

NORVAR

87
1998

Prosjektrapport

Kalsiumkarbonatfiltre for korrosjonskontroll

Utprøving av forskjellige
marmormasser

Norsk VA-verkforening

NORVAR-rapport

Norsk VA-verkforening

Postadresse: Vangsveien 143, 2300 Hamar
 Besøksadresse: Vangsveien 143, Hamar
 Telefon: 62 52 86 50
 Fax: 62 53 40 06

Rapportnummer:	87/98
Dato:	20.04.98
Antall sider (inkl. bilag)	56
Tilgjengelighet:	
Åpen:	X
Begrenset:	

Rapportens tittel:

Kalsiumkarbonat filtre for korrosjonskontroll - utprøving av forskjellige marmormasser

Forfatter(e):

Stein W. Østerhus, SINTEF Bygg og miljøteknikk, avdeling for VA og vannrensing

Ekstrakt: I rapporten har en gått gjennom teorien bak alkaliske filtre, de kjemiske prosessene som er involvert, dimensjonering av filtre og noen modeller som i enkelte tilfeller er blitt benyttet til dimensjonering av filtre og beregning av kvaliteten på filtrert vann. 10 forskjellige alkaliske filtermasser ble testet og sammenlignet i parallelle pilotforsøk. Av disse var det 9 kalsiumkarbonat masser og 1 rådolomitt masse. Følgende undersøkelser av massene ble utført: 1) Opptak av siktekurver 2) Analyse av kvaliteten på filtrert vann mhp pH, alkalitet og kalsium som funksjon av CO₂-dose og EBCT (Empty Bed Contact Time) 3) Ekspansjon av filtersengen som funksjon av spylehastighet, både med og uten bruk av luft og 4) Innhold av støv og finstoff som transporteres ut med spylevannet ved påfylling av ny masse. Resultatene ble brukt til å vurdere og sammenligne hver masse bl.a. mhp: Reell korngradering i forhold til angitt gradering, nødvendig CO₂ dose, EBCT og spylehastighet, forventet utslippsmengde ved påfylling av ny masse osv. I tillegg har en benyttet resultatene til å komme med anbefalinger til hvilke krav og dokumentasjon som bør stilles til leverandørene av massene, samt hvilke undersøkelser en evt. bør utføre før valg av filtermasse gjøres.

Resultatene viste at det var tildels store forskjeller på en del av massene, og at det f.eks. kunne være store avvik mellom angitt og reell korngradering. Enkelte av massene var mindre egnet til bruk i alkaliske filtre. De fleste massene var imidlertid fullt brukbare, men med noe forskjellige krav til dimensjonering av filterstørrelse og spylevannsmengde. Det bør imidlertid stilles større krav til filtermassene enn det som gjøres i dag, slik at massene i hvert enkelt tilfelle er bedre tilpasset det behovet de skal betjene.

Emneord, norske:
 VAR-teknikk
 Drikkevann
 Korrosjonskontroll
 Alkaliske filtre

Emneord, engelske:
 Sanitary Engineering
 Potable Water
 Corrosion Control
 Alkaline Filters

ISBN 82 - 414 - 0201 - 5

FORORD

Trondheim kommune gjennomførte analyser av aktuelle marmormasser i forbindelse med byggingen av Trondheims nye vannbehandlingsanlegg i Vikelvål. NORVAR finansierte analyser av andre marmormasser i tillegg. Prosjektet ble organisert som et NORVAR spleiseprojekt.

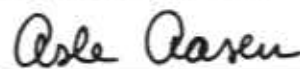
Det er opprettet en prosjektgruppe som består av følgende representanter fra deltakerne i prosjektet:

Drammen kommune, Jarle Skaret	Gjøvik kommune, Svein P. Bakken
HIAS, Terje Wikstrøm	IVAR, Ernst Georg Hovland
Kristiansand kommune, Nils Johan Stølen	OVA, Lars Hagen
Trondheim kommune, Halvard Kierulf	VIV, Sverre Mollatt
Porsgrunn kommune, Torbjørn Krogstad	Skjervøy kommune, Torfinn Mobakk
Driftsassist. i Møre og Romsdal, Einar Bergsli	

Rapporten gir en generell omtale av bruk av alkaliske filtre og ulike typer alkalisk filtermasse, de kjemiske prosessene involvert, dimensjonering av filtre og spylehastigheter og gir en vurdering av filtermasser.

SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA ved Stein W. Østerhus har gjennomført prosjektet.

