



## Fosforfjerning i filterbedanlegg og konstruerte våtmarker - erfaringer fra laboratorieforsøk og feltmålinger

Anne Kristine Søvik, Kinga Àdam, Adam M. Paruch



Figur 1. Filterbedanlegget på Bogstad gård, forfilter inni drivhuset og hovedfilteret til venstre for drivhuset. Foto: Bioforsk arkiv.

Konstruerte våtmarker og filterbedanlegg er utviklet for å rense kommunalt avløpsvann i spredt bebygde strøk. I disse anleggene brukes filtermateriale med høy fosforbindingskapasitet for å fjerne fosfor (P) fra avløpsvannet. Evnen som et filtermateriale har til å binde P har vært undersøkt i laboratoriet ved hjelp av risteforsøk, kolonneforsøk og karforsøk. Ved å måle hvor mye P som er bundet til filtermaterialet i storskala renseanlegg kan vi få et estimat på den reelle P-bindingen i felt. Dette nr. av Bioforsk FOKUS gir en oversikt over undersøkelser som ligger til grunn for vurdering av bindingskapasitet og levetid for norske anlegg designet i henhold til VA-miljøblad 49.

### Bakgrunn

Utslipp av næringsstoffer og organisk materiale via kommunalt avløpsvann til vassdrag og kystområder utgjør en risiko for eutrofiering og redusert vannkvalitet. For å håndtere avløpsvann fra enkelthusholdninger i spredt bebygde strøk har driftsekstensive rensemetoder som filterbedanlegg (Figur 1) og konstruerte våtmarksfiltre (Figur 2) blitt introdusert. Utvikling av disse systemene i Norge har pågått siden begynnelsen av 1990-tallet.

Konstruerte våtmarker og filterbedanlegg er bygd opp med et forfilter med vertikal strømning og et hovedfilter med horisontal

strømning. Forfiltrene kan ha ulik utforming, tidligere ble de blant annet anlagt inni drivhus (Figur 1), i dag brukes andre typer overbygninger som glassfibertanker eller tak av sponplater (Figur 3). I et konstruert våtmarksfilter er hovedfilteret et basseng fylt med filtermateriale og beplantet med våtmarksplanter (Figur 2). I et filterbedanlegg er bassenget med filtermateriale dekket til med jord og gress, slik at bare forfilteret er synlig (Figur 1). Utviklingen av disse systemene i Norge har pågått siden 1990-tallet.

Da fosfor (P) blir ansett for å være en av de viktigste årsakene til eutrofiering har FOU-





Figur 2. Konstruert våtmarksanlegg for rensing av avløpsvann på Tvetter gård. Foto: Trond Mæhlum.

fokus i Norge vært rettet mot å finne materialtyper som har stor P-bindingskapasitet og høy hydraulisk ledningsevne. Design av dagens systemer er i stor grad basert på P-bindingsevne funnet i risteforsøk.

### Risteforsøk

Risteforsøk utføres ved å tilsette filtermateriale og et bestemt volum P-løsning i flasker som så ristes i et bestemt tidsrom. Ved å måle P-konsentrasjonen i løsningen før og etter risting kan man bestemme mengde P som er bundet til filtermaterialet. Forhold som kan virke inn på resultatet foruten materialets fysisk-kjemiske bindingsegenskaper er mengden vann i forhold til filtermateriale, konsentrasjonen til P-løsningen, temperatur, ristehastigheten og ristetiden.

For å finne maksimumsbindingskapasitet til et gitt filtermateriale, blir det ofte brukt en løsning med høy P-konsentrasjon. Løsninger opp mot 500 mg P/liter blir brukt, mens P-



Figur 3. Eksempel på rislefilter/forfilter til et filterbedanlegg. Foto: Jens Christian Køhler.

konsentrasjonen i avløpsvann vanligvis ligger mellom 5-15 mg P/liter. En løsning med høy P-konsentrasjon tilsatt én gang til et filtermateriale, gir ikke nødvendigvis en bindingskapasitet lik den man får om man tilsetter en løsning med lav P konsentrasjon flere ganger. Utfelling har vist seg å være en vanlig reaksjon ved høye initiale P konsentrasjoner, mens sorpsjon er mer utbredt ved lave initiale P-konsentrasjoner (Ádám m.fl. 2007, Søvik & Kløve 2005). Risteforsøk gir dermed ofte for høy P-binding i forhold til det som blir observert i felt (se Tabell 1). Risteforsøk er derimot en rask og enkel metode for å rangere ulike filtermaterialer med hensyn på deres P-bindingsegenskaper.

