

PRIMÆRRENS

Alternative metoder for primærrensing

Innledning

Vanligvis er primærrenseanlegg basert på tradisjonell sedimentering eller finsiling. Det finnes imidlertid eksempler på bruk av mer ukonvensjonelle rensemetoder slike som lamellsedimentering og flotasjon. I tillegg er det utført FoU med systemer basert på mediafiltrering (dybdefiltrering) i såkalte grovfiltre. I dette kapittelet skal vi gi en oversikt over slike alternative metoder.

Lamellsedimentering

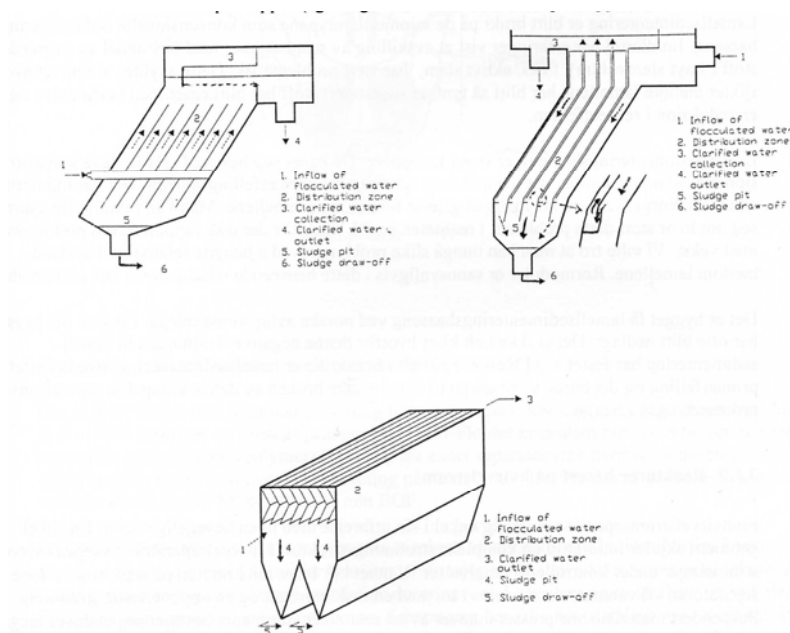
Lamellsedimentering er en spesiell versjon av den konvensjonelle sedimenteringen hvor suspensjonen strømmer mellom skråstilte plater eller rør. Slammet sedimenterer på platene og sklir nedover til en underliggende slamlomme. Hensikten med lamellene er å øke det effektive sedimenteringsarealet i forhold til arealbehovet for hele anlegget. Skråstillingen overflødiggjør slamskraper.

Lamellsedimenteringsbasseng dimensjoneres for overflatebelastningen på projisert flate og med en vinkel på platene på $50-60^\circ$ og en avstand mellom lamellene på 3-10 cm, vil anleggene bli svært kompakte med en overflate som bare utgjør 1/10 – 1/15 av hva et tradisjonelt sedimenteringsbasseng ville kreve.

Like vanlig som å benytte plater i lamellsonen er det i dag å benytte rør, gjerne sammensatt i moduler. Det kan vises at det største projiserte areal på en gitt hydraulisk diameter av røret, får man ved bruk av rør med hexagonalt tverrsnitt, sammensatt i rørpakker.

Lamellsedimenteringstanker kan bygge på tre ulike prinsipper (se figur 1)

1. Motstrømsprinsippet
2. Medstrømsprinsippet
3. Tverrstrømsprinsippet (egentlig en avart av motstrømsprinsippet)



Figur 1 De ulike prinsippene for lamellsedimentering

Motstrømsprinsippet:

Fungerer ved at slamsuspensjonen blir tilført i bunnen av lamellene og stiger oppover. Under transporten vil partiklene eller fnokker i suspensjonen sedimentere kontinuerlig. Slammet vil gli nedover på lamellene og ned i slamlommen. Slamlommen tømmes intermitterent. Effluenten trekkes av i lamellenes øvre del. Lamellenes vinkel til vertikalplanet er vanligvis 60°

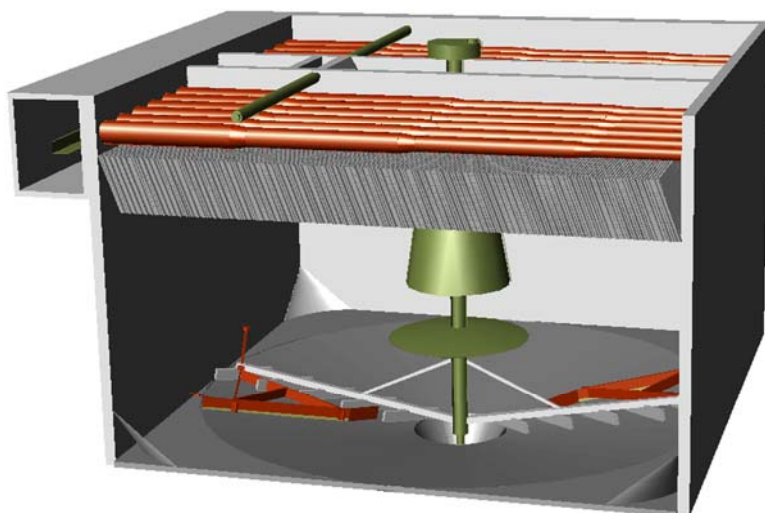
Medstrømsprinsippet:

Fungerer ved at slamsuspensjonen blir tilført i toppen av lamellene og strømmer nedover mellom lamellene. Det suspenderte materiale avsetter seg på lamellene og glir nedover slamlommen pga tyngden. Effluenten trekkes av gjennom rør, med innløp ved lamellenes nedre del, som leder vannet opp til overflaten. Lamellenes helning kan her være lavere, $35-45^\circ$.

Tverrstrømsprinsippet:

Metoden er egentlig en avart av motstrømsprinsippet. Forskjellen er at vannet blir tilført inn på tvers av vannets strømming oppover mellom lamellene. Slamsuspensjonen vil bevege seg oppover mens partiklene fra suspensjonen vil sedimentere og «gli» ned i den underliggende slamlommen. Hensikten med dette er å minske konflikten mellom strømmen av slam som skal ut mellom lamellene og strømmen av vann som skal inn mellom lamellene.

Lamellsedimentering er mest brukt på kjemisk slam. Ved primærrensing har en av bekymringene vært at man får avsetning og biofilmvekst på lamellene som ville kunne medføre et rengjøringsbehov. Lamellsedimentering er blitt brukt i utstrakt grad i anlegg basert på videregående primærrensning, dvs med koagulanttilsetning, (spesielt i Frankrike) som forbehandling for tertiærrenseanlegg. I slike tilfeller utformes bassengene oftest som en kombinasjon av et vertikalstrømningsbasseng og lamellsedimentering ved at lamellene bare brukes i øvre lag av bassenget. Sedimenteringsbassengene ved VEAS og ved Høvringen renseanlegg i Trondheim (se figur 2) er bygget på denne måten.



Figur 2 Utforming av lamellsedimenteringsbassenget ved Høvringen RA

Lamellsedimenteringsbasseng er svært kompakte. De egner seg best ved relativt lave konsentrasjoner av slam og skulle i det perspektivet egne seg godt for primærrenseanlegg. Det har imidlertid, i alle fall i Norge, vært en betydelig engstelse for vekst på lamellene.

Ved Høvringen RA i Trondheim, som benytter rørmoduler og som i dag kjøres som et primærrenseanlegg, er erfaringen at rørlamellpakkene må spyles fra tid til annen, men at det for øvrig ikke har vært driftsproblemer av betydning.

Renseanlegget ved Høvringen er det eneste kjente lamellsedimenteringsanlegg i Norge som går som primærrenseanlegg. Anlegget har kun vært i drift i kort tid og det kan være for tidlig å trekke slutninger om resultatet.