Hamar 22. april 1998



Asle Aasen, prosjektleder

INNHOILDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	3
2. TEORI	4
2.1 Bruk av alkaliske filtre generelt	4
2.2 Ulike typer alkalisk filtermasse	5
2.3 Kjemi og kinetikk	6
2.3.1 Rådolomitt	8
2.3.2 Halvbrent dolomitt	9
2.3.3 Kalsiumkarbonat	9
2.4 Beregning av nødvendig oppholdstid og filterstørrelse	12
2.5 Beregning av nødvendig spylehastighet	17
2.6 Typiske dimensjoneringsverdier	20
3. FORSØKSBEKRIVELSE	21
3.1 Formål	21
3.2 Alkaliske masser	21
3.3 Pilotanlegg	22
3.4 Målinger og analyser	23
4. RESULTATER	24
4.1 Kornstørrelsesfordeling	24
4.2 Effekt av CO ₂ -dose og kontaktid på vannkvalitet	26
4.3 Filter spyling	35
5. VURDERING AV FILTERMASSER	41
5.1 Generelt	41
5.2 Hustadmarmor	41
5.3 Juraperle	42
5.4 Franzefoss Filterkalk	43
5.5 Visnes kalkstein	44
5.6 Franzefoss Filterdolomitt	44
5.7 Hydrogas Kalkstein	45
5.8 Hydro-Karbonat	46
5.9 Hydro-Calcit	46
5.10 Sammenligning av filtermassene	47
6. KONKLUSJON	49
7. GENERELLE ANBEFALINGER VED VALG AV MASSE	51
8. FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	53
9. REFERANSER	55

1. INNLEDNING

Trondheim kommune har bygget nytt vannbehandlingsanlegg, Vikelvdalen Vannbehandlingsanlegg (VIVA). Dette er Norges største anlegg som benytter alkaliske filtre for korrosjonskontroll. Bakgrunnen for denne rapporten var at Trondheim kommune ønsket at SINTEF Bygg og miljøteknikk, Avd. Vannrensing og VA skulle gjennomføre "screening" forsøk for å velge ut masser som kunne være aktuelle for bruk i VIVA. Etterhvert kom det også med flere leverandører av ulike alkaliske filtermasser som ønsket å teste ut sine masser innenfor det samme prosjektet. NORVAR videreførte prosjektet ved å finansiere en grundigere karakterisering av hver av massene, samt utarbeidelse av en rapport hvor blant annet ulike kriterier for valg av alkalisk filtermasse skulle diskuteres.

Følgende har vært med på å finansiere prosjektet:

- Trondheim kommune
- Leverandører av alkaliske filtermasser
 - ⇒ Franzefoss Bruk AS
 - ⇒ Hydrogas AS
 - ⇒ Alfsen og Gunderson
- NORVAR
 - ⇒ Spleiselag

Formålet med denne rapporten er i første rekke å presentere resultatene fra prosjektet, inklusive vurdering og sammenligning av de ulike massene og vurdering av hva som bør vektlegges ved valg av alkalisk filtermasse. I tillegg er det inkludert en grundig teoridel for å få mest mulig bakgrunnsinformasjon, og dermed bedre forståelsen av hvilke prosesser som er viktige ved driften av alkaliske filteranlegg. Praktiske erfaringer med bruk av alkaliske filtre er imidlertid ikke inkludert i rapporten. Ønsker en mer informasjon om praktiske erfaringer fra fullskala anlegg henvises det til andre referanser, f.eks /6 og 13/.

2. TEORI

I kapittel 2 går en gjennom bakgrunnsstoff og generell teori som er av betydning for bruk av alkaliske filtermasser til behandling av drikkevann for korrosjonskontroll. Dette inkluderer en oversikt over ulike typer alkaliske filtermasser og prosess kombinasjoner, samt en mer grundig behandling av kalsiumkarbonat filtre (kjemi, oppløsningshastighet, spyling, osv) der disse benyttes uten at de kombineres med f.eks koagulering/direktefiltrering i en enhet. Selv om flere ulike typer alkaliske masser er nevnt nedenfor, er det kun kalsiumkarbonat (CaCO_3) masser som vil bli omtalt i detalj.

2.1 Bruk av alkaliske filtre generelt

Det finnes mange vannbehandlingsmetoder for korrosjonskontroll, f.eks kalk + CO_2 , vannglass, CaCO_3 -filter + CO_2 + lut, CaCO_3 -slurry + CO_2 + lut, Ca-PAX + CO_2 + lut, osv, eller dosering av en base hvis kun pH-heving er tilstrekkelig. Noen av disse kan kun benyttes i kombinasjon med koagulering/direktefiltrering, mens andre kan benyttes alene eller i kombinasjon med en rekke andre prosesser. I Norge er etter hvert bruk av alkaliske filtre for korrosjonskontroll, spesielt CaCO_3 -filtre, blitt svært utbredt.

Alkaliske filtre kan inngå i et vannbehandlingsanlegg på flere måter, og hensikten med prosessen vil dermed også kunne variere mye. I Norge er det imidlertid vanligst å benytte alkaliske filtre for korrosjonskontroll, enten ved 1) kun å øke pH, 2) for fjerning av fri CO_2 , eller 3) for full karbonatisering. I tilfellet 1) benyttes det alkaliske filtre uten tilsetning av kjemikalier eller CO_2 -gass. For da å heve pH til et surt vann med lavt innhold av total karbonat (typisk bløtt norsk overflatevann) er det som regel ikke nødvendig å løse opp mye alkalisk filtermasse (f.eks CaCO_3). Det medfører at en kan heve $\text{pH} > 8.0$ ved relativt korte kontakttider (EBCT = Empty Bed Contact Time), men til gjengjeld får en kun en liten økning i alkalitet og kalsium.

