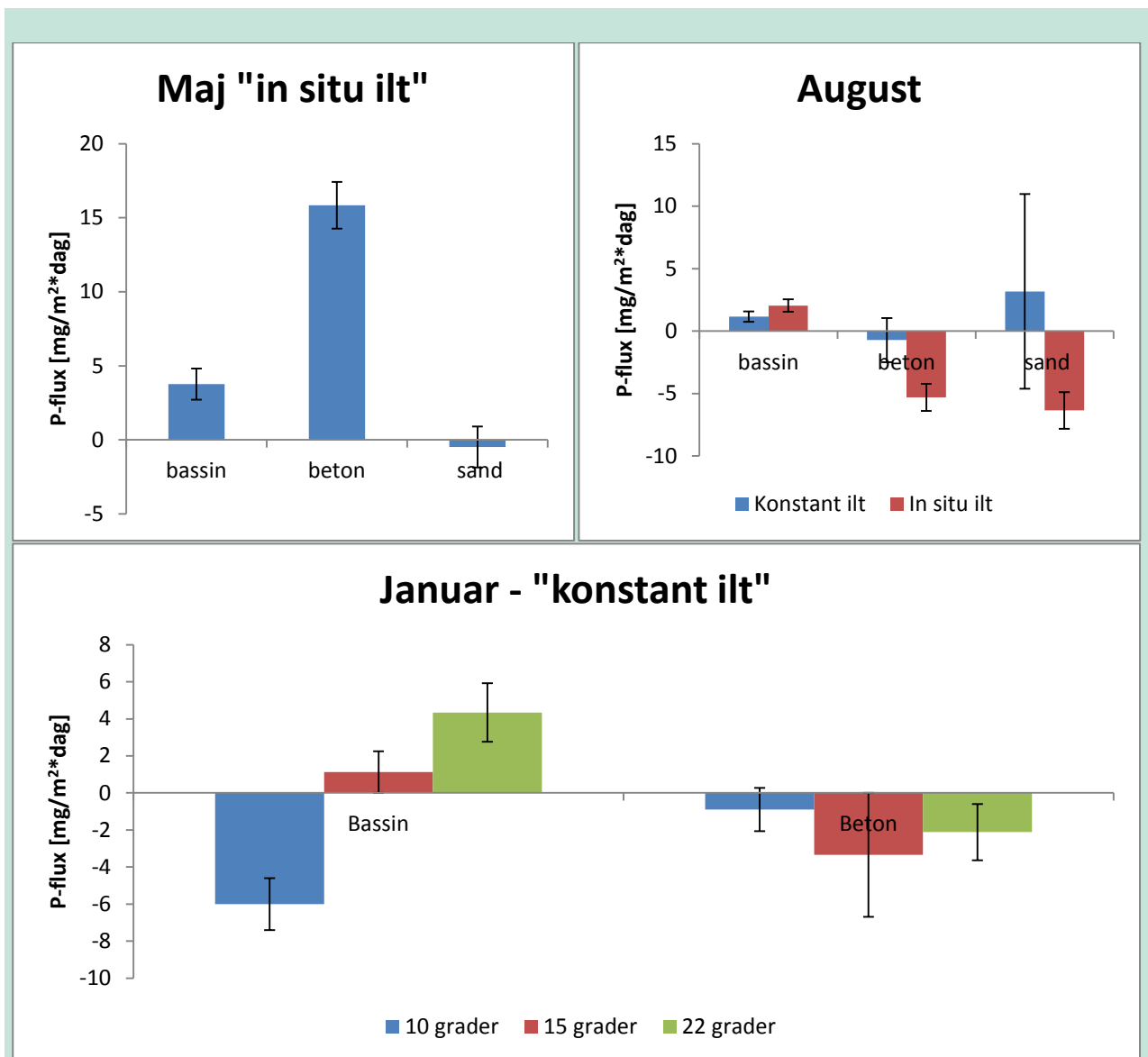


FIGUR 30
ILTFORBRUGET (NEGATIVE VÆRDIER) VED INKUBATION UNDER KONSTANT ILTEDE FORHOLD I AUGUST (TV) OG JANUAR (TH).

I august er iltforbruget i bassin og betonfilter stort set ens (-2,6 og -2,7 g/m²*dag), mens det kun var gennemsnitligt -1,3 g/m²*dag for sandfilteret. Også i januar er værdierne for bassin og betonfilteret meget ens, mens der her ikke er værdier for sandfilteret. De højeste iltforbrug ses ved 10 og 22 grader, mens iltforbruget også ved konstant ilttilførsel er markant lavere ved 15 grader. Iltforbruget ved den konstante ilttilførsel er på nogenlunde samme niveau som ved in situ iltindholdet. Det

efterviser at bassinet og betonfilteret generelt har det højeste iltforbrug og at det er stigende ved stigende temperaturer, mens sandfilteret ikke forbruger nær den samme mængde ilt. Det skyldes igen et mindre organisk indhold i sandfilteret, som nok er unaturligt lavt pga. den fiberdug som dækker filteret og som sandsynligvis tilbageholder meget organisk stof.

Endelig har vi i inkubationsforsøgene udover iltforbruget også undersøgt udvekslingen af opløst P samt nitrat og ammonium imellem vand og sediment for om muligt at afdække evt. omsætning og optagelse/frigivelse fra sedimentet/filtermaterialerne.



FIGUR 31
UDVEKSLINGEN AF OPLØST P IMELLEM VAND OG SEDIMENT I MAJ, AUGUST OG JANUAR FOR HHV. BASSIN SAMT DE 2 FILTERE. POSTIVE VÆRDIER ER P-FRIGIVELSE OG NEGATIVE VÆRDIER ER P-OPTAG.