Renseresultater med lamellsedimentering for primærrensning

Renseresultater fra England (Green, P, 2004)

Det har vært vanskelig å fremskaffe renseresultater fra lamellsedimenteringsanlegg som kun har operert som primærrenseanlegg ettersom slike anlegg ikke lengre er i drift i de fleste land. Det er imidlertid skaffet til veie renseresultater fra to primærrenseanlegg i East Anglia i UK, Lowestoft RA og Caister RA. Begge disse anleggene er nå oppgraderte til sekundærrenseanlegg. Resultatene er fra ett års drift i en periode da anleggene opererte som primærrenseanlegg og er basert på et stort antall analyser. Tabell 1 viser resultater fra Lowestoft RA

Tabell 1 Resultater fra Lowestoft RA – Primærrensning basert på lamellsedimentering (Resultatene er fra ett års drift og er basert på grunnlag av 50 – 120 analyser av hver parameter på hvert rensetrinn)

Parameter	Råvann			Primærrenset			Renseeffekt (midlere)
	Ant. prøv.	Middel + st.avvik	Maks-min	Ant. prøv.	Middel + st.avvik	Maks-min	
BOF ₅	46	374 ± 132	117-677	94	303 ± 260	84-2290	19,0
KOF	122	719 ± 287	242-2630	366	575 ± 76	279-1030	20,0
SS	90	286 ± 121	57-808	64	229 ± 70	107-433	20,0
BOF ₅ , sed ¹⁾				14	220 ± 56	139-378	41,1 ²⁾

¹⁾ BOF i primærrenset vann basert på sedimentert prøve

²⁾ Potensiell renseeffekt ved sedimentering

Vi ser av resultatene at renseresultatene ikke ville ha tilfredstilt kravene til primærrensning mht suspendert stoff. Separasjonseffekten er dårligere enn det man kunne forvente fra et godt virkende konvensjonelt sedimenteringsanlegg. Det er målt på BOF₅ på sedimentert prøve i det primærrensede vannet og resultatet her viser at renseeffektpotensialet ved sedimentering er langt høyere enn hva dette anlegget klarer å levere. Det foreligger ingen opplysninger mht hva som er årsaken til det dårlige renseresultatet – spesielt mht SS.

I tabell 2 er vist renseresultater fra Caister RA. Dette er et mindre renseanlegg og datagrunnlaget er noe mindre, men likevel betydelig bortsett fra innløpsprøver mht SS – hvor det kun er én.

Tabell 2 Resultater fra Caister RA – Primærrensning basert på lamellsedimentering

Parameter	Råvann			Primærrenset			Renseeffekt (midlere)
	Ant. prøv.	Middel $\pm$ st.avvik	Maks-min	Ant. prøv.	Middel $\pm$ st.avvik	Maks-min	
BOF ₅	12	194 $\pm$ 85	103-392	44	120 $\pm$ 55	84-2290	38,1
KOF	12	490 $\pm$ 221	265-1028	49	383 $\pm$ 302	279-1030	21,8
SS	1	240 ¹⁾	241 ¹	49	133 $\pm$ 50	34-377	44,6 ²⁾

¹⁾ Kun én prøve på innløpet

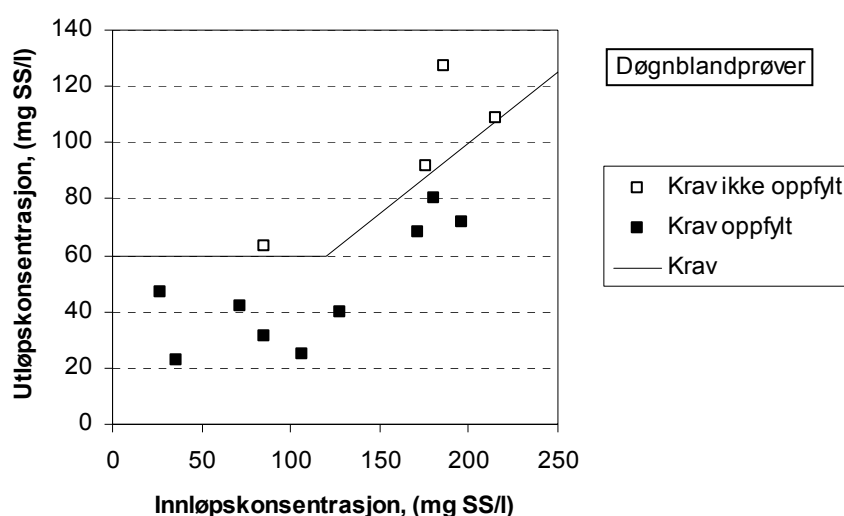
²⁾ Basert på kun én prøve på innløpet

Vi ser at dette anlegget sannsynligvis ville klare (eller være i nærheten av å klare) kravene til primærrensing. Renseeffekten for SS er riktignok i middel under 50 % men dette er basert på kun én innløpsprøve.

Renseresultater fra Høvringen RA

Prosjekt 13 i PRIMÆRRENS omhandler Høvringen RA og en mer detaljert beskrivelse av resultatene derfra vil bli tatt hensyn til i sluttrapporten (Helness, 2004).

I figur 3 og 4 er imidlertid døgnprøveresultatene for de prøvedøgn som til nå (10.12.04) er gjennomførte ved Høvringen RA tatt med.

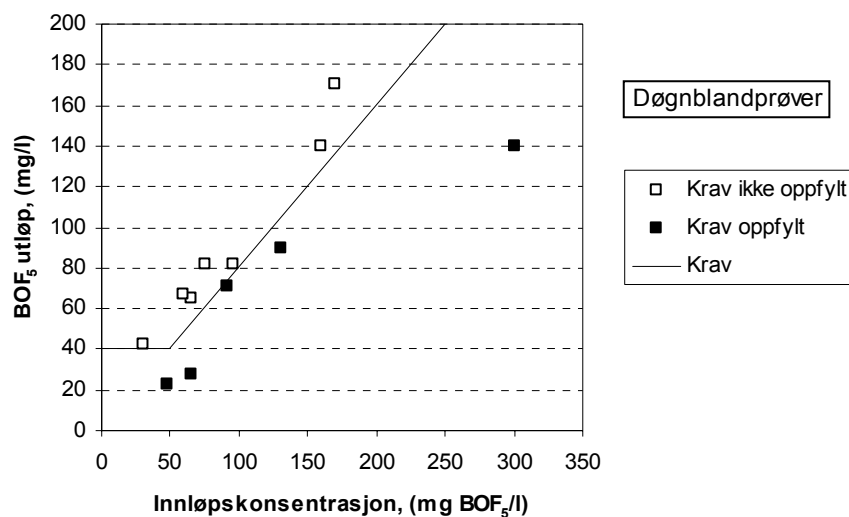


Figur 3. Utløpskonsentrasjon av SS plottet mot innløpskonsentrasjon av SS.

Resultatene inkluderer eksisterende data fra Trondheim kommune og prøver analysert i prosjektet. Primærrensekravet er vist med hel linje.

Resultatene i figur 3 viser at primærrensekravet (60 mg SS/l eller 50 % renseeffekt) ikke oppfylles i 4 av 13 prøver, men vi ser at overskridelsene for 3 av de fire prøvene er svært små..

Resultatene for BOF₅ er vist i figur 2 nedenfor.



Figur 4. Utløpskonsentrasjon av BOD₅ plottet mot innløpskonsentrasjon av BOD₅. Resultatene inkluderer eksisterende data fra Trondheim kommune og prøver analysert i prosjektet. Primærrensekravet er vist med hel linje.

Resultatene i figur 4 viser at primærrensekravet (40 mg BOD₅/l eller 20 % renseeffekt) ikke oppfylles i hele 7 av 12 prøver.