I et relativt surt vann som inneholder moderate mengder fri CO_2 (f.eks. grunnvann med 10-20 mg CO_2/l), kan løst CO_2 også fjernes i alkaliske filtre (tilfelle 2). Det er da nødvendig å løse opp betydelig større mengder alkalisk filtermasse (f.eks. CaCO_3) enn i tilfelle 1, fordi vannets innhold av CO_2 skal overføres til bikarbonat (HCO_3^-). Det betyr også at betydelig lengre kontakttider er påkrevet. Samtidig utnytter en vannets naturlige CO_2 -innhold til å oppnå mer eller mindre full karbonatisering (økning av alkalitet og kalsium til ønsket nivå). Det kan imidlertid da være nødvendig å dosere lut (NaOH) på utløpet av filteret for å oppnå tilstrekkelig høy pH. Generelt kan en si at for hvert mol CO_2 som fjernes i et CaCO_3 -filter får en ett mol Ca^{2+} og to mol HCO_3^- (eller alkalitet) i rentvannet. Det betyr at hvis vannets CO_2 -innhold er for høyt i forhold til ønsket alkalitet og Ca^{2+} -konsentrasjon, men ikke så høyt at CO_2 -stripping er nødvendig, er det en fordel å dosere hydratkalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (eller en ikke kalsium holdig base hvis økning i Ca^{2+} -konsentrasjonen ikke er påkrevet), fremfor å benytte CaCO_3 -filter, fordi for hvert mol CO_2 som fjernes med kalk får en $\frac{1}{2}$ mol Ca^{2+} og ett mol HCO_3^- i rentvannet.

De fleste norske drikkevannskilder er imidlertid overflatevann som er bløte og sure med lavt innhold av fri CO_2 . For å oppnå full karbonatisering (tilfelle 3), dvs ønskede/anbefalte verdier for pH, kalsium og alkalitet, doseres det da CO_2 foran det alkaliske filteret, og evt lut etter filteret for å nå tilstrekkelig høy pH. Det er vanligvis nødvendig å løse opp betydelige mengder alkalisk filtermasse, f.eks CaCO_3 , og nødvendig kontakttid blir da også tilsvarende lang.

Alkaliske filtre drives både som oppstrøms- og nedstrømsfiltre. Kravet til korngradering og til spyling av filteret vil være noe forskjellig i de to tilfellene. Forøvrig er det ingen store forskjeller på de to tilfellene. I noen få tilfeller benyttes det også delstrømsfiltrering. Dette kan være aktuelt når det benyttes f.eks. en halvbrent dolomitt for å unngå at pH blir for høy (delstrømsfiltrering er enklere å styre enn når alt vannet føres gjennom filteret ved en svært kort kontakttid).

I de senere årene er også blitt bygget en del anlegg med kombinert koagulering/direktefiltrering og karbonatisering på marmorfilter i en og samme enhet /13/. Dette kan enten gjøres nedstrøm eller oppstrøms. Ved nedstrøms filtrering benyttes det antrasitt og evt sand på toppen av marmorfilteret (dvs 2- evt 3 media filter) for å unngå for rask trykktapsutvikling (den såkalte Moldeprosessen) /6/. Koagulant (f.eks aluminiumsulfat, PAX eller jernklorid) og evt CO_2 doseres foran filteret. Benyttes det sure koagulanter (f.eks jernklorid), kan CO_2 doseringen reduseres eller utelates. Ved bruk av Al-koagulant sammen med CO_2 kan det være vanskelig å oppnå optimal koagulerings-pH i antrasitt/sandfilter-delen, som blant annet kan resultere i problemer med høyt rest aluminium innhold i rentvannet.

Når en kombinerer koagulering/direktefiltrering i marmorfilter ved oppstrøms filtrering, benyttes det kun marmorfilter. Graderingen av marmorfilteret som oppstår ved spyling av filteret (dvs med de groveste kornene på bunnen av filteret og de fineste på toppen) reduserer faren for rask trykktapsutvikling ved oppstrøms filtrering. Det benyttes da normalt jernklorid som koagulant uten CO_2 dosering.

Alkaliske filtre kan også benyttes til fjerning av jern /11/ og mangan, som vekst medium i biologiske filtre for drikkevann /15/, osv. Denne rapporten omhandler imidlertid kun bruk av alkaliske filtre for korrosjonskontroll, og ingen av disse anvendelsene vil derfor bli diskutert nærmere. En vil derfor heller ikke se nærmere på koagulering/direktefiltrering på marmorfiltre for kombinert humusfjerning og korrosjonskontroll.