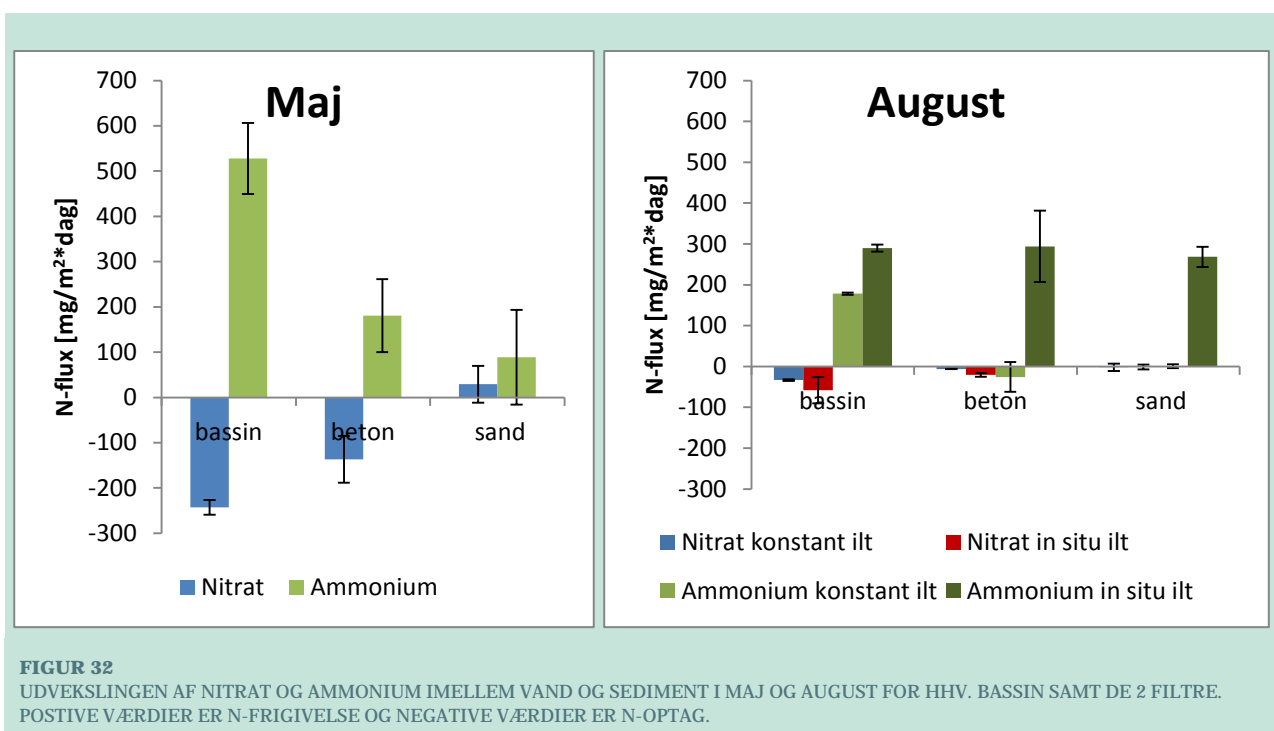
Figur 31 viser fluxen af opløst P imellem vand og sediment. Langt den største P-flux ses ved målingerne i maj måned. Her er der en P-frigivelse både fra bassinets sediment ($3,8 \pm 1,1$ mg/m²*dag) og fra betonfilteret ($15,8 \pm 1,6$ mg/m²*dag). I bassinet kan det dels skyldes mineralisering af og frigivelse fra sedimenteret materiale, evt. frigivelse fra den nye lermembran og/eller frigivelse fra labilt materiale som har været hvirvlet op i vandfasen under reovering og som nu ligger lige i sedimentoverfladen. I betonfilteret kan frigivelsen skyldes mineralisering af

tilbageholdt materiale, adsorption fra overflader ved den høje temperatur (inkubation ved 22 grader) og/eller P-frigivelse af jernbundet P, da iltindholdet blev totalt opbrugt under inkubationen. For sandfilteret lå P-fluxen derimod lige omkring nul ($-0,5 \pm 1,4 \text{ mg/m}^2\cdot\text{dag}$). Den meget lavere flux skyldes dels et højere iltindhold under hele inkubationen og sandsynligvis også et lavere organisk indhold og dermed lavere mineralisering.

I august har billedet ændret sig. P-fluxene er generelt noget lavere selvom inkubationen sker ved samme temperatur som i maj. Bassinet frigiver stadig P ($1,2 \pm 0,4$ og $2,0 \pm 0,5 \text{ mg/m}^2\cdot\text{dag}$) afhængig af om iltkoncentrationen holdes konstant eller opbruges under inkubationen.

Betonfilteret tilbageholder derimod nu P ($-0,7$ til $-5,3 \text{ mg/m}^2\cdot\text{dag}$), mens der er en tendens til at også sandfilteret tilbageholder P. Det kunne tyde på at det stadig er mineralisering som driver frigivelsen i bassinet, mens filtrene nu er kommet i en steady state situation, hvor der tilbageholdes P.

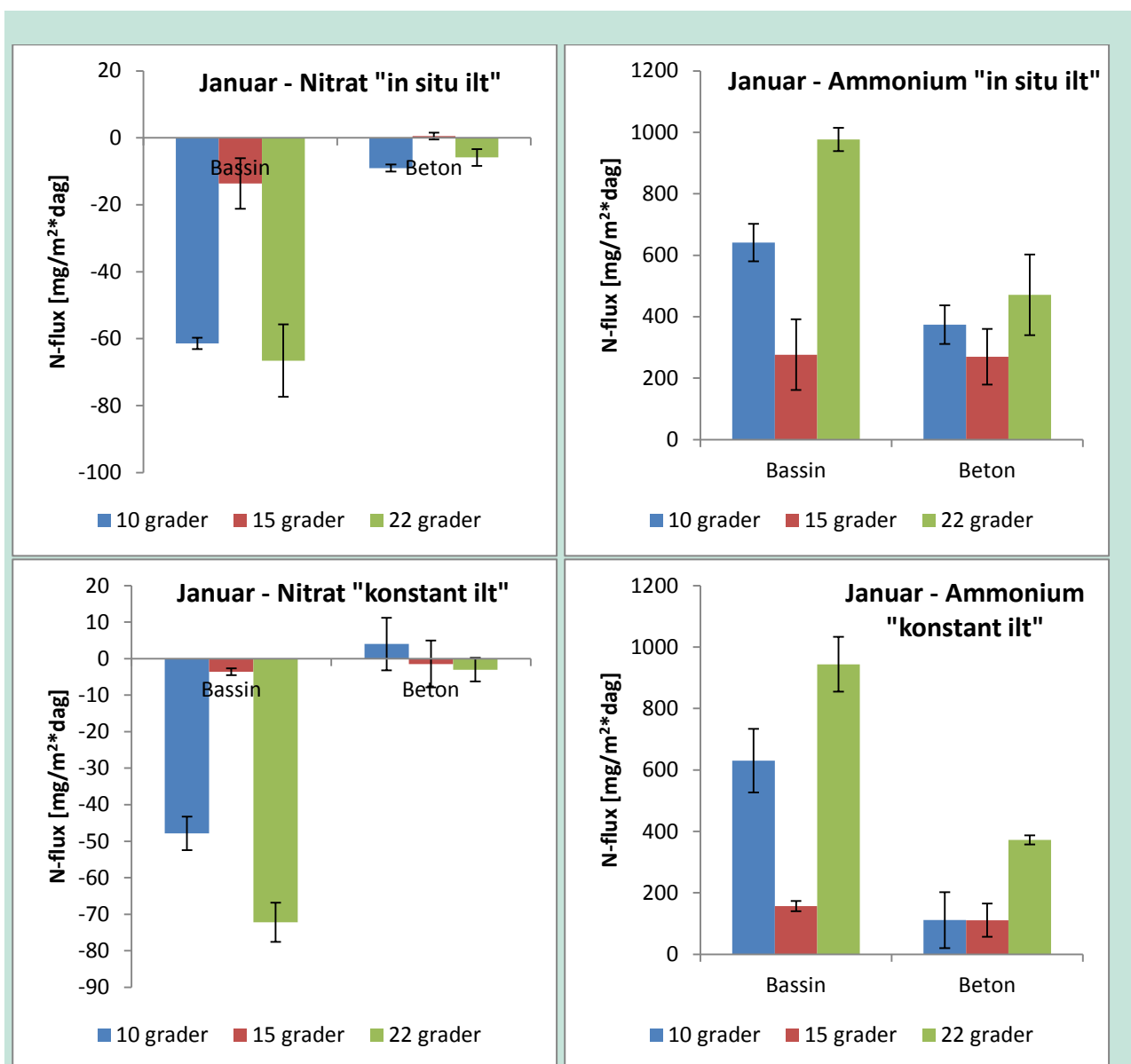
Endelig er der målingerne fra januar under in situ iltforhold – denne gang kun fra bassin og betonfilter, men nu ved tre forskellige temperaturer. Bassinet tilbageholder P ved 10 grader, mens der frigives P ved både 15 og 22 grader. Betonfilteret tilbageholder derimod P ved alle tre temperaturer. Det tyder på at bassinet også i januar er styret af mineralisering med stigende omsætning ved stigende temperaturer, mens betonfilteret selv ved 22 grader er i stand til at tilbageholde P.