Tabell 1. Maksimums P-bindingskapasitet for skjellsand og lettklinker, funnet ved ulike forsøksoppsett. Data for boks-, kolonne-, kar- og feltforsøk er basert på ekstraksjon av total P fra filtermaterialet (med unntak av data fra Roseth (2000) der tallene er basert på massebalanse). Tall i parentes viser gjennomsnittlig ekstrahert P fra de ulike systemene.

Forsøksoppsett	Filtermateriale	Bindingskap. (mg P/kg)	Referanse
Risteforsøk	Skjellsand	15000 - 17000	Roseth 2000
	Skjellsand	8000	Søvik & Kløve 2005
	Skjellsand	10000	Ádám m.fl. 2007
	Lettklinker	3300	Ádám m.fl. 2005
	Lettklinker	2500	Ádám m.fl. 2007
Boksforsøk (26x9x7 cm <sup>3</sup> )	Lettklinker	3900 (1000)	Ádám m.fl. 2006
Karforsøk (3x0,75x0,5 m <sup>2</sup> )	Skjellsand	330 (130)	Søvik m.fl. 2005
	Skjellsand	1300 / 420† (330)	Søvik & Kløve 2005
	Lettklinker	4500 (1050)	Ádám m.fl. 2006
Kolonneforsøk (d: 14 cm, l: 1,5 m)	Skjellsand	3500	Roseth 2000
	Skjellsand	300 (136)	Ádám m.fl. 2007
	Lettklinker	950 (635)	Ádám m.fl. 2007
Fullskala renselanlegg	Lettklinker	800	Zhu 1998
	Lettklinker	250	Ádám m.fl. 2006

† Tallene er fra henholdsvis forfilter og hovedfilter.

Det kan imidlertid være vanskelig å sammenligne resultater fra ulike risteforsøk da tidligere forsøk er blitt utført på mange ulike måter. Det hadde vært ønskelig med en internasjonalt anerkjent standardmetode for P-bindingstester i filtermaterialer brukt i filterbed- og konstruerte våtmarksanlegg.

### Resultater fra større laboratorieforsøk

Langvarige laboratorieforsøk så som kolonneforsøk og karforsøk (Figur 4) gir en bedre simulering av fullskalarensanlegg enn det som er tilfelle for risteforsøk. I kolonne- og karforsøk pumpes en P-løsning (enten en ren P-løsning eller kommunalt avløpsvann) gjennom en kolonne (vanligvis laget av metall eller plastikk) eller et kar (se Figur 4). Videre kan også karforsøk kjøres både med og uten våtmarksvegetasjon. For å oppnå mest mulig realistiske tall for P-bindingsevnen til filtermaterialer, er det imidlertid viktig at innløpskonsentrasjonen og den hydrauliske belastningen er mest mulig lik det som er tilfelle for fullskalaanlegg.

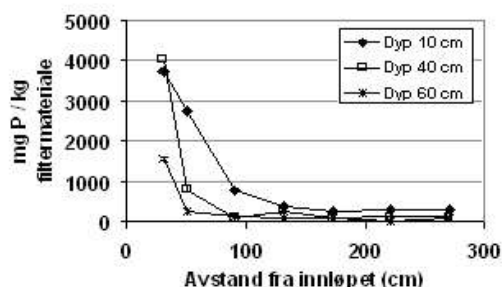


Figur 4. Karforsøk med dimensjonene: lengde 3 m, bredde 0,5 m og dybde 0,75 m, hvor filtermaterialene lettklinker og skjellsand ble sammenlignet. Foto: Anne Kristine Søvik.