2.2 Ulike typer alkalisk filtermasse

Det finnes en rekke ulike typer alkaliske filtermasser på markedet. Disse kan deles inn i følgende hovedgrupper:

- a) Rådolomitt ($\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$)
- b) Halvbrent dolomitt ($\text{MgO} \cdot \text{CaCO}_3$)
- c) Kalsium karbonat (CaCO_3)

Rådolomitt er en sedimentær bergart der en vesentlig del av kalsium i karbonaten er byttet ut med magnesium, ofte slik at den består av like deler magnesium og kalsium. Den er lite brukt som alkalisk filter material bl.a. fordi oppløsning av rådolomitt er en langsom reaksjon, og derfor vil kreve svært store filtre for å oppnå ønsket effekt (pH-heving og/eller karbonatisering).

Halvbrendt dolomitt fremstilles ved å varme opp rådolomitt til 700 °C. Det spaltes da av CO_2 og dannes $\text{MgO} \cdot \text{CaCO}_3$. En forsøker som regel å få en stor andel MgO og så liten andel CaO som mulig. Alternativt kan massen brennes fullstendig og deretter delvis rekarbonatiseres. Halvbrendt dolomitt løses mye raskere enn rådolomitt (MgO er mye lettere løselig enn MgCO_3). Det benyttes halvbrendt dolomitt i en del alkaliske filtre i dag. Massen er best egnet til sure CO_2 -rike grunnvann der en ønsker en pH-økning uten å tilføre mye kalsium. I vann som inneholder mye kalsium, kan det oppstå problemer med CaCO_3 -utfelling når det benyttes halvbrendt dolomitt. I vann med liten bufferevne (f.eks. typisk norsk overflatevann) kan det lett oppstå svært høy pH etter et filter med halvbrendt dolomitt. Massen er derfor lite egnet for typisk norsk overflatevann, både fordi det er vanskelig å opprettholde en stabil pH, og fordi en sjelden kan oppnå ønsket kalsium økning i forhold til pH og alkalitets økning.

Kalsiumkarbonat kan opptre i mange former, f.eks. kalsitt, aragonitt, vateritt, amorf CaCO_3 , osv avhengig av hvordan den er dannet. Disse har forskjellig struktur, løselighet og kjemiske egenskaper. Under vanlig trykk er det kalsitt som er den stabile formen og som danner kalksteinsholdige bergarter. Det er derfor vanligvis kalsitt som benyttes i CaCO_3 -filtre. Det finnes imidlertid også flere former for kalsitt avhengig av hvordan den er dannet og av omdannelses graden. Marmor er f.eks en makrokrystallisk metamorf bergart (dvs omdannet under høyt trykk og temperatur). De ulike formene kan ha forskjellig sammensetning, hardhet og krystallstruktur. Det medfører også at de kan reagere forskjellig når de benyttes i alkaliske filtre. Kalsiumkarbonat er det vanligste filter materialet å benytte i Norge, og det materialet som er best egnet når en skal oppnå full karbonatisering av et typisk norsk overflatevann. En stor fordel ved bruk av kalsiumkarbonat er at pH aldri kan bli svært høy siden pH aldri vil kunne overstige pH som gir CaCO_3 -likevekt. Det er imidlertid en ulempe at oppløsningen av kalsiumkarbonat er en relativt langsom reaksjon, og derfor vil kreve relativt store filtre for å oppnå full karbonatisering.

Det finnes en rekke kommersielle typer alkaliske filtermasser tilgjengelig på markedet. Disse vil kunne være av ulike kjemiske forbindelser, og ha forskjellig grad av renhet, ulike former for forbehandling, vasking, desinfisering, osv. I tillegg vil massene kunne ha forskjellig korngradering, og enten være av en knust eller granulert kvalitet.

2.3 Kjemi og kinetikk

Ved oppløsning av alkaliske filtermasser i vann er det noen generelle kjemiske likevekter som er av stor betydning. Dette gjelder i første rekke reaksjonene som inngår i karbonatsystemet, dvs likevekten mellom gassformig CO_2 og CO_2 oppløst i vann:



og syre/base likevektene 2-3 og 2-4:



der $H_2CO_3^* = CO_2(aq) + H_2CO_3$. I tillegg kommer $CaCO_3$ i likevekt med vann (2-5):



Til disse reaksjonene hører følgende likevektsuttrykk:

$$[H_2CO_3^*] = K_H \cdot P_{CO_2} \quad (2-6)$$

$$[H_2CO_3^*] \cdot K_1 = [HCO_3^-][H^+] \quad (2-7)$$

$$[HCO_3^-] \cdot K_2 = [CO_3^{2-}][H^+] \quad (2-8)$$

$$K_{sp} = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}] \quad (2-9)$$

hvor P_{CO_2} er partialtrykket til CO_2 i gassfasen, K_H er Henrys konstant, K_1 og K_2 er syrekonstantene for karbonsyre og K_{sp} er løslighetsproduktet til $CaCO_3$. Konstantene K_H , K_1 , K_2 og K_{sp} er temperatur avhengige og kan beregnes med følgende empiriske uttrykk [18]:

$$\log K_H = 108.3865 + 0.01985076 T - 6919.53 / T - 40.45154 \log T + 669365 / T^2 \quad (2-10)$$

$$\log K_1 = -356.3094 - 0.06091964 T + 21834.37 / T + 126.8339 \log T - 1684915 / T^2 \quad (2-11)$$

$$\log K_2 = -107.8871 - 0.03252849 T + 5151.79 / T + 38.92561 \log T - 563713.9 / T^2 \quad (2-12)$$

$$\log K_{sp} = -171.9065 - 0.077993 T + 2839.319 / T + 71.595 \log T \quad (2-13)$$

Verdien for K_{sp} (ligning 2-13) gjelder for ren kalsitt. K_{sp} for $CaCO_3$ -filtermasse er normalt noe lavere pga urenheter og variasjoner i krystallstrukturen (ca $3 \cdot 10^{-9}$ lavere ved 25 °C) [12].