Udvekslingen af kvælstof imellem vand og sediment er afbilledet på Figur 32 og 33. I maj måned er N-fluxen kun målt ved in situ iltindhold, hvilket betød at ilten i vandfasen over sedimentet blev brugt op under inkubationen i bassinet og betonfilteret, mens der var ca. 4,0 mg/l ilt tilbage i vandet over sandfilteret. Det medførte et forbrug af nitrat i bassinet og betonfilteret, da nitrat derfor i stedet blev anvendt som oxidationsmiddel. Dertil kom en markant frigivelse af ammonium til vandfasen i særligt bassinet, som også indikerer iltfattige forhold. I sandfilteret var både nitrat- og ammoniumfluxen markant lavere.

I august er billedet næsten det samme, bortset fra at fluxene er langt mindre (Figur 32). Bassinet forbruger stadig nitrat og frigiver ammonium, mens sand- og betonfilteret kun frigiver ammonium ved in situ iltindhold, hvorimod resten af fluxene for filtrene ligger omkring nul. Det tyder på at N-mineralisering er lavere i august sammenlignet med maj eller at den ophobede/tilbageværende N-mængde er mindre. Også i januar, hvor inkubationen er sket ved tre forskellige temperaturer, er

tendensen den samme som i august. Bassinet forbruger nitrat, mens nitratfluxen i betonfilteret er minimalt til sammenligning. Igen frigives store mængder ammonium særligt fra bassinet, men også fra betonfilteret uanset om det var ved inkubation under in situ iltforhold eller ved konstant iltede forhold. Fluxene kunne generelt indikere, at der sker en vis N-fjernelse i anlægget via koblet nitrifikation/denitrifikation.



FIGUR 33
 UDVEKSLINGEN AF NITRAT OG AMMONIUM IMELLEM VAND OG SEDIMENT I JANUAR FOR HHV. BASSIN SAMT DE 2 FILTRE. DE 2 ØVERSTE FIGURER ER VED IN SITU ILTINDHOLD, MENS DE NEDERSTE ER VED KONSTANT ILTEDE FORHOLD. FIGURERNE TIL VENSTRE ER NITRAT OG TIL HØJRE AMMONIUM. POSITIVE VÆRDIER ER N-FRIGIVELSE OG NEGATIVE VÆRDIER ER N-OPTAG.

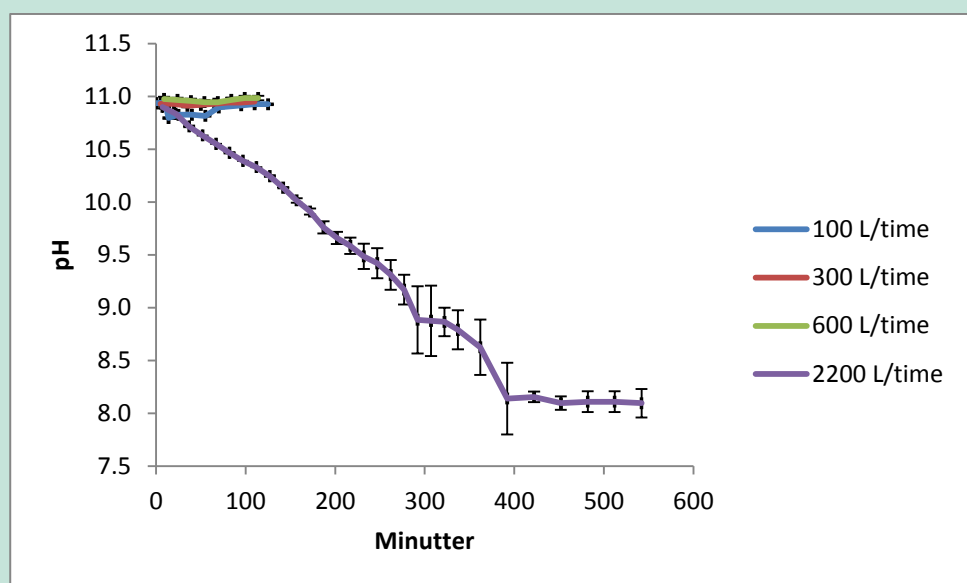
Indholdet af både organisk stof og P i filtermaterialerne er undersøgt over tid, og derudover indikerer inkubationsforsøgene at der sker mineralisering i filtrene og at både organisk stof, N og P omsættes. Det er dog svært at lave en kvantitativ vurdering, da det ikke har været muligt at tage uforstyrrede prøver af filtermaterialerne. Resultaterne indikerer dog, at tilbageholdelsen i filtrene ikke er statisk, men varierer over tid afhængig af tilgængelig mængde, mineralisering, temperatur og iltindhold.

3.4 Neutraliseringsmetoder

I storskalaforsøget anvendte vi syretilsætning som neutraliseringsmetode, men sideløbende har vi testet muligheden for at bruge beluftning eller filtrering igennem en organisk matrix (testet vha. sphagnum og kompost). Ved beluftning er tanken at lede det basiske vand til et reservoir, hvor beluftning skaber en pH-sænkning i vandet via luftens CO₂-system. Ved en organisk matrix er ideen at det basiske vand skal perkulere igennem et filter af f.eks. kompost og at kompostens høje bufferkapacitet sikrer en neutralisering af vandet.

3.4.1 Beluftning

Forsøget blev gennemført med 4 forskellige beluftningsmængder, nemlig 100, 300, 600 og 2200 l/time med et reservoir på 40 L vand (Figur 34). Hvis ikke den pågældende mængde luft var i stand til at sænke pH efter 3 timer blev mængden af luft sat op.