Når det gjelder ytterligere analyse av resultatene fra Høvringen RA, vises det til rapportnotatet fra prosjekt 13.

De foreløpige resultatene viser imidlertid at primærrensekravene ikke nødvendigvis er enkle å klare selv i moderne sedimenteringsbasseng

Flotasjon

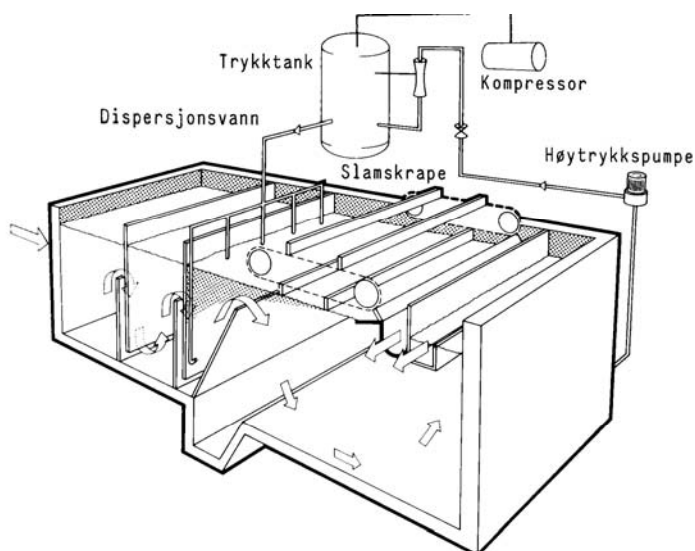
Flotasjon er en separasjonsprosess der et stoff i fast form eller som væske, separeres fra en væskefase ved at stoffet stiger til overflaten i væsken. Flotasjon kommer i stand enten ved at stoffet som skal skilles ut har lavere spesifikk vekt enn væskefasen eller at væskefasen tilsettes luft/gass som genererer bobler som igjen hefter seg til partiklene som skal separeres ut. Den første formen, som går under navnet naturlig flotasjon, er prosessmessig det samme som sedimentering, bare med den forskjell at egenvekten til stoffet er lavere enn væsken. Naturlig flotasjon brukes ved avskilling av fett, olje og bensin fra vann.

Normalt blir imidlertid begrepet flotasjon i renseteknikken brukt om en prosess der gassbobler som stadig produseres, hefter seg til de suspenderte partikler en ønsker å separere og fører disse med seg til overflaten, der det suspenderte stoffet kan skrapes av. Måten boblene dannes og tilsettes vannet på gir opphav til ulike flotasjons-prinsipper: Dispergert luftflotasjon; Elektrolytisk flotasjon; Løst-luft-vakuum flotasjon; Løst-luft-trykk flotasjon og Biologisk flotasjon

Det er løst-luft-trykk flotasjon som er det dominerende prinsippet i flotasjonsanlegg for vann- og avløpsbehandling. Metoden går ut på at vannet trykkes, noe som (i henhold til Henry's lov) muliggjør en større oppløsning av luft i vannet enn ved atmosfærisk trykk. Når trykket senere avlastes i en dyse/reduksjonsventil, kan vannet som luften er løst i (dispersjonsvannet) ikke lenger holde på den store mengden av luft, og frigjør denne gjennom en strøm av ørsmå (30-50 μm) bobler. I anlegg basert på løst-luft-trykk flotasjon, kan dette oppnås på tre forskjellige måter:

- Hele vannmengden trykkes
- En delstrøm av vannmengden trykkes
- En resirkulert delstrøm trykkes

De aller fleste anlegg bygget for kommunale renseanlegg bygger på at en resirkulert delstrøm trykkes, se figur 5.



Figur 5 Oppbygningen av et flotasjonsanlegg basert på løst-luft-trykk flotasjon

Renset vann pumpes ved hjelp av en høytrykkspumpe til en trykktank (typisk trykk 500 atm) som det også føres luft til ved hjelp av en kompressor. Dette resirkulerte vannet kalles dispersjonsvannet. Luft løses i vannet som videreføres til vannet som skal behandles via dyser/trykkreduksjonsventiler som er plasserte ved bunnen av bassenget – der vannet kommer inn. Luftbobler frigjøres når trykket blir redusert, fester seg til partikler i vannet boble/partikkelkomplekset stiger til overflaten hvor det blir liggende som et slamteppe inntil det skrapes av. Det er en fordel at boblene som blir produsert er så små som mulig, dette gir en større kontaktflate mellom boblene og slampartiklene. For å oppnå et godt flotasjonsresultat, kreves en god innblanding av dispersjonen i vannet og det er utviklet egne dyser for å få god innblanding av luftbobler og vann. I enkelte tilfeller benyttes enkle reduksjonsventiler.

Jo mindre luftboblene er, jo større blir kontaktflate mellom boblene og partiklene. Boblestørrelsen er avhengig av både metningstrykket og pH. Normalt benyttes et overtrykk på 400 - 600 kPa (4 - 6 bar). Luftmetningsgraden er normalt i området 50 - 90 % og resirkulert dispersjonsvannmengde 10 - 40 % av innkommende vannmengde

Flotasjonsbasseng dimensjoneres vanligvis for en overflatebelastning på 5-10 m/h og bassengdypet er vanligvis 2-2,5 m som gir en oppholdstid i området 10 - 40 min. Dette betyr at flotasjon blir en svært kompakt prosess i forhold til konvensjonell sedimentering og den krever bare 20-30 % av bassengarealet i forhold til et konvensjonelt sedimenteringsbasseng, samtidig som tørrstoffinnholdet i slammet blir relativt høyt (4 - 6 %). I den senere tid er det utviklet høybelastede flotasjonsbasseng (lamellflotasjon og luftteppeflotasjon) som har operert med overflatebelastninger helt opp til 20-30 m/h.

Flotasjonsbassengene kan både være rektangulære og sirkulære. De rektangulære bassengene er dispersjonsmunnstykkene plassert nær bunnen ved innløpet i bassenget, se figur 5, mens dispersjonsluften i runde bassenger normalt tilsettes i en sentrumssylinder. I figur 6 er vist bilder fra et rundt flotasjonsanlegg (type Muslingen).



Figur 6 Eksempel på utforming av rundt flotasjonsanlegg (type Muslingen)

Flotasjonsbasseng er også normalt utstyr med bunnskraper fordi det viser seg at en del slam alltid vil sedimentere.

Kan flotasjon benyttes til primærrensing?

Flotasjon brukes i hovedsak i kombinasjon med kjemisk forbehandling, f.eks. i primærfellingsanlegg (f.eks. Heistad RA), i biologisk/kjemiske biofilm anlegg (f. eks Gardermoen RA, Nordre Follo RA, Vass RA, Sjølunda RA i Malmø) og i rene etterfellingsanlegg. Flotasjon er imidlertid også benyttet til fortykning av slam og vi ser ingen grunn til at metoden også skulle kunne benyttes til primærrensning – men mest sannsynlig må det forutsettes at metoden krever tilsetning av en koagulant (f.eks. polymer).

Årsaken til at bruk av koagulant er viktig og sannsynligvis en forutsetning, er at det virker fra støtende krefter mellom bobler og partikler – som begge er negativt ladet. Koagulanten har til formål å ladningsnøytralisere slik at bobler og partikler kan komme nærmere hverandre og koagulere. Dersom man skal klare seg uten metallisk fellingsmiddel og kun bruke polymer, bør polymeren være av kationisk type. Et alternativ er å bruke en lav dose av fellingsmiddel i kombinasjon med en kationisk polymer.

En svært viktig parameter i forbindelse med bruk av flotasjon i avløpsrensingen, er luft/tørrestoff-forholdet. Dette forholdet sier hvor mye luft som må genereres per mengde suspendert stoff som skal separeres.