I tillegg til disse likevektsreaksjonene med tilhørende likevektsuttrykk, benyttes ofte ligningene for total uorganisk karbon (TIC), alkalitet og CO_2 -aciditet når det gjøres kjemiske beregninger i

forbindelse med karakterisering av vannet før og etter alkaliske filtre. Disse ligningene er gjengitt nedenfor (2-14, 2-15 og 2-16):

$$TIC = [H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad (2-14)$$

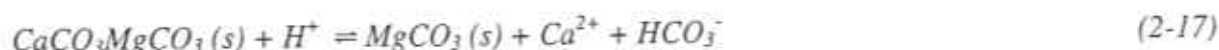
$$Alkalitet = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (2-15)$$

$$CO_2\text{-aciditet} = [H_2CO_3] + [H^+] - [CO_3^{2-}] - [OH^-] \quad (2-16)$$

For de fleste naturlige sure vann er CO_2 -aciditet tilnærmet lik innholdet av fri CO_2 i vannet. I en del litteratur benyttes også vannets m- og p-verdi. Vannets m-verdi (titrering med indikatoren metylorange) er det samme som total alkalitet (ligning 2-15), og vannets p-verdi (titrering med indikatoren phenolftalin) er det samme som karbonat alkalitet eller negativ CO_2 -aciditet (ligning 2-16), dvs at en får karbonat alkalitet hvis en titrerer ned til pH ca 8.3 og en får CO_2 -aciditet hvis en titrerer opp til pH ca 8.3.

2.3.1 Rådolomitt

Oppløsning av rådolomitt kan beskrives som en to-steps prosess /17/. Først skjer det en rask ikke-støkiometrisk oppløsning fra dolomitt overflaten, der $CaCO_3$ løser seg raskere enn $MgCO_3$, som fører til at $MgCO_3$ anrikes på overflate. Deretter kommer det viktigste steget hvor $CaCO_3$ og $MgCO_3$ løses støkiometrisk. Oppløsningen av dolomitt kan beskrives med følgende overflate-reaksjoner /16/:



Reaksjon 2-18 er svært langsom og hastighetsbestemmende for oppløsningen av dolomitt. Under typiske forhold er derfor oppløsningshastigheten begrenset av hastigheten på den kjemiske reaksjonen og ikke av diffusjonsprosessene.

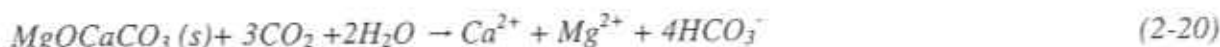
Oppløsningshastigheten til dolomitt er blitt beskrevet med ligningen /17/:

$$R = k_1[H^+]^{1/2} + k_2[H_2CO_3^*]^{1/2} + k_3[H_2O]^{1/2} - k_4[HCO_3^-] \quad (2-19)$$

der $k_1 - k_4$ er hastighetskonstanter som er avhengig av dolomittens oppbygning og sammensetning.

2.3.2 Halvbrent dolomitt

Når halvbrent dolomitt reagerer med CO₂-holdig vann skjer følgende total reaksjon:



Halvbrent dolomitt løses imidlertid ikke støkiometrisk. MgO i den halvbrente dolomitten løser seg svært raskt (reaksjon 2-21a). Det oppstår da et diffusjonssjikt med høy pH (pH>10) og Mg²⁺-konsentrasjon. CO₂ i vannet vil da reagere med OH⁻ i diffusjonssjiktet (reaksjon 2-21b) og en vil få total reaksjon 2-21:



Hvis vannet i tillegg til CO₂ inneholder endel Ca²⁺, kan CaCO₃ felles ut pga den kraftige pH-økningen som oppstår når MgO løses (reaksjon 2-22). Dette kan føre til at en får CaCO₃-avsetninger i filteret som reduserer videre oppløsning av MgO.



Etterhvert som andelen MgO i dolomitt-filteret avtar, eller at oppløsningen av MgO avtar pga av CaCO₃-avsetninger i filteret, vil oppløsning av kalsiumkarbonat bli viktigere (reaksjon 2-23a eller 2-23b):



Dette medfører at oppløsningshastigheten til halvbrent dolomitt er svært variabel. I ny ubrukt masse er det i hovedsak MgO som løses ut og oppløsningshastigheten er høy. Etterhvert vil oppløsningen av MgO avta, og oppløsningen av CaCO₃ vil bli stadig mer dominerende. Oppløsningshastigheten i et filter med halvbrent dolomitt som har vært i bruk en tid vil derfor til slutt nærme seg oppløsningshastigheten en ville hatt i et tilsvarende kalsiumkarbonat filter.