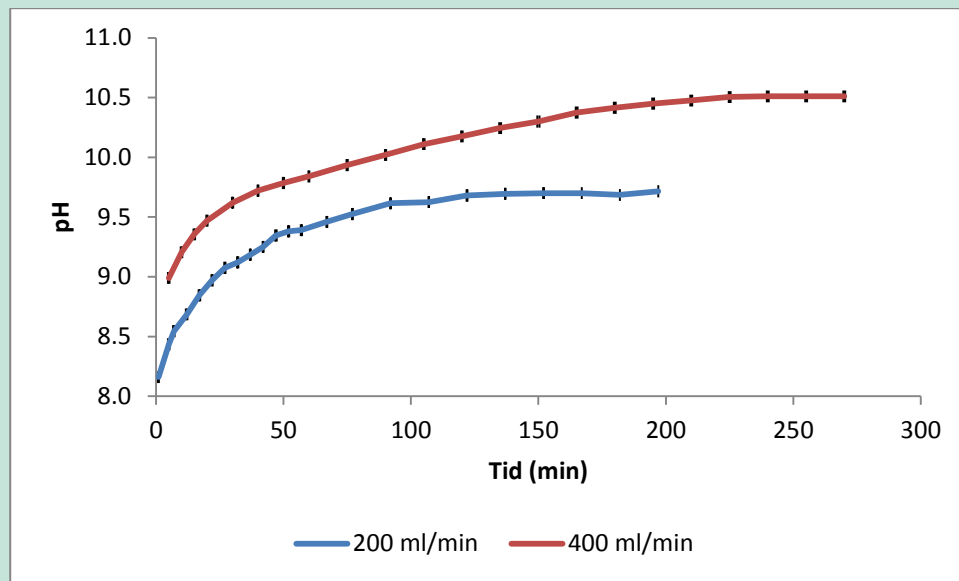
FIGUR 34

BELUFTNING AF 40 L BASISK "BETON"-VAND MED EN BELUFTNINGSMÆNGDE PÅ HHV. 100, 300, 600 OG 2200 L/TIME. FORSØGET BLEV GENNEMFØRT MED REPLIKATER.

Figur 34 viser tydeligt, at hverken 100, 300 eller 600 L/time var i stand til at sænke pH i de 40 L vand. pH forblev konstant på ca. 11. Men med en beluftning på 2200 L/time faldt pH og efter 542 min havde pH stabiliseret sig på $8,1 \pm 0,1$. Næste skridt var derfor at undersøge om de 2200 L/time også var i stand til at holde pH nede i de 40 L, mens der blev pumpet vand ind og ud med et konstant flow. Dette blev gennemført med hhv. 200 og 400 ml/min (Figur 35). Med et konstant flow igennem reservoiret på 200 ml/min steg pH langsomt fra en start pH på $8,2 \pm 0,2$ og indtil en stabilisering efter ca. 3 timer på $9,7 \pm 0,0$ som den sidste måling. Derefter kørte beluftningen i 1 time uden flow for igen at sænke pH, hvorefter flow igennem systemet blev startet, men denne gang med 400 ml/min. Start-pH var nu $9,0 \pm 0,3$ og udviklingen var som før med en langsom stigning op til en stabilisering omkring pH 10,5. Den sidste pH-måling i tønderne var $10,5 \pm 0,4$.

Beluftningsforsøget viser tydeligt at det er muligt at sænke pH vha. beluftning, men at der skal store mængder luft og en betragtelig opholdstid til. Så anvendelsesmulighederne kommer i høj grad an på den tilgængelige plads for at skabe tilstrækkelig opholdstid og mulighederne for strøm etc. til at drive den pumpe som sørger for beluftningen. Men man kunne overveje at kombinere det med en form for rekreativt område, hvor beluftningen samtidig skaber springvand, hvirvler, strømrender eller hvad der ellers er af muligheder. Dog skal der tænkes på sikkerheden, da det er umuligt at

svømme i luftgennemboblet vand, og man derfor kan drukne i det. En anden væsentlig ting er at Ca fælder ud under neutraliseringen, og dermed kan pumper, dysser mm. kalke til.



FIGUR 35

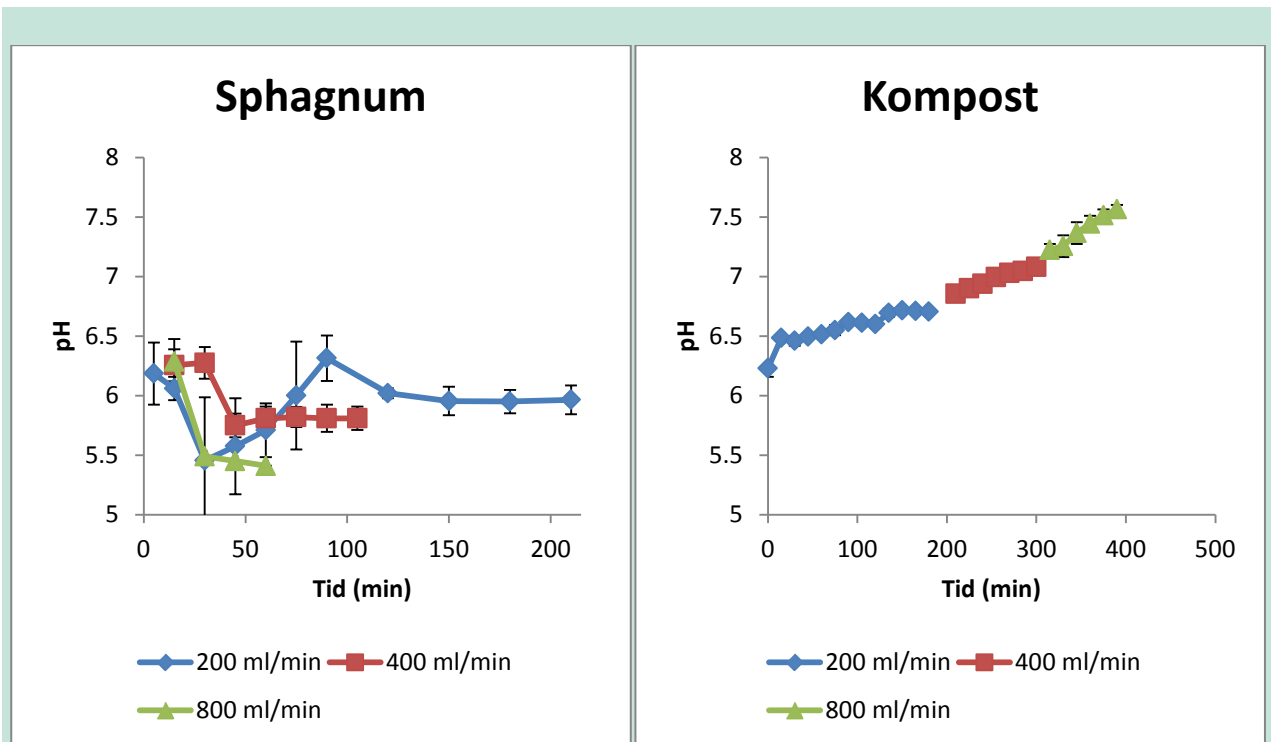
PH INKL. ST.AFV. EFTER BELUFTNING AF ET RESERVOIR PÅ 40 L BELUFTET MED 2200 L/TIME FØRST MED KONSTANT FLOW IGENNEM SYSTEMET PÅ 200 ML/MIN OG DEREFTER PÅ 400 ML/MIN.