**Binding av P:** Maksimums P-bindingsevne målt i større laboratorieforsøk viser imidlertid at også noen av disse tallene er høyere enn det som er målt i felt (Tabell 1).

**Fordeling av P:** Strømningsforsøk i kar kan vise hvordan fordelingen av det bundne P i et rensanlegg vil være. Resultater fra karforsøket (Figur 4) viste at filtermaterialet ble gradvis mettet med P fra innløpet og mot utløpet (Figur 5). Forsøket ble avsluttet før utløpskonsentrasjonen nådde grenseverdien på 1 mg P/liter. Den midlere P-konsentrasjonen i vannet ved 0,9 m var

imidlertid på 1 mg P/liter ved forsøkets slutt. I disse første 0,9 m av karet hadde bare deler av filtermaterialet nådd den maksimale P-bindingskapasiteten. Dette viser at når utløpskonsentrasjonen til et fullskala rensanlegg når grenseverdien på 1 mg P/liter vil trolig bare deler av filtermaterialet være mettet med P. Dette er det viktig å ta hensyn til når levetiden til et anlegg beregnes.



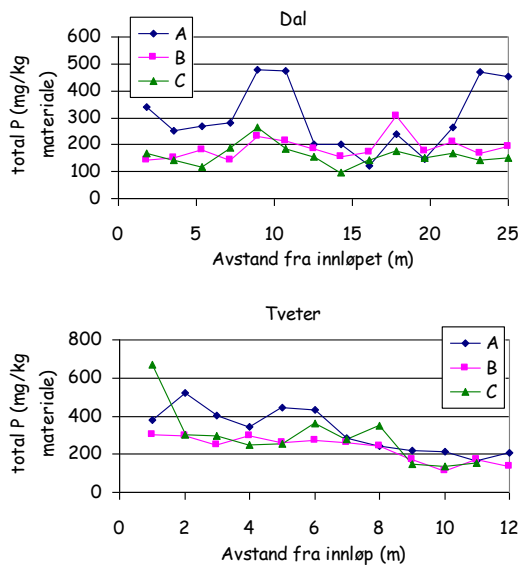
Figur 5. P-konsentrasjoner (mg/kg) i filtermaterialet i karet med lettklinker (Figur 4). Brukstid i laboratoriet tilsvarer 15 til 22 års bruk for reelle anlegg basert på mengden vann som har rent igjennom karene. Utløpskonsentrasjonen fra hele karet nådde ikke 1 mg P/liter før forsøket ble avsluttet.

### Resultater fra fullskalaanlegg

Det ble tatt prøver i 2006 fra flere fullskalaanlegg for å finne fordelingen av bundet P i filtermaterialet. Noen anlegg, som Tvetter (Figur 2 og 6) har en fordeling lik den som ble funnet i karforsøket (Figur 5), dvs. de høyeste konsentrasjonene av bundet P finnes ved innløpet og så synker konsentrasjonen mot utløpet. Tvetter er et av de eldste konstruerte våtmarksanleggene i Norge, der utløpskonsentrasjonene nådde utslippsgrensen på 1 mg P/liter allerede i 2001. Andre fullskalaanlegg som Dal (Figur 6) har en mer jevn fordeling av bundet P. Dette kan skyldes at det oppstår såkalte foretrukne strømningsveier i filtermaterialet, slik at vannet bare strømmer gjennom deler av materialet. Utløpskonsentrasjonen fra anlegget på Dal hadde ennå ikke nådd utslippsgrensen på 1 mg P/liter i 2006.