2.3.3 Kalsiumkarbonat

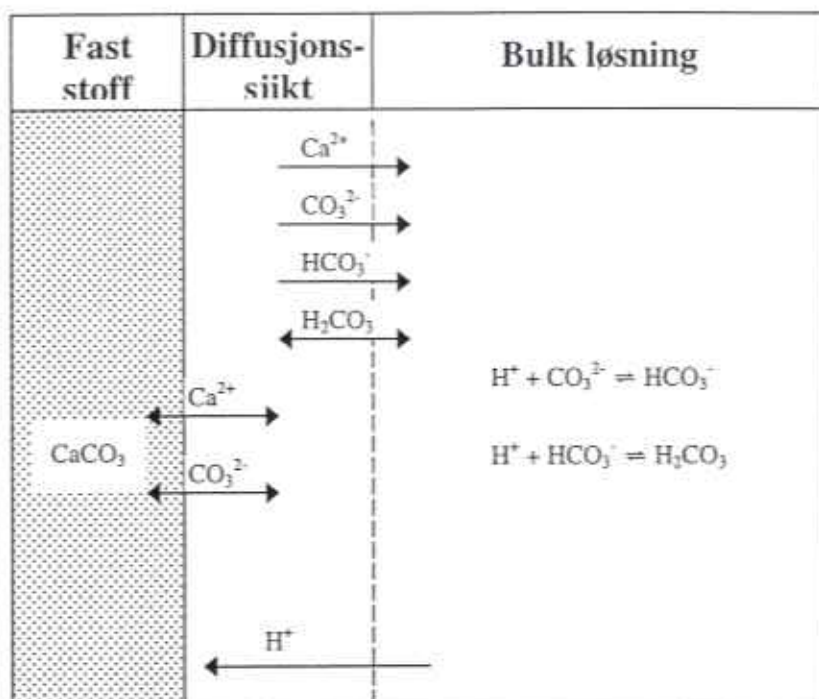
Avhengig av vannets pH og CO₂-innhold vil oppløsningen av kalsiumkarbonat skje i henhold til reaksjon 2-24 til 2-26 /4/. I vann med lav pH (pH<6) løses kalsiumkarbonat i hovedsak i henhold

til reaksjon 2-24. I vann med høyt CO_2 -innhold blir reaksjon 2-26 viktig, men så lenge $\text{pH} < 6$ vil antagelig fortsatt reaksjon 2-24 være dominerende.

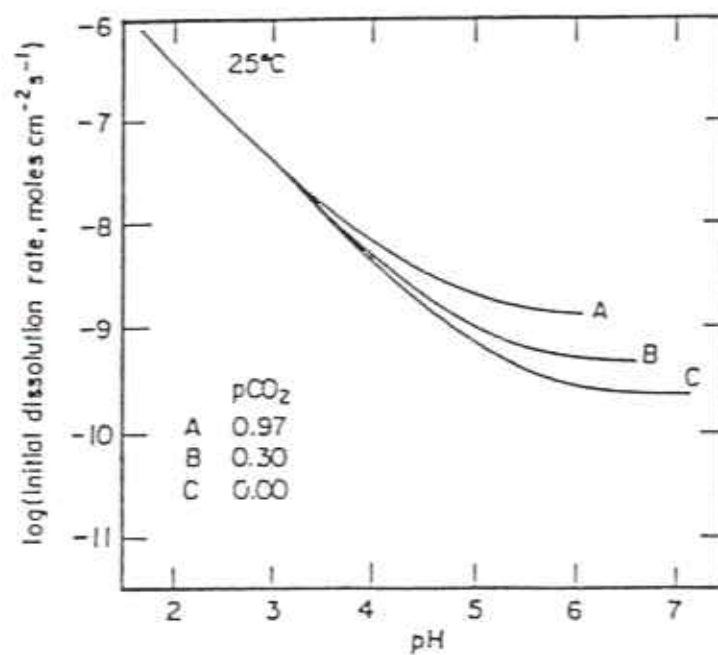


Oppløsningen av CaCO_3 skjer ved: 1) transport ved diffusjon av reaktanter fra bulk væskefasen til CaCO_3 overflaten, 2) kjemisk reaksjon på CaCO_3 overflaten, og 3) transport ved diffusjon av reaksjonsprodukter fra CaCO_3 overflaten til bulk væskefasen. Dette er vist skjematisk i Figur 2-1. En rekke faktorer som pH, CO_2 -innhold, vannhastighet, grad av CaCO_3 -metning, temperatur og CaCO_3 -kornenes struktur og størrelse påvirker oppløsningen i et CaCO_3 -filter. Det er utført en rekke undersøkelser av mekanismene for kalsiumkarbonat oppløsning. De fleste av disse undersøkelsene konkluderer med at ved lav pH ($\text{pH} < \text{ca } 6$) transporteres H^+ -ion til CaCO_3 overflaten og reagerer med CaCO_3 og dermed løser opp denne (reaksjon 2-24). Ved høyt CO_2 -innhold og $\text{pH} > \text{ca } 6$ er det imidlertid uenighet om reaksjon 2-26 skjer direkte på CaCO_3 overflaten, eller om CO_2 f.eks reagerer med reaksjonsprodukter i overgangen mellom diffusjonssjiktet og bulk løsningen, og dermed øker transporten av disse bort fra CaCO_3 overflaten.