3.4.2 Sphagnum og kompost

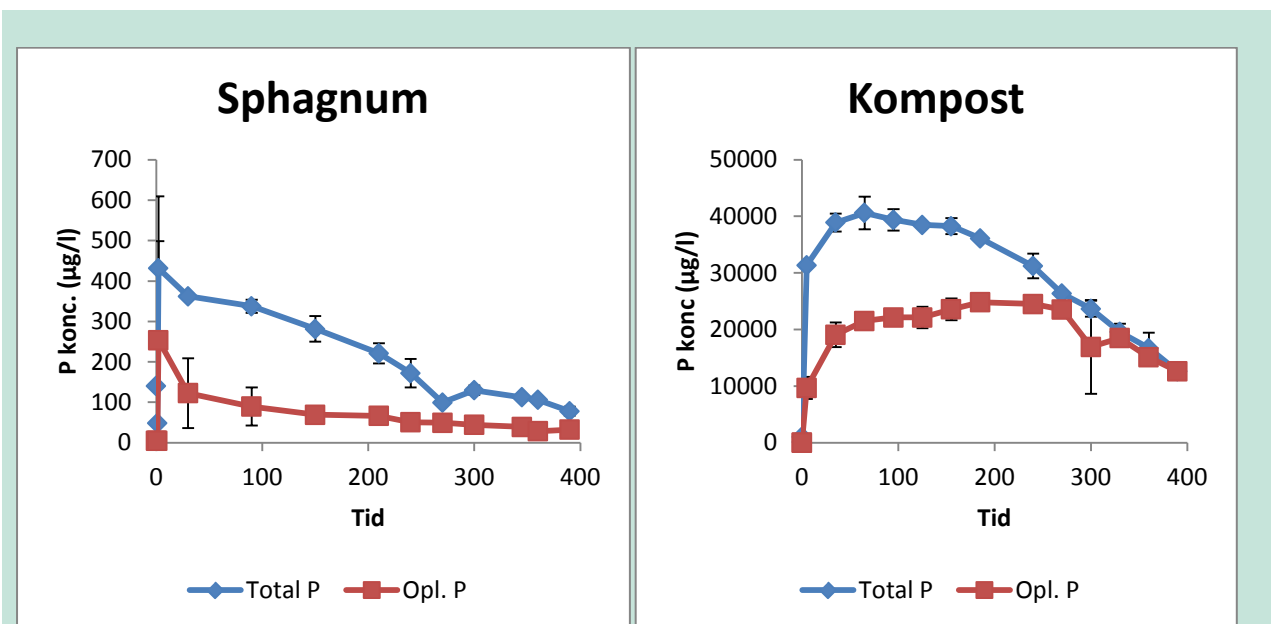
Forsøget med en organisk matrix blev først gennemført med sphagnum og derefter med kompost. Igennem hele forsøget lå pH i det vand som skulle neutraliseres (filtreret igennem knust beton) på $10,9 \pm 0,1$ under sphagnumforsøget og $12,2 \pm 0,1$ under kompostforsøget.

Med den anvendte mængde sphagnum og flow er dette organiske filter i stand til at neutralisere det basiske vand ned til en gennemsnits-pH på $6,9 \pm 0,4$ uafhængig af om det er højt eller lavt flow (Figur 36). Komposten var ikke på samme måde i stand til at holde pH nede. Ved 200 ml/min steg pH langsomt fra 6,2 til 6,7 og op til pH 7,1 ved 400 ml/min og til pH 7,6 ved 800 ml/min. Det betyder at modsat sphagnum så er kompostens bufferkapacitet ikke i stand til at neutralisere pH i det gennemstrømmende vand varigt ved de anvendte flow, og da sphagnum er en begrænset naturressource er det ikke ønskværdigt at anvende dette produkt i storskala.

Men et er evnen til at neutralisere pH i det gennemstrømmende vand. Noget andet er hvorvidt sphagnum/kompost bidtager med f.eks. P eller DOC (opløst organisk kulstof) til det filtrerede vand. Derfor målte vi hhv. total P og opløst P samt DOC i udløbet fra både sphagnum- og kompostfilteret.



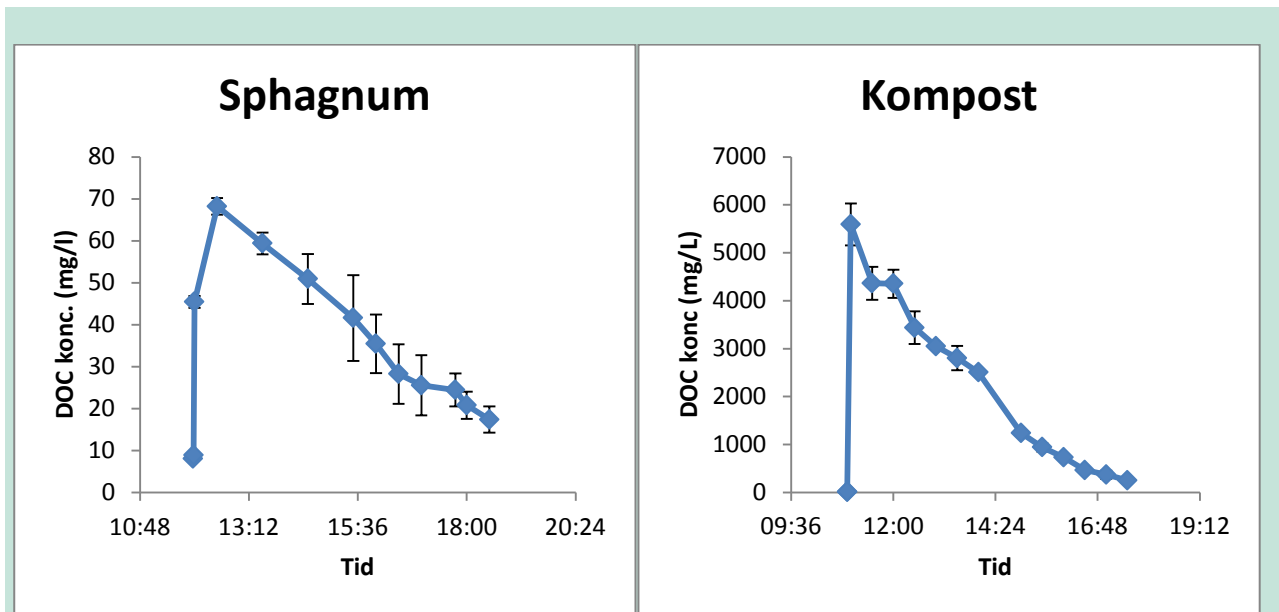
FIGUR 36
PH OG ST.AFV. I UDLØBSVANDET EFTER AT VAND MED HØJ PH (CA. 11-12) ER LØBET IGENNEM ET FILTER BESTÅENDE AF HHV. SPHAGNUM OG KOMPOST, FØRST MED ET KONSTANT FLOW PÅ 200 ML/MIN, DEREFTER 400 ML/MIN OG ENDELIG 800 ML/MIN.



FIGUR 37
TOTAL P OG OPLØST P INKL. ST.AFV. I UDLØBSVANDET EFTER AT VAND MED HØJ PH (CA. 11-12) ER LØBET IGENNEM ET FILTER BESTÅENDE AF SPHAGNUM ELLER KOMPOST, FØRST MED ET FLOW PÅ 200 ML/MIN, 400 ML/MIN OG 800 ML/MIN.