L/S-forholdet (g Luft/g SS) kan beregnes på grunnlag av følgende ligning:

$$\frac{A}{S} = \frac{1.3S_a(fP-1)R}{C_{ss}Q}$$

der:

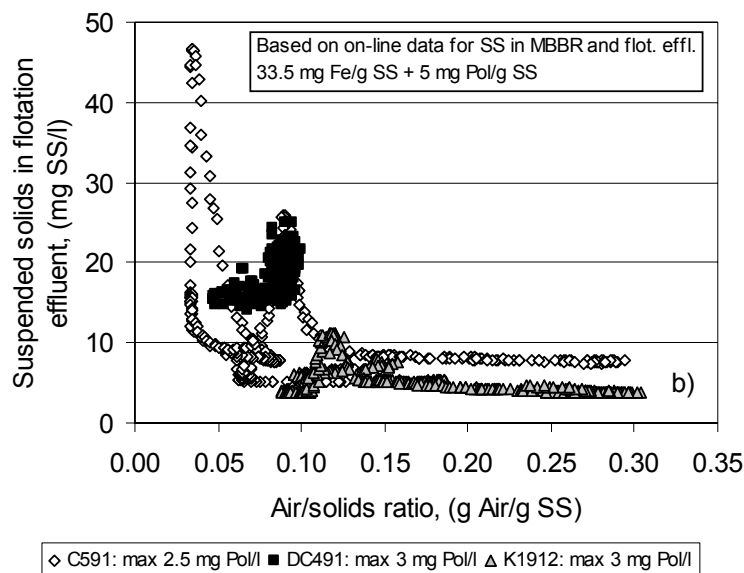
S_a	= løseligheten av luft (ml/l)
f	= andel av luft oppløst ved trykk P
P	= trykk (atm)
	= $\frac{p + 101.35}{101.35}$
p	= målt trykk (kPa)
R	= dispersjonsvannmengde (m ³ /h)
Q	= tilført vannmengde (m ³ /h)
C_{ss}	= suspendert stoff konsentrasjon (mg/l)

Normalt ligger f i området 0.5 - 0.8 og man kan bruke 0.7 i overslagsberegninger. Konstanten 1,3 i ligningen er tettheten av luft (mg/ml).

Vanligvis bør luft/tørrestoff-forholdet være i området 0,02 – 0,07 på vektbasis. Figur 7, som stammer fra pilotforsøk ved Ladehamneren RA i Trondheim understøtter dette, men viser samtidig at polymertype og –dosering kan innvirke på dette.

Tilførselen av luft er avhengig av trykksettingen og resirkulasjonsforholdet. I praksis er det resirkuleringsforholdet vi regulerer. Dette må være høyere jo høyere konsentrasjonen av suspendert stoff i råvannet er. Ved bruk av flotasjon for primærrensning er det ikke usannsynlig at man vil måtte opp i resirkuleringsgrad på over 20 % (25-35 %) for å oppnå et L/S-forhold på 0,1 eller over – som man bør dimensjonere for.

Tilførselen av luft er avhengig av trykksettingen og resirkulasjonsforholdet. I praksis er det resirkuleringsforholdet vi regulerer. Dette må være høyere jo høyere konsentrasjonen av suspendert stoff i råvannet er. Ved bruk av flotasjon for primærrensning er det ikke usannsynlig at man vil måtte opp i resirkuleringsgrad på over 20 % (20-30 %)



Figur 7. Suspendert stoff i utløpet fra flotasjonsbassenget som funksjon av luft/vann forholdet ved pilot forsøk av en høybelastet biologisk/kjemisk prosess ved Ladehamneren RA i Trondheim (Helness et al, 2004)

Forsøkene i Trondheim gjaldt en høybelastet biologisk kjemisk prosess, men ettersom slammets karakteristika i stor grad kan sammenlignes med det man kan forvente å få ved jern/polymer koagulering av råvann i et primærrenseanlegg, skal vi se litt nærmere på erfaringene fra disse forsøkene.

Ved analyse av resultatene fra Trondheim-forsøkene fant man at de tre viktigste parametrene som influerte på renseresultatet var L/S-forholdet, polymer-dosen og innholdet av løst organisk stoff. I hvilken grad den siste parameteren vil influere på et primærrenseanlegg er ikke klart, men det er ikke urimelig at innholdet av løst organisk stoff i råvannet vil influere. I Trondheimsforsøkene ble jern- og polymerdosen styrt av SS-innholdet inn til flotasjonstanken og man kom fram til at en dosering på 33.5 mg Fe/g SS and 5 mg Pol/g SS gav et godt resultat. Uten jern må man anta at nødvendig polymerdose er minst det dobbelte av dette.

Overfører vi erfaringene fra Trondheimsforsøkene til primærrensning med flotasjon, er det grunn til å anta at polymerdosen må være minst dobbelt så høy, dvs ca 10 mg polymer/mg SS. Dersom man i middel har 200 mg SS/l i råvannet ville dette tilsvare en polymerdose i middel på 2 mg polymer/l.

Renseresultater for primærrensning med flotasjon

Det har ikke vært lett å finne referanser til primærrenseanlegg som går med flotasjon, I tabell 2 er det gitt oversikt over driftsdata for to tyske anlegg

Tabell 2 Driftsdata for to tyske primærrensetrinn basert på flotasjon

Parameter	Anlegg med primærrensning basert på flotasjon	
	Lauenburg (D)	Plön (D)
Q_{dim} (m ³ /h)	250	800
Overflatebelastning (m/h)	3,5	3,5
Slamoverflatebelastning (kg/m ² h)	0,7 – 1,75	0,5 - 0,7
Resirkuleringsforhold (%)	10-20	10
Driftstrykk på dispersjon (atm)	4,5	4,5
Forbehandling	Polymertilsetting	Ingen
Dosering koagulant (mg/l)	0,7-1,0	Ingen
Renseresultat		
BOF ₅	40-50 % reduksjon	40 % reduksjon
SS _{inn}	200-500	150-200
SS _{ut}	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
Tørrestoff i slam (%)	5-10	4-5
Energiforbruk (kWh/m ³ behandlet vann)	1,27	0,85

Vi kan legge merke til at anlegget i Plön ble drevet uten koagulant-tilsetting mens anlegget i Lauenburg ble drevet med en lav polymerdose (0,7-1,0 mg/l).

Det er dessverre ikke mye data tilgjengelig angående renseresultatet men renseeffekten som er oppgitt for organisk stoff (ca 40 % mht BOF₅) tilsier at man med de driftsbetingelsene som er angitt ville klart primærrensekravene.

Ødegaard (2001) har rapportert om resultater fra 5 norske kjemiske anlegg som bruker flotasjon (alle basert på Muslingen anlegget). Dette er anlegg med tilsetting av metallisk fellingsmiddel og de oppviser renseeffekter som man kan forvente av kjemiske anlegg

Tabell 3. Midlere renseresultater fra 5 kjemiske anlegg (av type Muslingen) basert på flotasjon (Verdiene i klammer er maksimal verdier)(Ødegaard, 2001)

Anlegg	Overflate belastn. (m/h)	Tot P Inn (mg/l)	Tot P Ut (mg/l)	Tot P %	COD (TOC) Inn (mg/l)	COD (TOC) Ut (mg/l)	COD (TOC) %
A	1.9 (4,0)	5,9 (9,3)	0.12 (0,42)	98.0	337 (710)	62 (120)	81.6
B	4.2 (8.7)	4,6 (7,3)	0.21 (0.59)	95.4	109 (190)	8.9 (15.3)	91.8
C	1.9 (6.9)	4.4 (7.6)	0.10 (0.34)	97.7	343 (643)	97 (151)	71.7
D	4.6 (7.3)	4.6 (7.3)	0.38 (1.63)	91.7	93 (180)	28 (58)	69.9
E	4.4 (6.6)	1.9 (2,7)	0.06 (0.07)	96.8	119 (167)	30 (30)	74.8

Grovfiltrering

Partikkelseparering ved media/dybdefiltrering foregår i vannrenseteknikken vanligvis ved at vannet strømmer gjennom en filtertank fylt med et granulært medium i en dybde på 0,5-2 m. Selv om man valgte grove filterkorn (1-2 mm) ville et slikt filter ikke kunne benyttes for primærrensing ettersom et stort falltap ville bygge seg opp i løpet av kort tid pga av gjentetting av porene i filteret, selv ved moderate filterhastigheter.