Det er også uenighet om oppløsningshastigheten (kinetikken) kontrolleres av massetransporten av H^+ -ion til CaCO_3 overflaten, av massetransporten av reaksjonsprodukter bort fra overflaten, eller om den er direkte kontrollert av hastigheten på overflate reaksjonene. De fleste er imidlertid enige om at ved $\text{pH} < \text{ca } 5-6$ er oppløsningshastigheten en funksjon av H^+ -konsentrasjonen, dvs at den øker med minkende pH. Ved høyere pH øker oppløsningshastigheten med økenden CO_2 -innhold. Ved $\text{pH} > \text{ca } 6$ og fravær av CO_2 er oppløsningshastigheten konstant med økende pH. Dette er illustrert i figur 2-2.



Figur 2-1. Skjematisk framstilling av oppløsning av kalsiumkarbonat.



Figur 2-2. Initiell oppløsningshastighet for kalsitt som funksjon av pH og P_{CO2} /18/.

Oppløsningshastigheten for kalsitt er blitt beskrevet med ligningen /18/:

$$R = k_1[H^+] + k_2[H_2CO_3^*] + k_3[H_2O] - k_4[Ca^{2+}][HCO_3^-] \quad (2-27)$$

hvor k_1 - k_4 er temperaturavhengige hastighetskonstanter:

$$\log k_1 = 0.198 - 444/T \quad (2-28a)$$

$$\log k_2 = 2.84 - 2177/T \quad (2-28b)$$

$$\log k_3 = -5.86 - 317/T \quad \text{ved } T < 298.15^\circ K \quad (2-28c)$$

$$\log k_3 = -1.10 - 1737/T \quad \text{ved } T > 298.15^\circ K \quad (2-28d)$$

$\log k_4$ er en funksjon av temperatur og $\log P_{CO_2}$ som beskrevet av Plummer et al /18/. k_4 øker med økende temperatur og avtar med økende P_{CO_2} . Ved f.eks. $15^\circ C$ øker $\log k_4$ lineært fra ca -1.90 til -0.70 når $\log P_{CO_2}$ reduseres fra -1.5 til -3.5 atm, og ved en temperatur økning på $10^\circ C$ øker $\log k_4$ med ca 0.15 i forhold til disse verdiene /18/.

Det er også utviklet andre modeller som beskriver oppløsningshastigheten for kalsitt under mer eller mindre ideelle forhold, f.eks. /4, 19/.

2.4 Beregning av nødvendig oppholdstid og filterstørrelse

Oppløsningshastigheten til filtermassen er av stor betydning for dimensjonering av alkaliske filtre. Det er imidlertid en rekke forhold som påvirker oppløsningshastigheten til filtermassen og dermed også dimensjoneringen av filterne, f.eks:

a) Type alkalisk filtermasse.

⇒ Kalsiumkarbonet, rådolomitt og halvbrent dolomitt har forskjellig oppløsningshastighet. Kalsiumkarbonat (som normalt er å foretrekke som filtermasse) kan foreligge på flere former og med forskjellige krystallstrukturer (se kapittel 2.2). Disse vil også kunne ha forskjellige oppløsningshastigheter.

b) Filtermassens kornstørrelses fordeling.

⇒ Oppløsning av $CaCO_3$ foregår på massens overflate. Dvs at den totale oppløsningshastigheten øker med økende $CaCO_3$ -overflate. Dette medfører at den totale oppløsningshastigheten øker når kornstørrelsen avtar. Små filterkorn øker imidlertid trykktapet gjennom filteret og risikoen for gjentettingsproblemer. Både oppløsningshastigheten og filterets hydrauliske egenskaper vil kunne påvirkes av om massen er granulert eller knust.

c) Vann temperaturen.

⇒ Oppløsningshastigheten til CaCO_3 øker med økende temperatur. Likevektsskonsentrasjonen (dvs maksimal mengde CaCO_3 som kan løses opp) avtar imidlertid med økende temperatur.

d) Filterhastigheten.

⇒ Siden de fleste mener oppløsning av CaCO_3 er massetransport kontrollert, medfører dette at oppløsningshastigheten til CaCO_3 vil øke med økende filterhastighet (dvs økende vannhastighet gjennom filteret). Det betyr, i hvertfall rent teoretisk, at en kan benytte et mindre filter hvis filteret er høyt og smalt enn hvis det er lavt og bredt.

e) Råvannskvaliteten.