Uanset om vandet ledes igennem sphagnum eller kompost stiger P-koncentrationen voldsomt, især ved brug af kompost (Figur 37). Ved brug af sphagnum stiger koncentrationen af opløst P fra 5 µg/l (da vandet er renset for P vha. betonfilteret) til max. 254 µg/l. Under forsøget falder koncentrationen derefter gradvist til 28 µg/l. Stigningen i P skyldes at dele af det naturlige P indhold i sphagnum'et vaskes ud, men udvaskningen falder over tid. For komposten er stigning i P

koncentration næsten 100 gange større. Her stiger koncentrationen af opløst P til 24,8 mg/l, hvor den toppe for derefter at falde til 12,6 mg/l ved forsøgets afslutning. Dog er en vigtig faktor, at også flowet igennem filtrene stiger over tid (Figur 36), så den udvaskede masse er mere konstant end figurerne indikerer. Kompost er ekstremt P-holdigt. Analyser af den anvendte kompost viser at det totale P-indhold er 1,5 g/kg tørstof. Det svarer til at den anvendte mængde på 80 L indeholder 74,4 g P, hvoraf 3,5 g er udvasket over forsøgsperioden. Det betyder, at der er potentiale for P-frigivelse over meget lang tid.



FIGUR 38
 OPLØST ORGANISK STOF (DOC) INKL. ST. AFV. I UDLØBSVANDET EFTER AT VAND MED HØJ PH (CA. 11-12) ER LØBET IGennem ET FILTER BESTÅENDE AF SPHAGNUM ELLER KOMPOST, FØRST MED ET FLOW PÅ 200 ML/MIN, 400 ML/MIN OG 800 ML/MIN.

Begge materialer frigiver også DOC til vandet (Figur 38). Dette er dog markant værst for kompost, hvor der ses DOC-koncentrationer op til 5,6 g/l, hvor koncentrationen peaker. Koncentrationen falder dog for begge matrixer over tid, men det skal sammenholdes med at flowet også stiger (se Figur 36).

Selvom både sphagnum og kompost var i stand til at neutralisere pH i udløbsvandet fra betonfilteret, så er anvendelsen begrænset af, at begge materialer frigiver P og DOC til det rensede vand og dermed modvirker den renseseffekt som den knuste beton har haft.

4. Konklusion

Alle gennemførte undersøgelser har vist at knust beton har et potentiale som filtermateriale, idet materialet udover de filtrerende egenskaber også er i stand til at fjerne opløst fosfor (P) (>90 %) og opløste tungmetaller. Dette er klarlagt først via en lang række laboratorietests, derefter et semifuldskala pilotforsøg og endelig et fuldskala demonstrationsanlæg i Padborg. Både i pilotforsøget og i demonstrationsanlægget blev knust beton og traditionelt sand som filtermaterialer testet simultant.

Projektet har bidraget med ny viden indenfor området og givet mange brugbare resultater. Resultaterne fra både laboratorieforsøgene og pilotforsøget viser entydigt at knust beton har en høj P-adsorptionskapacitet. Det samme viser resultaterne fra demonstrationsanlægget de første 3 måneder af monitoringsperioden.

Resultaterne viser meget tydeligt at knust beton er et mindst lige så effektivt filtermateriale som sand mht. fjernelse af partikulære stoffer, og at det i de fleste tilfælde er langt mere effektivt til at tilbageholde den partikulære fraktion end sandfilteret. Ud af de 7 undersøgte partikulære parametre (SS, LOI, TN, P, Fe, Ca og Al) og de 6 undersøgte partikulære tungmetaller (Zn, Ni, Pb, Cu, Cr og Cd) er sandfilteret kun mere effektivt end betonfilteret mht. Ca, Zn og Pb.

Knust beton fjerner samtlige undersøgte tungmetaller på både partikulær og opløst form og frigiver derfor ikke tungmetaller til recipienten. Sandfilteret frigiver derimod opløst Zn, Pb og Ni til recipienten.

Derimod er det meget sværere at konkludere noget klart mht. tilbageholdelsen af de øvrige opløste stoffer i begge filtre. Sandfilteret synes bedre at kunne tilbageholde nitrat end betonfilteret, mens ingen af filtrene umiddelbart tilbageholder ammonium. Begge parametre er dog behæftet med usikkerhed, idet de ikke tager hensyn til evt. tab til atmosfæren eller mineraliseringsprocesser. Tilbageholdelsen af opløst P synes lavere i betonfilteret end i sandfilteret efter de første uger/måneder, men en stor del af årsagen er sandsynligvis oliedækkede overflader. Det samme gælder tilbageholdelsen af opløst Ca, Al og Fe. Vi har set at den knuste beton effektivt fjernede opløst P de første måneder efter etablering, men vi kender på baggrund af resultaterne fra demonstrationsanlægget ikke langtidstilbageholdelsen.

Der er faktorer i demonstrationsanlægget i Padborg som har besværliggjort muligheden for at konkludere entydigt på alle resultaterne. Disse faktorer var:

- 1) Den altoverskyggende årsag var at der kom utrolig store mængder olie til bassinet fra den store internationale lastbilholdeplads, som udgør det meste af det befæstede areal. Olien blev tilbageholdt meget effektivt i begge filtre, men dækkede allerede uger efter anlæggets ibrugtagning filtermaterialerne med et tydeligt olielag. Dette olielag har uden tvivl haft stor betydning for den faldende binding af P, men det er umuligt at skelne imellem oliens påvirkning og en evt. faldende adsorptionskapacitet.
- 2) Dernæst var det ikke muligt at gøre sedimentationsbassinet stort nok i forhold til oplandet pga. veje rundt om bassinet og ledninger i jorden. Dette bevirkede en hurtigere tilklotning af filtrene grundet en dårligere fjernelse af partikulært materiale i bassinet.
- 3) Endelig var kornstørrelsen, og dermed ledningsevnen, i de 2 filtre forskellig og der kom derfor mere vand igennem betonfilteret end igennem sandfilteret. På grund af kviksandslignede forhold i sandfilteret blev det efter etablering dækket med fiberdug og nøddesten, hvilket blot var med til at skævvride forskellen imellem vandflowet gennem filtrene endnu mere.

Supplerende undersøgelser har vist, at betydningen af de 3 faktorer nogenlunde kan klarlægges:

- 1) Efter projektets afslutning har endnu et laboratorieforsøg vist, at oliemættet beton binder P langt dårligere. Et 24 timers adsorptionsforsøg viste at knust beton uden oliepåvirkning fjernede $99,3 \pm 0,1$ % af den tilsatte P ($500 \mu\text{g/L}$), mens der kun blev bundet $25,9 \pm 10,7$ % hvis betonen var påvirket af olie.
- 2) Vi har udtaget sedimentkerner i sedimentationsbassinet og filtrene flere gange i løbet af prøvetagningsåret og har dermed kunne konstatere at der trods det begrænsede vådvolumen sedimentere partikler i bassinet. Det er desværre også tydeligt at især de små partikler primært fanges i de 2 filtre, hvilket ses ved det faldende tørstofindhold. Hermed vil filtrene hurtigere klotte til. I perioder med mange koblede regnhændelser blev der observeret begyndende problemer med tømning af bassinet via filtrene.
- 3) Pilotforsøget sammenlignede, blot i mindre skala, de 2 filtermaterialer under kontrollerede forhold og dermed ens flowforhold og opholdstid. Resultaterne viste at både knust beton og sand effektivt fjerner partikulært P, især når opholdstiden er større end 1 time. Begge typer var altså i stand til at fjerne partikler via filtration, mens det kun er knust beton som effektivt fjerner opløst P.