Grovfiltrering er en alternativ metode for primærrensing der filtermediet består av elementer med stort hulrom slik at lagringskapasiteten i hulrommene blir stor og falltapet lite selv ved høye filterhastigheter. Det har blitt arbeidet med metoden ved NTNU i løpet av det senere år (Liao, 2001, Liao and Ødegaard, 2002, Ødegaard et al, 1998, 2002). Man har da benyttet som filtermedium det bæremateriale for biofilm som benyttes i Kaldnesprosessen, eller modifikasjoner av dette bærematerialet.

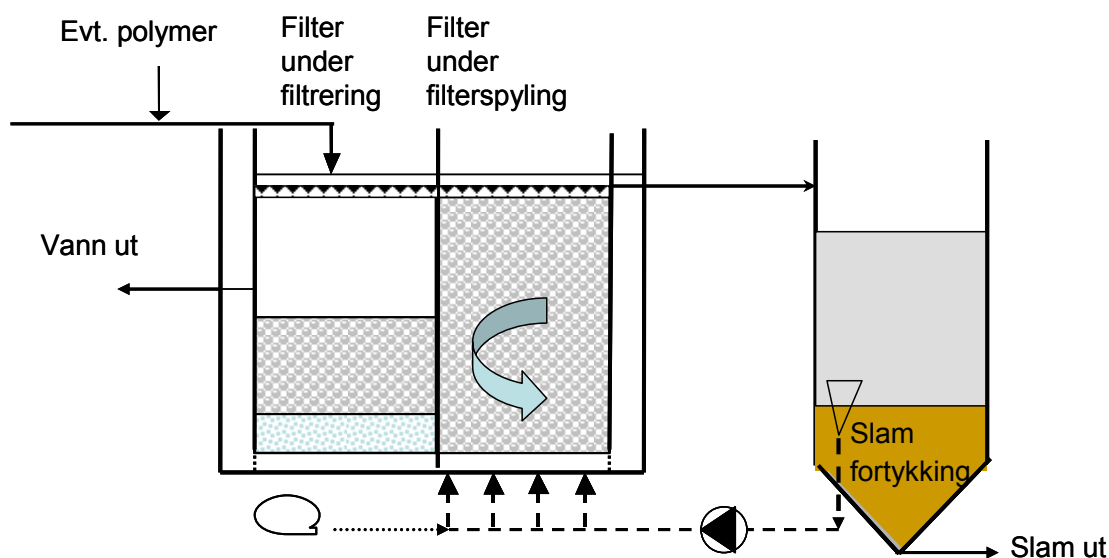
Vannet strømmer enten nedstrøms eller oppstrøms gjennom filtersengen og slam avsattes i hulrommene i filtersengen som utgjøres av sylinderformede plastelementer.

Separasjonsmekanismene er ikke de samme som ved sandfiltrering. Sannsynligvis er sedimentering den dominerende separasjonsmekanismen. Etter hvert som slam fanges inn i hulromsstrukturen i filtersengen, bidrar sikkert også flokkulering og adsorpsjon til at partikler separeres.

Forsøkene har vist at man ved så høye filterbelastninger som 20-30 m/h har kunnet komme opp i renseeffekter mht suspendert stoff på >65 % uten tilsetning av koagulant og > 85 % ved tilsetning av små mengder koagulant. Dette er såpass interessante resultater at vi skal ta med en beskrivelse av metoden her selv om den fortsatt må sies å befinne deg på forsøksstadiet. Det er f.eks. fortsatt ikke bygget noe full-skala anlegg basert på metoden.

Beskrivelse av et grovfilteranlegg

Ettersom det ennå ikke er bygget noe grovfilteranlegg, blir beskrivelsen av hvordan et anlegg ville bygges opp tentativ. I figur 8 er en mulig oppbygging anskueliggjort.

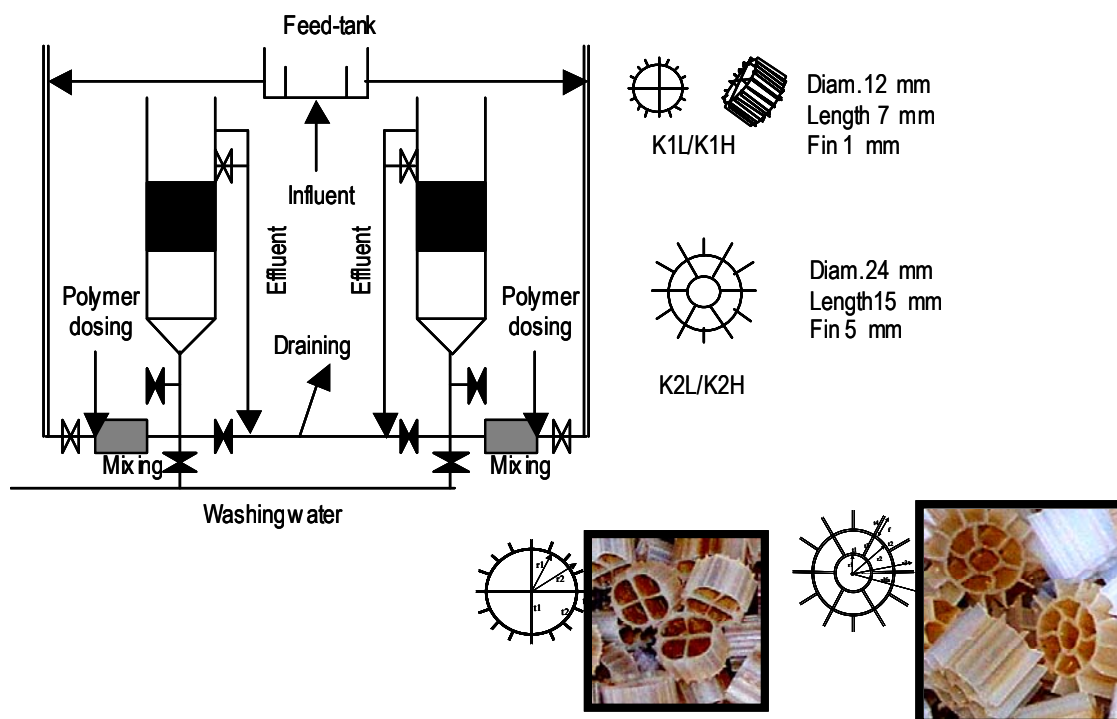


Figur 8. Prinsipiell oppbygning av et grovfilteranlegg

Avløpsvannet tilføres filteranlegget etter forbehandling (rist og sandfang – evt. grovsil). Anlegget må ha minst to filtertanker i parallell. I figur 6 anskueliggjøres to driftssituasjoner. I det første filteret ser man den normale driftssituasjonen hvor vannet passerer (her nedstrøms) gjennom filtersengen og gjennom en filterbunn før det ledes ut via en utløpskanal. Vann-nivået over filtermediet bestemmes av overløpet i utløpskanalen. Etter hvert som filtreringen skrider frem og slam avsettes i filtersengen, øker falltapet, noe som viser seg ved at vann-nivået over filtersengen vil øke. Når vannspeilet (dvs falltapet) har nådd et visst forutbestemt nivå, må filteret tas ut av produksjon og rengjøres. Det er hovedårsaken til at man må ha minst to filter i serie.