Selv om langvarige laboratorieforsøk gir mer realistiske data for P-sorpsjonsverdier i feltanlegg enn det som er tilfelle for risteforsøk, er som oftest disse verdiene også høyere enn det man finner i materialprøver fra fullskalaanlegg (sammenlign verdier for bundet P i innløpet til Figur 5 og 6). I anlegget på Tvetter er det imidlertid brukt en eldre type leca enn det som er tilfelle for

karforsøket. Dette kan være årsaken til lavere P-bindingsverdier i felt. Anlegget på Dal har brukt samme type lettklinker som karforsøket (dvs. Filtralite-P). P-konsentrasjonen i utløpet fra anlegget på Dal har derimot ennå ikke nådd utløpsgrensen, og dette kan dermed være årsaken til de lave P-bindingsverdiene i dette anlegget. Først når et renseanlegg med Filtralite-P blir mettet med P kan vi si sikkert om hvorvidt karforsøk i laboratoriet kan forutsi den reelle P-bindingsevnen i fullskalaanlegg.



Figur 6. Konsentrasjon av total P (mg/kg) i filtermaterialet (lettklinker) i fullskalaanlegg på Tveter og Dal. Prøvene er tatt ut i 2006. Det ble tatt prøver fra tre ulike dyp. Prøvene kalt A, B og C er tatt fra henholdsvis toppen, midt i og ved bunnen av anlegget.

### Optimalisering av fullskalarensanlegg

Resultater fra laboratorieforsøk kan brukes for å gi råd angående utforming av fullskalarensanlegg for å optimalisere dem med hensyn på rensing og kostnader.

**Filtermateriale** - Lettklinker (Figur 7) har til nå vært det meste brukte filtermaterialet i konstruerte våtmarker og filterbedanlegg i Norge. Det er imidlertid en voksende interesse for å bruke skjellsand. Det finnes mange typer skjellsand på markedet, og forsøk har vist at de ulike typene skjellsand har ulik evne til å binde P. Noen typer binder mer P, mens andre typer binder mindre P enn lettklinker (Søvik m.fl. 2005, Ádám m.fl. 2007). Derfor bør man i hvert enkelt tilfelle teste de aktuelle filtermaterialene med hensyn på P-bindingskapasitet.



Figur 7: Lettklinker. Foto: Reidun Aspomo.

Bruk av lettklinker vil føre til en svært høy pH i anleggets to-tre første leveår, noe som hemmer nitrifikasjon og denitrifikasjon. Hvis det er ønskelig med en effektiv nitrogenfjerning i renseanlegget, bør det velges en kombinasjon av materialer som egner seg for nitrogenfjerning (skjellsand eller sand) og materialer som er egnet for P-fjerning (lettklinker eller skjellsand) (Mørkved m.fl. 2005, Søvik & Mørkved 2007).

**Innløp / utløp** - Laboratorieforsøk utført ved UMB viser at posisjonering av innløp og utløp kan påvirke rensesgraden i et anlegg (Suliman m.fl. 2007). Ved at innløpet plasseres i bunnen av hovedfilteret vil vannet strømme gjennom større deler av filtermaterialet, dermed vil oppholdstiden og rensesevnen øke.

**Størrelse** - I henhold til VA-Miljøblad 49 (2001) vil en husholdning på 5 personer i løpet av en periode på 15 år, trenge 40 m<sup>3</sup> filtermateriale for å ha en utløpskonsentrasjon som ikke overstiger 1 mg P/liter. Dette gir 8 m<sup>3</sup> filtermateriale per person for 15 år. Som tidligere nevnt bør en gjennomsnittlig P-binding brukes ved beregning av et anleggs levetid, da bare deler av filtermaterialet vil være mettet med P når utløpskonsentrasjonen når grenseverdien på 1 mg P/liter. Ved å se på de første 0,9 m av filtermaterialet i karforsøket (Figur 5), og anta at det i halvdelen av dette volumet ble sorbert 4500 mg P/kg (2,5 kg P/m<sup>3</sup>), og i den andre halvdelen 1700 mg P/kg (0,94 kg P/m<sup>3</sup>), får vi en gjennomsnittlig P-bindingskapasitet på 1,7 kg P/m<sup>3</sup>. Dette gir ca. 4,8 m<sup>3</sup> filtermateriale pr. person over 15 år. Ut i fra disse beregningene kunne man anta at slike renseanlegg er overdimensjonert og at de kan reduseres betraktelig i størrelse. Imidlertid er det viktig å huske på at tallene for P-binding i felt målt til nå er langt lavere enn det som er funnet for karforsøket (Tabell 1 og Figur 5 og

6). Først når man har data fra et fullskalaanlegg mettet med P kan man foreta sikre beregninger angående størrelse på anleggene.