Vores laboratorieforsøg forud for dette projekt viste at vand der har været i kontakt med knust beton bliver basisk (pH 10-12) og høj-alkalint, hvilket vil sige at pH er svær at tvinge ned til neutral igen. Vi har derfor allerede i planlægningsfasen for demonstrationsanlægget haft fokus på at vælge en driftssikker neutraliseringsmetode. Valget faldt på syredosering, da det er en metode som allerede bruges i spildevandsindustrien og derfor kunne implementeres direkte. Efter indkøringen med fastsættelse af dosering og start/stop kriterier har metoden virket upåklageligt. Sideløbende med projektet testede vi desuden hvorvidt beluftning og filtrering gennem sphagnum og kompost kunne anvendes til neutralisering. Forsøg med beluftning viste at det var muligt at neutralisere "beton-vandet" med luft, men at det ville kræve en meget stor luftpumpe og en lang opholdstid at fastholde neutral pH. Filtrering af "beton-vand" gennem sphagnum sænker og fastholder en lav pH, mens filtrering gennem kompost ikke har den store effekt. Til gengæld tilføres store mængder P og DOC til det ellers rensede vand og dermed modvirkes den renseseffekt som den knuste beton har haft.

Endelig har vi set på iltforbrug samt udveksling af næringsstoffer imellem vand og sediment/filtre. Her kan vi konkludere at både bassinets sediment og filtrene er meget iltforbrugende og at mineraliseringen kører på højtryk, hvilket betyder at allerede tilbageholdte næringsstoffer på partikulær form kan omdannes til opløste former og evt. frigives fra anlægget igen. Omvendt har målinger af Ca, Fe og Al også vist at alle 3 stoffer tilbageholdes i anlægget og dermed bidrager med ekstra bindingskapacitet til P-tilbageholdelse over tid.

Det optimale næste skridt vil være at teste knust beton som filtermateriale i et andet opland uden den oliepåvirkning der er i Padborg. De gennemførte undersøgelser har tydeligt vist at materialet har et potentiale som filtermateriale til rensning af regnvand. Eneste udfordring er neutralisering af det rensede vand inden udløb til recipient.

5. Kommercielle perspektiver

Nærværende rapport beskriver resultaterne fra den første fuldskala-anvendelse af knust beton som filtermateriale til rensning af afstrømmende regnvand. Resultaterne indikerer tydeligt, at der er et stort potentiale i materialet, men også, at der er brug for yderligere fuldskalatests inden en endelig implementering. Materialet er et billigt genbrugsmateriale, der som filtermateriale kan opnå endnu en anvendelsesmulighed. Forsyningerne vil sandsynligvis være den primære kunde, idet de sammen med Vejdirektoratet, står for anlæggelsen af hovedparten af de danske løsninger til regnvandshåndtering. Da de allerede råder over knust beton på deres genbrugspladser, vil de kunne anvende et af deres egne produkter. Vejdirektoratet vil skulle købe produktet, men materialet er billigt og let tilgængeligt.

Så incitamenterne for at anvende knust beton frem for et traditionelt sandfilter er effektiv regnvandsrensning, særligt i oplande med stor afstrømning af fosfor og/eller tungmetaller (bedre rensning, idet knust beton både kan fjerne opløst og partikulært stof), lav materialepris, genbrugsprodukt samt allerede tilgængeligt materiale. Brugen af knust beton som filtermateriale vil kræve samarbejde mellem f.eks. forsyning som kunde og/eller leverandør samt rådgiver omkring design, dosering og håndtering.

6. Formidling af projektet

Vi har både før og under projektets forløb haft stor fokus på formidling af resultaterne omkring knust beton, både skriftlig og mundtligt. Dertil kommer, at der også efter dette projekts afslutning ultimo juni 2014 er planlagt en række formidlingsaktiviteter.

Nedenstående er alle primære formidlingsaktiviteter, hvor indhold fra projektet indgår, listet kronologisk.

- ✓ 2011 2 artikler omkring de indledende laboratorieforsøg publiceret i Vand og Jord (Sønderup et al. 2011a+b)
- ✓ 2011 Foredrag på temadag i partnerskabet Vand i Byer (Egemose, S.)
- ✓ 2012 International artikel publiceret i Journal of Environmental Quality (Egemose et al. 2012).
- ✓ 2012 Artikel i danskVAND (Sønderup et al. 2012)
- ✓ 2012 Poster på Ferskvandssymposium 2012 (Sønderup m.fl.)
- ✓ 2012 Foredrag på årsmøde i Center for sørestaurering (Sønderup, M.J.)
- ✓ 2012 Foredrag på konferencen SWS 2012 – Society of Wetland Scientists (Sønderup, M.J.)
- ✓ 2013 Melanie J. Sønderup modtager en 3. plads i ErhvervsPhD-foreningens formidlingspris.
- ✓ 2013 Foredrag på årsmøde i Center for sørestaurering (Sønderup, M.J.)
- ✓ 2013 Temadag på Ferskvandscentret (Sønderup, M.J. og Egemose, S.)
- ✓ 2013 Pressemeddelelse fra SDU vedr. Melanie J. Sønderups projekter
- ✓ 2014 International artikel publiceret i Ecological Modeling (Sønderup et al. 2014).
- ✓ 2014 Foredrag Ferskvandssymposium 2014 (Egemose, S.)
- ✓ 2014 Forskningens Døgn – Foredrag under ordningen ”Bestil en forsker” (Egemose, S.)

Planlagte formidlingsaktiviteter

- ✓ 2014 Færdiggørelse af international publikation omkring test af materialet i fuldskala
- ✓ 2014 Foredrag på konferencen IWA ICWS 2014 (The International Water Association 14th International conference on wetland systems for water pollution control) i Shanghai, Kina (Sønderup M.J.)

7. Faktablad

På baggrund af de opnåede resultater i projektet har vi udarbejdet et Faktablad som indeholder nogle grundlæggende oplysninger omkring metoden til brug ved en evt. fremtidig anvendelse. Det har dog ikke været muligt at lave en egentlig designmanual på baggrund af de opnåede resultater fra demonstrationsanlægget primært af 2 grunde:

- 1) Den store mængde olie som kommer til anlægget dækkede efter nogle måneder overfladen på filtermaterialerne og ændrede dermed retentionen. Vi kan derfor ikke sige noget entydigt om langtidsegenskaberne.
- 2) Sandfilteret blev kort efter ibrugtagning modificeret via tildækning med fiberduk og nøddesten for at hindre kviksandslignende forhold, hvis man bevægede sig ud på filteret. Det medførte et meget lavere flow igennem sandfilteret sammenlignet med betonfilteret.