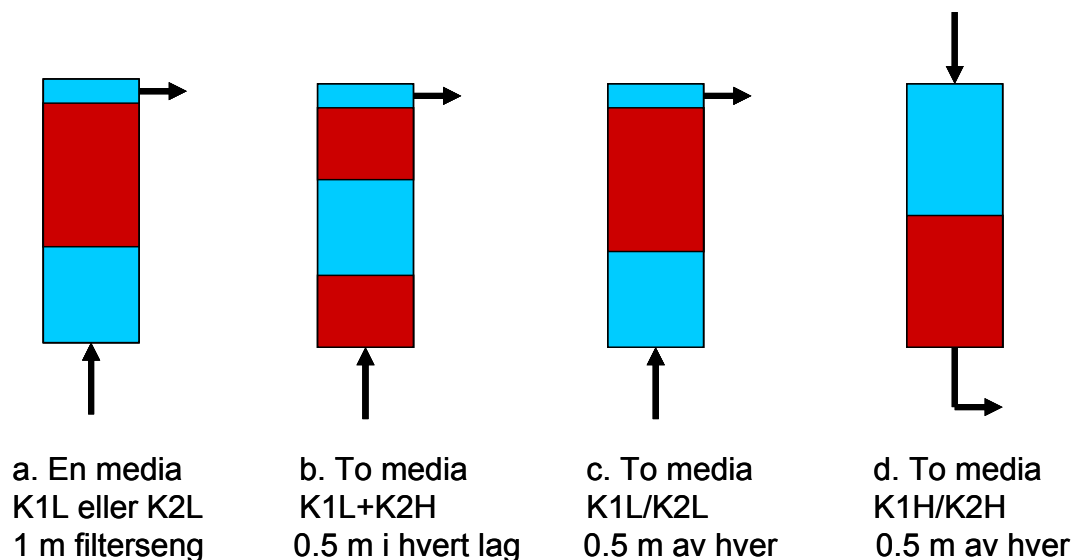
Filteret rengjøres ved at man først blåser inn luft. Dette vil fluidisere filtermediet og turbulensen vil bidra til å frigjøre det avsatte slammet fra filtermediet og hulrommene i dette. Etter en viss tids lufting, pumpes det inn vann nedenfra med en hastighet som gjør at mediet akkurat fluidiserer mens slammet følger med vannet ut via silrør. Som spylevann kan brukes rent vann eller slamseparert spylevann fra forrige vaskesyklus oppsamlet i en spylevannstank – som antydnet i figuren. I denne tanken får slammet i slamvannet/spylevannet sedimentere mellom spylesyklusene og vannfasen brukes som spylevann i neste runde. Før vannfasen benyttes til dette, tappes fortykket slam ut til slambehandling

I de forsøkene som er utført ved NTNU har man prøvet ut ulike filtermedier, ulike filterkonfigurasjoner og ulike strømningsretninger. Dette er anskueliggjort i figur 7. I de fleste forsøk benyttet man Kaldnes bæremedium for biofilm av type K1 eller K2 eller modifikasjoner av disse, se figur 9.



Figur 9. Oppbygningen av forsøksanlegget med to parallelle filterkollonner samt utforming og dimensjoner på bærematerialet (Kaldnes K1 og K2) som ble benyttet som filtermedium

Det ble gjort forsøk med ulike filterkonfigurasjoner, anskueliggjort i figur 10. Kaldnes biofilm medier K1 og K2 er normalt laget i polyetylen (tetthet ca $0,96 \text{ g/cm}^3$) som flyter – her kalt K1L og K2L).



Figur 10. Filterkonfigurasjoner som ble utprøvet i pilotforsøk ved Ladehamneren RA

Det ble derfor først kjørt forsøk med oppstrøms en media filter som vist i konfigurasjon a. Både det mindre K1 mediet og det større K2 mediet ble forsøkt. Man fikk også laget de to mediene i en tynne plast (PVC med tetthet $1,45 \text{ g/cm}^3$) som ikke fløt (her kalt K1H og K2H). Gjennom filterkonfigurasjon b ble det kjørt forsøk med oppstrøms filtrering hvor vannet møtte det groveste laget først (K2H) og det finere mediet (K1L) etterpå. Så ble det kjørt forsøk med konfigurasjon c der man etablerte et flytende to-media filter hvor det skjedde en betydelig blanding av lagene. Og endelig ble det kjørt forsøk med et to media tungt filter hvor K1H i hovedsak la seg under K2H etter filterspyling slik at vi fikk etablert et grov til fint filter i strømningsretningen. Det var imidlertid også her en stor grad av blanding mellom de to mediene av ulik størrelse.

For alle filterkonfigurasjonene ble det gjort forsøk både uten og med koagulant tilsetning. Koagulanten som ble brukt var en kationisk polyakrylamid polymer (Floerger, FO4440SH) som ble tilsatt i en innblandingsenhet direkte før vannet ble ført inn i filterkollonene. Det ble kjørt forsøk med tre filterhastigheter; 10, 20 og 30 m/h

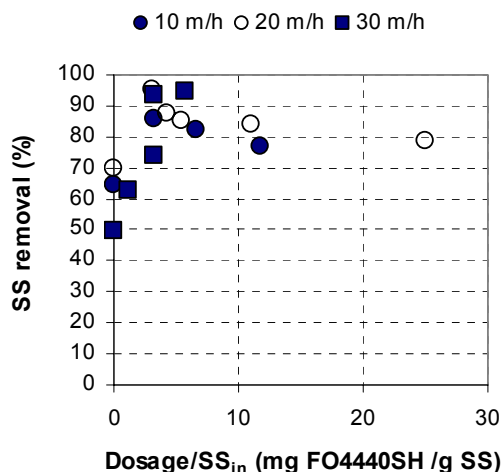
Forsøkene ble gjennomførte ved Ladehamneren RA i Trondheim som har et uvanlig konsentrert avløpsvann særlig pga stor andel av vann fra næringsmiddelindustri. Midlere sammensetning av hhv SS og KOF i forsøksperioden var $246 \pm 73 \text{ mg SS/l}$ og $458 \pm 135 \text{ mg KOF/l}$.

Man undersøkte ulike vaskeprosedyrer, men de fleste forsøkene ble kjørt med en to-steps vasking bestående av kraftig lufting i 3-5 min etterfulgt av utdrenering av slamvann. Deretter fulgte en kombinert luft og vann vasking med vaskevannet drenert ut fra toppen av filteret. I disse forsøkene ble springvann brukt som vaskevann (Liao and Ødegaard, 2002).