### Gjenbruk av filtermateriale

Fosfor akkumulert i filtermaterialet i et naturbasert renseanlegg representerer en verdifull ressurs som bør tilbakeføres til landbruksjorden. Det har vært utført flere studier angående gjødselseffekten av brukt filtermateriale (Kvarnström m.fl. 2004, Nyholm m.fl. 2005). Resultatene viste at P akkumulert i lettklinker ble brukt av planter men at dette P var noe mindre tilgjengelig enn P fra  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ . Lettklinker hadde også en god kalkningseffekt (Nyholm m.fl. 2005). I et pågående forskningsprosjekt ved Bioforsk-Jord og miljø (Recycling organic waste - effects on soil quality, plant nutrient supply and environmental impact) vil gjødslingseffekten av brukt filtermateriale studeres nærmere.

### Litteratur

Ádám, K., Krogstad, T., Suliman, F.R.D. & Jenssen, P.D. 2005. Phosphorous sorption by Filtralite-PTM - Small-scale box experiment. *J. Environ. Sci. Health* 40(6-7): 1239-1250.

Ádám, K., Søvik, A.K. & Krogstad, T. 2006. Sorption of phosphorous to Filtralite P® - The effect of different scales. *Water Res.* 40: 1143-1154.

Ádám, K., Krogstad, T., Vråle, L., Søvik, A.K. & Jenssen, P.D. 2007. Phosphorous retention in filter materials shellsand and Filtralite P® - Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecol. Engineer.* 29: 200-208.

Kvarnström, M.E., Morell, C.A.L. & Krogstad, T. 2004. Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. *Ecol. Engineer.* 22: 1-15.

Mørkved, P.T., Søvik, A.K., Kløve, B. & Bakken, L.R. 2005. Removal of nitrogen in

different wetland filter materials - use of stable nitrogen isotopes to determine factors controlling denitrification and DNRA. *Water Sci. Technol.* 51(9): 119-126.

Nyholm, A.-M., Yli-Halla, M. & Kivistö, P. 2005. Wastewater treatment in filter beds: reuse of filter material. Report, MTT Agrifood Research Finland.

Roseth, R. 2000. Shell sand: A new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health A* 35(8): 1335-1355.

Suliman, F., Futsaether, C., Oxaal, U., Haugen, L.E. & Jenssen, P. 2006. Effect of the inlet-outlet positions on the hydraulic performance of horizontal subsurface flow wetlands constructed with heterogeneous porous media. *J. Contam. Hydrol.* 87(1-2): 22-36.

Søvik, A.K. & Mørkved, P.T. 2007. Fjerning av nitrogen fra avløpsvann i ulike filtermaterialer benyttet i mindre renseanlegg. *VANN* 42(1): 3-15.

Søvik, A.K. & Kløve, B. 2005. Phosphorus retention processes in shell sand filter system treating municipal wastewater. *Ecol. Engineer.* 25: 168-182.

Søvik, A.K., French, H.K., Adam, K. & Kløve, B. 2005. Retensjon av fosfor i våtmarksfiltre og filterbedanlegg - sammenlikning av lettklinker og skjellsand som filtermateriale i laboratorietester *VANN* 40(3): 225-233.

VA-Miljøblad nr 49, 2001. Våtmarksfiltre, utførelse, behandlingsanlegg, avløp. NKF og Norvar.

Zhu, T. 1998. Phosphorus and nitrogen removal in light-weight aggregate (LWA) constructed wetlands and intermittent filter systems. Doctor Scientiarum Theses 1997:16, Norges landbrukshøgskole.

Se også informasjon om mindre avløpsanlegg på [www.avlop.no](http://www.avlop.no)