Nedenfor er nævnt en række af de kriterier for metodens anvendelse som projektet har klarlagt:

- Alle filtre, uanset materiale, skal anlægges efter et tilstrækkeligt stort vådt bassin (gerne > 250 m³/red. ha.).
- Alle filtertyper (og bassiner) har brug for at olien fjernes inden indløb til filteret for at undgå olie på overfladen af filtermaterialerne.
- Et filter bestående af knust beton har den samme forventede levetid som et sandfilter mht. filtrerende egenskaber.
- Et filter af knust beton kan anlægges med den kornkurve som normalt findes ved nedknusningsfirmaerne, hvilket typisk er højere end kornkurven for sandfiltre.
- Det er vigtigt at den anvendte knuste beton er "ren" dvs. uden store mængder jord og andet materiale som f.eks. knuste teglsten, samt at den knuste beton stammer fra nedbrydning af ikke forureningsholdige bygninger.
- Udløbet fra et filter bestående af knust beton neutraliseres de første måneder efter ibrugtagning pga. høj pH i vandet (10-11). Eneste stabile metode pt. er tilsætning af syre, men beluftning er også en mulighed ved små vandmængder, store mængder luft og høj opholdstid.
- Da syredosering er en midlertidig løsning anbefaler vi en containerløsning til neutraliseringen, dvs. at vandet pumpes op i en blandingsbrønd og derefter ud i ledningsnettet/recipienten. Herved kan syredoseringen fjernes når den ikke længere er nødvendig, og evt. flyttes til en ny lokalitet.
- Vi anbefaler at alle filtre tilplantes med f.eks. tagrør, da rødderne modvirker erosion og opretholder en høj hydraulisk ledningsevne. Mht. knust beton kan tilplantningen først ske når materialet er neutraliseret.
- Et filter af knust beton er ligeså effektivt som et sandfilter til at fjerne partikulære stoffer, og dertil kommer evnen til også at fjerne opløste stoffer. Langtidsreduktionen er endnu ukendt.
- Materialet er æstetisk af samme udseende som et sandfilter.
- Vi anbefaler en monitoring af effekten ved fremtidig brug af materialet i oplande uden den samme oliepåvirkning som i Padborg for at afdække langtidspotentialer.
- Økonomisk er anlægsudgifterne de samme som ved et traditionelt sandfilter og selve materialet er et billigt genbrugsprodukt.

Referencer

- Berg, U., D. Donnert, A. Ehbrecht, W. Bumiller, I. Kusche, P. G. Weidler & R. Nuesch (2005a)** "Active filtration" for the elimination and recovery of phosphorus from waste water. *Colloids and Surfaces a-Physicochemical and Engineering Aspects*, 265, 141-148.
- Berg, U., D. Donnert, P. G. Weidler, A. Ehbrecht, I. Kusche, W. Bumiller, E. Villa & R. Nuesch (2005b)** Phosphate elimination and recovery from wastewater by active filtration using crushed gas concrete. *Environmental Technology*, 26, 219-229.
- Browman, M. G., R. F. Harris, J. C. Ryden & J. K. Syers (1979)** Phosphorus Loading from Urban Stormwater Runoff as a Factor in Lake Eutrophication .1. Theoretical Considerations and Qualitative Aspects. *Journal of Environmental Quality*, 8, 561-566
- Egemose, S. & H. S. Jensen (2009)** Phosphorus forms in urban and agricultural runoff: Implications for management of Danish Lake Nordborg. *Lake Reserv Managt*, 25, 410-418
- Egemose, S., M. J. Sønderup, M. V. Beinthin, K. Reitzel, C. C. Hoffmann & M. Flindt (2012)** Crushed concrete as a phosphate adsorbing material: A potential new management tool. *Journal of Environmental Quality* 41: 647-653
- Göbel, P., C. Dierkes & W. G. Coldeway (2007)** Stormwater runoff concentration matrix for urban areas. *J. Cont. Hydrol.* 91, 26-42.
- Herholdt, A.D., Justesen, C.F.P., Nepper-Christensen, P., Nielsen, A., 1985.** *Beton-Bogen. 2. udgave.* Aalborg Portland, Cementfabrikkernes tekniske oplysningskontor.
- Hvitved-Jacobsen, T., J. Vollertsen & A. H. Nielsen. 2010.** *Urban and highway stormwater pollution: Concepts and Engineering.* CRC Press. Taylor and Francis Group.
- Kronvang, B., E. Jeppesen, D. J. Conley, M. Sondergaard, S. E. Larsen, N. B. Ovesen & J. Carstensen (2005)** Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*, 304, 274-288
- Marsalek, J., Q. Rochfort, B. Brownlee, T. Mayer & M. Servos. 1999.** Toxicity of urban wet weather pollution sources. In *Stormwater and CSO's International conference on Urban Storm Drainage.* Sydney
- Oguz, E., A. Gurses & M. Yalcin (2003)** Removal of phosphate from waste waters by adsorption. *Water Air Soil Poll.* 148, 279-287.
- Persson, J., N. L. G. Somes & T. H. F. Wong (1999)** Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Sci. Technol.* 40, 291-300.
- Reinhardt, M., R. Gachter, B. Wehrli & B. Muller (2005)** Phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural drainage water. *J. Environ. Qual.* 34, 1251-1259.
- Rexnord, I. (1984)** Sources and migration of highway runoff pollutants. *Research report. Prepared for US Federal Highway Administration*, 3, FHW A/RE - 84/059.
- Sønderup, M. J., C. H. Jensen, M. V. Beinthin, K. Reitzel, S. Egemose & M. Flindt (2011a)** Knust beton til fosforfjernelse i vandmiljøet Del 1. *Vand og Jord*, 18, 32-35.
- Sønderup, M. J., M. V. Beinthin, K. Reitzel, S. Egemose & M. Flindt (2011b)** Knust beton til fosforfjernelse i vandmiljøet - Del 2. *Vand og Jord*, 18, 72-75.
- Sønderup, M. J., S. Egemose, C. C. Hoffmann, K. Reitzel & M. R. Flind (2014)** Modeling phosphorus removal in wet ponds with filter zones containing sand or crushed concrete. *Ecological Engineering* 66, 52-62.

Bilag 1: Liste over anvendte forkortelser i rapporten

Al:	Aluminium
C10-C25:	Kulbrintestørrelse i forhold til antal kulstofatomer (her 10-25 kulbrinteatomer)
Ca:	Kalcium
Cd:	Kadmium
Cr:	Krom
Cu:	Kobber
DOC:	Opløst organisk kulstof
Fe:	Jern
Org.	Organisk
N:	Kvælstof
Ni:	Nikkel
Opl.:	Opløst
P:	Fosfor
Par.:	Partikulært
Pb:	Bly
SS:	Suspenderet stof
TN:	Total kvælstof
TP:	Total fosfor
Zn:	Zink

Test af filtermaterialerne knust beton og sand i et fuldskalademonstrationsanlæg

Våde regnvandsbassiner er kendt for deres evne til at tilbageholde partikulært stof evt. kombineret med et efterfølgende sandfilter, som fjerner endnu flere og mindre partikler. Knust beton har samme filteregenskaber som sand, men er også i stand til at binde og dermed tilbageholde opløste stoffer – særligt fosfor. Dette har en række forsøg igennem de senere år afdækket.

Denne rapport indeholder derfor resultaterne af det første fuldskalademonstrationsanlæg, hvor der er anvendt knust beton som filtermaterialet. Anlægget er etableret i Padborg vha. reovering af et eksisterende vådt regnvandsbassin, således at anlægget består af et vådt bassin efterfulgt af et filter af hhv. knust beton og sand, til sammenligning af de 2 filtertyper.

Anlægget er monitoreret igennem 1 år mht. en lang række parametre, herunder detaljerede målinger under flere regnhændelser.

Endelig indeholder rapporten resultater af yderligere forsøg som bidrager til endnu mere viden omkring de anvendte filtermaterialer.