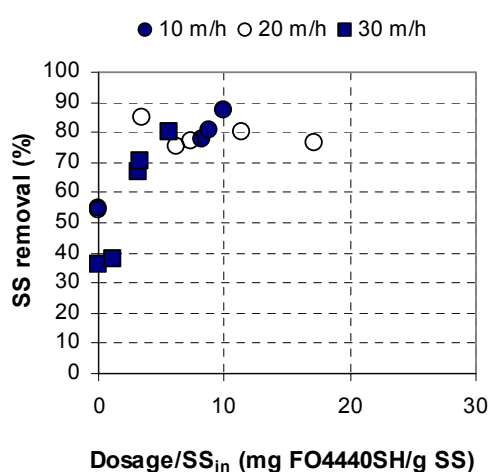
Resultater fra forsøk med grovfiltrering ved NTNU

Forsøk med oppstrøms flytende en media filtre

Figur 11 viser rensresultatene mht SS-fjerning for de to flytende en-media filtrene og figur 12 viser det spesifikke falltapet (Liao and Ødegaard, 2001)



Figur 11a. SS fjerning i K1L filteret



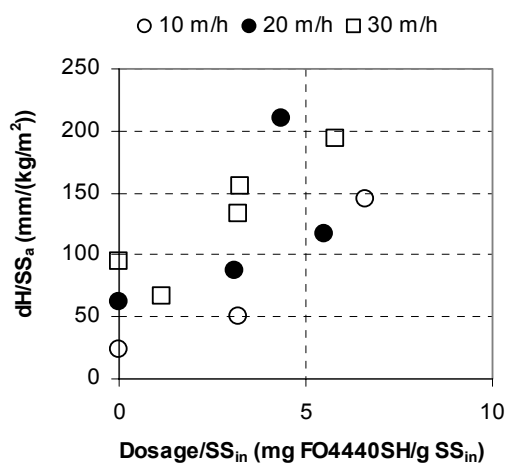
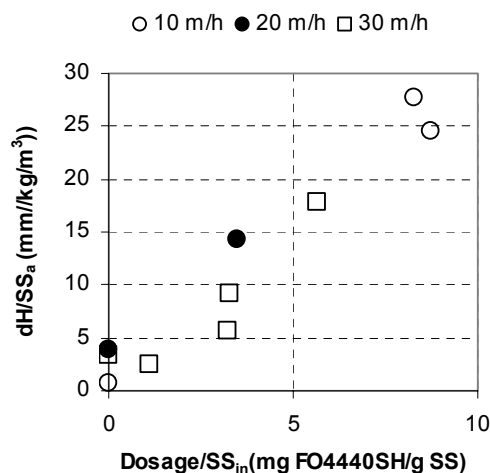
Figur 11b. SS fjerning i K2L filteret

Vi ser at K1L filteret fjerner mer enn 60 % av det suspenderte stoffet uten bruk av polymer når filterhastigheten var 20 m/h eller lavere. I det grovere K2L filteret måtte man ned i 10 m/h for å nå mer enn 50 % SS-fjerning. Vi ser imidlertid at en relativt lav polymerdosering (> 5 mg polymer/g SS_{råvann}), førte til en renseseffekt mht SS på over 70 % i begge filtre selv ved filterhastigheter så høye som 30 m/h. De fleste resultater lå over 80 % SS-fjerning (enkelte ganger over 90 %). Disse resultatene ble oppnådd ved en polymerdosering så lav som 5 mg polymer/g SS_{inn} som tilsvarer kun 1 mg/l ved 200 mg SS/l, noe som demonstrerer et meget lavt kjemikalieforbruk.

Mest overraskende er det muligens at filterhastigheten har såpass liten betydning. Dette må være forårsaket av at polymeren fører til sterke bindinger mellom filtermaterialet og det slammet som separeres.

Både filterhastigheten og polymerbruken har imidlertid stor innflytelse på falltapet i filteret, som demonstrert i figur 12. Her er spesifikt falltap gitt, dvs falltapet (i mm) per mengde slam avsatt (i kg SS/m² gjennomstrømningsareal).

Hensikten med K1L + K2H filteret var at den grove K2H filterdelen skulle akkumulere så mye som mulig av slammet mens den finere K1H delen skulle sikre renseseffekten best mulig. Figur 12b viser at man oppnådde meget lavt falltap med denne filterkonfigurasjonen og at renseseffekten lå om lag på det samme nivå som man tidligere hadde erfart med K1L filteret. Man opplevde imidlertid en blanding av mediene etter vasking. Noe av det lette K1L mediet ble innfanget i det større og tyngre K2H mediet. Ettersom både renseseffekt og falltapsutvikling var gunstig for denne filterkonfigurasjonen, besluttet man å prøve å utnytte blandingen av mediene i K1L/K2L filteret som ble et oppstrøms flytende filter og K1H/K2H som da ble et nedstrøms synkende filter.

Figur 12a dH/SS_a i K1L filteretFigur 12b dH/SS_a i K2L filteret

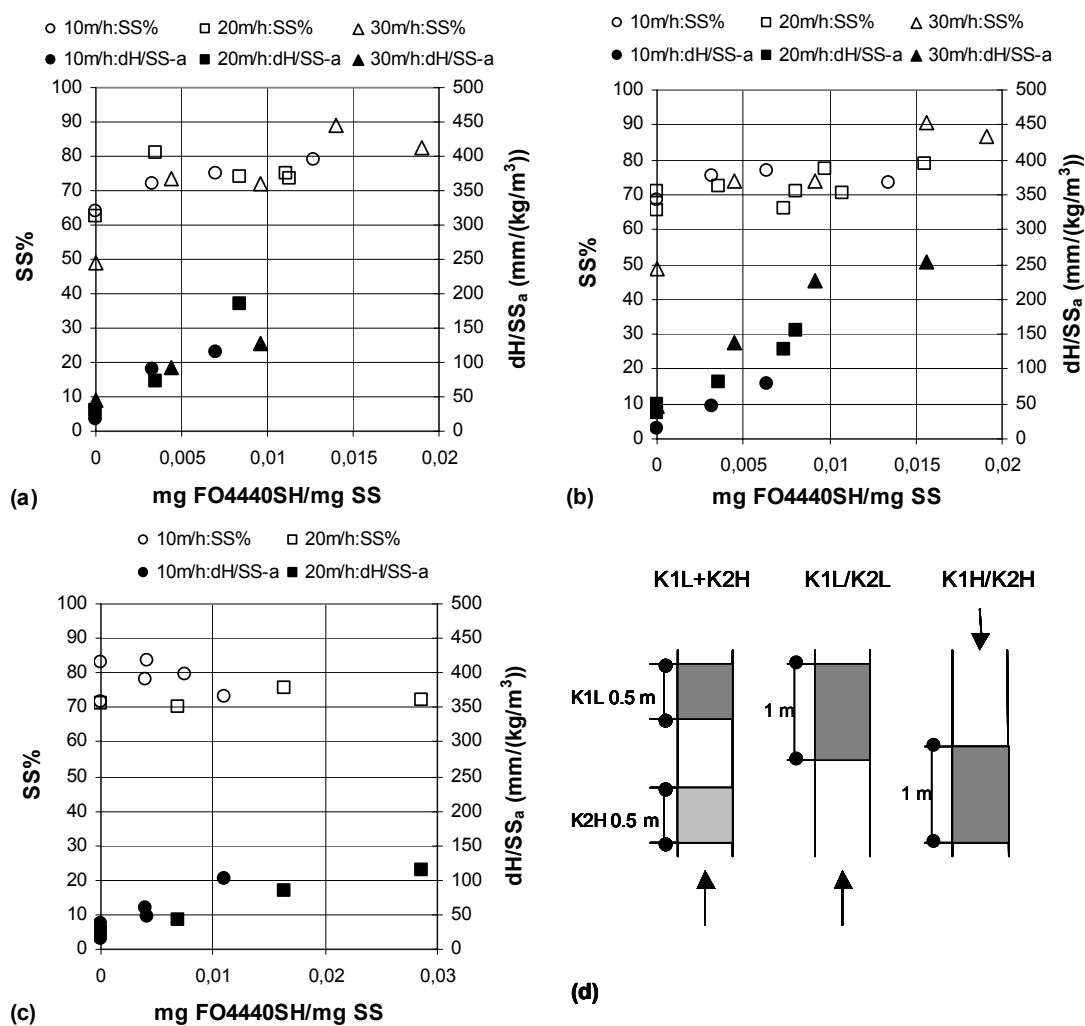
Vi ser at det spesifikke falltapet øker tilnærmet lineært med økende dosering av polymer og at falltapet ved høy filterhastighet ligger høyere enn ved lav filterhastighet – i overensstemmelse med hva man skulle forvente ut fra teorien. Vi ser også at falltapet er svært mye lavere i det grovere K2L filteret – bare 1/10 av hva det var i K1L filteret. Denne erkjennelsen førte til at man satte i gang undersøkelser av filterkonfigurasjoner der poreåpningen i filteret gikk fra grov til fin i filtreringsretningen. Dette mente man kunne gi en gunstig falltapsutvikling samtidig med en større slamlagring i filteret i løpet av en syklus.

I figur 13 har man summert opp resultater fra alle disse filterkonfigurasjonene (b-d) hvor både renseeffekten mht SS og spesifikk falltap er gitt. Merk at benevnelsen på det spesifikke falltapet her er mm/kg SS/m³. Det vil si at slammengden er relatert til filtervolumet i stedet for gjennomstrømningsarealet. Dette synes mer logisk, men gir samme verdier så lenge filterdybden var på 1 m.

Vi ser av figurene at rensresultatene var på omlag samme nivå mht SS-fjerning i de tre filtrene. Renseeffekten uten polymer var dog best i K1H/K2H-filteret som bare ble kjørt med 10 og 20 m/h filterhastighet. Forskjellen mellom de tre filtrene ligger først og fremst på falltapsutviklingen som er klart last for K1H/K2H filteret.

I de flytende filtrene vil man trenge en eller annen form for sil over filteret for å holde filtermediet på plass. I K1H/K2H filteret er dette ikke nødvendig i selve filtertanken ettersom oppstrømhastigheten ved normal drift ikke fluidiserer filtermediet. Man må likevel ha silavdrag (f.eks. som silrør) for å hindre at medium blir dradd med under avdrag av slamvann etter filterspyling.

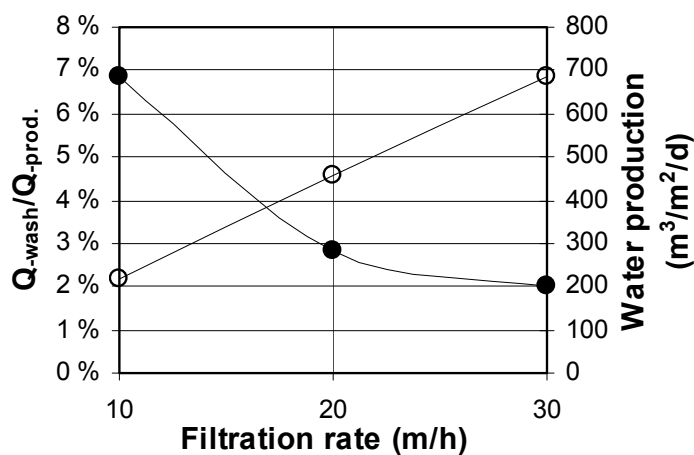
På bakgrunn av disse forsøkene virker som om et nedstrøms tomedia filter med K2H øverst og K1H nederst var den beste av de filterkonfigurasjonene som ble utprøvet. Kan fikk imidlertid betydelig blanding av de to mediene og det kan være et potensial for forbedring å lage et K1 medium med tetthet som ligger mellom den for polyetylen og den for PVC. Det kan også bære et potensial i optimalisering av utformingen av mediet.



Figur 13. SS-fjerning (%) og spesifikt falltap (mm/kg SS/m³) i (a) K1L+K2H filteret, (b) K1L/K2L filteret og (c) K1H/K2H filteret

Det ligger også et forbedringspotensial i vaskeprosedyren. For å studere hvordan man kan minimalisere vaskevannsforbruket er det gjort en analyse med utgangspunkt i et vann med SS_{inn} på 300 mg SS/l, optimal polymerdose (5 g polymer/g SS – det vil si 1,5 mg/l) og en filtreringshastighet i området 10-30 m/h, se figur 12.

Dersom man tar utgangspunkt i et akseptabelt falltap på 1m (som i forsøkene) kan man beregne relativt spylevannsforbruk ($Q_{\text{spylevann}}/Q_{\text{renset vann}}$) og vannproduksjon ($\text{m}^3/\text{m}^2_{\text{filterareal}} \cdot \text{d}$) som funksjon av filterhastighet (se figur 14). Selv om denne figuren viser at man både for høyest vannproduksjon og lavest relativ vaskevannsmengde ved 30 m/h, tilsier en totalvurdering at dimensjonerende filterhastighet bør ligge på ca 20 m/h.



Figur 14. Relativt spylevannsforbruk ($Q_{\text{spylevann}}/Q_{\text{renset vann}}$) og vannproduksjon ($\text{m}^3/\text{m}^2_{\text{filterareal}}\cdot\text{d}$) som funksjon av filterhastighet

Oppsummering grovfiltrering

Det er viktig å presisere at grovfiltrering ikke er en etablert metode for primærrensing men både de forsøksresultater som er frembrakt ved NTNU og de kostnadsberegninger som er gjort gjennom PRIMÆRRENS skulle tilsi at dette kan bli en meget interessant metode.

For å kunne avgjøre det, trengs det demonstrasjonsforsøk i full skala

Konklusjoner

Av gjennomgangen over, kan man trekke følgende konklusjoner :

1. Alle de tre nevnte metodene kan være aktuelle alternativer for å oppnå primærrensing, men som ved de tradisjonelle metodene kan det bli nødvendig å ta i bruk koagulant-tilsetning (primært i form av en kationisk polymer) for å være sikker på å nå primærrensekravene til enhver tid.
2. De alternative metodene synes å ha mer for seg jo større anleggene blir, noe som også underbygges av den kostnadsanalysen som er gjort.
3. Den minst etablerte av metodene, grovfiltrering, er også den som kan synes å ha størst potensial for primærrensing ettersom forsøksresultatene som er dokumenterte her, viser at primærrensekravene sannsynligvis vil kunne oppnås uten kjemikalietilsetning. Resultatene viser også at betydelig bedre resultater kan oppnås med en lav dose polymer selv ved meget høye filterhastigheter (ca 20 m/h), noe som skulle tilsi at man burde studere denne metoden nærmere med tanke på å utvikle en primærrensemetode for norske forhold.

REFERANSER

- Green, Pat (2004) Personlig kommunikasjon
- Helness, H. (2004) Primærrensing basert på høybelastet sedimenteringsanlegg – Case Høvringen. Notat PRIMÆRRENS-prosjekt 13.
- Helness, H., Melin, E., Ulgenes, Y. and Ødegaard, H. (2004) Development of a high rate wastewater treatment process. SINTEF rapport STF22 F04702 (lukket)
- Liao, Z. (2002). Coarse media filtration for enhanced primary treatment of municipal wastewater. PhD thesis (in preparation), Norwegian University of Science and Technology.
- Liao, Z., and Ødegaard, H. (2001). Coarse media filtration for enhanced primary treatment of municipal wastewater. In *Proceedings of the 2nd World Water Congress*, Oct. 15-19, 2001, Berlin Germany.
- Liao, Z., Ødegaard, H. (2002) Optimization of dual coarse media filtration for enhanced primary treatment of municipal wastewater. In: Hahn, H.H., Hoffmann, E., Ødegaard, H. (eds) : "Chemical water and wastewater treatment VII". IWA Publishing, London 2002, pp 223-231
- Ødegaard, H. (2001) The use of dissolved air flotation in municipal wastewater treatment. *Wat .Sci. Tech.*, Vol.43, No 8, 2001, pp 75-81.
- Ødegaard H., Ulgenes Y., Brevik D., and Liao Z. (1998) Enhanced primary treatment in floating filters. In Hahn, H.H., Hoffmann, E. and Ødegaard, H. (eds) : "Chemical water and wastewater Treatment V SpringerVerlag Berlin Heidelberg, New York, 149-162.
- Ødegaard, H., Liao, Z., and Hansen, A. T. (2002). Coarse media filtration—An alternative to settling in wastewater treatment. In *Proceedings of the 3rd World Water Congress*, April 7 - 12, 2002, Melbourne Australia.