⇒ Råvannets pH, CO_2 -innhold og grad av CaCO_3 -metning påvirker oppløsningshastigheten til CaCO_3 . Lav pH, høyt CO_2 -innhold og liten grad av CaCO_3 -metning øker oppløsningshastigheten. Dvs at råvannets pH, alkalitet og kalsium-innhold påvirker dimensjonering av CaCO_3 -filtre. Derimot vil parametre som kan resultere i avsetninger (f eks jern og mangan) eller begroing (f eks organisk stoff) i filteret kunne redusere oppløsningshastigheten. Forbindelser som vil reagere surt eller basisk i filteret (f eks oksidasjon/utfelling av jern), vil også kunne påvirke dimensjoneringen av filteret.

Andre faktorer som også er av betydning for dimensjonering av filterne er f eks:

f) Ønsket rentvannskvalitet.

⇒ Hvis en kun ønsker å heve pH til et typisk norsk overflatevann (lavt CO_2 -innhold), kan det benyttes et lite filter fordi en kun behøver å løse opp små mengder CaCO_3 . For å løse opp større mengder CaCO_3 og dermed heve kalsiumkonsentrasjonen og alkalitet, kreves det CO_2 -dosering og større filtre. Jo høyere kalsium-verdier en ønsker jo større filtre behøves. Hvis en i tillegg til å heve kalsium til f.eks. ca 20 mg Ca/l også ønsker å heve pH til > 8.0 uten å bruke lut, kreves det svært store filtre.

g) Dosering av kjemikalier (CO_2 -gass og lut).

⇒ Ofte er både CO_2 - og lut-dosering nødvendig eller ønskelig. For å oppnå en bestemt pH og kalsium-verdi er det imidlertid mulig å redusere filterstørrelsen ved å øke CO_2 - og lut-dosen (alkaliteten blir da høyere enn ved tradisjonell filterstørrelse og CO_2 - og lut-dose). En slik reduksjon i filterstørrelsen medfører høye CO_2 - og lut-doser, og dermed høye driftskostnader.

h) Andre faktorer.

⇒ Andre faktorer som f.eks. drift rutiner (filterspyling, påfylling av ny masse, osv), anvendelse av sikkerhetsfaktor, annen vannbehandling, osv kan også være av betydning ved dimensjonering av alkaliske filtre.

Siden CaCO_3 er den mest aktuelle massen for alkaliske filtre, vil den videre diskusjonen ta utgangspunkt i CaCO_3 -filtre.

Som regel benyttes kontakttid som dimensjonerende parameter for CaCO_3 -filtre, dvs tiden vannet er i kontakt med filtermassen. Den virkelige kontakttiden, T , vil være:

$$T = V_m \cdot p / Q \quad (2-29)$$

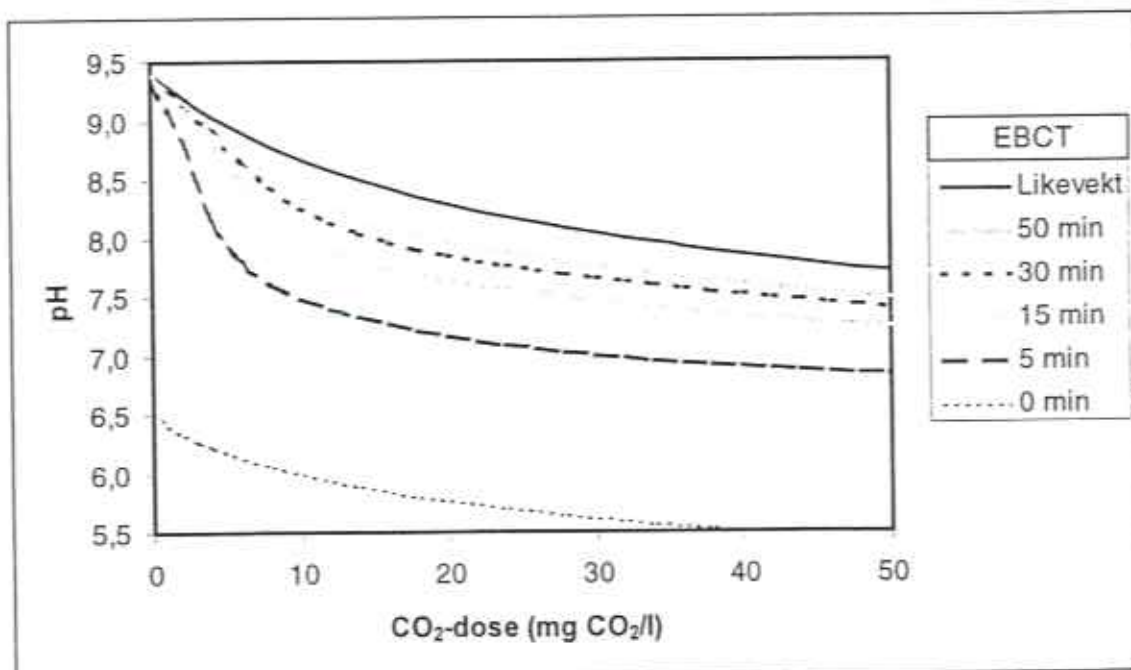
der T = reell kontakttid (min.), V_m = volum filterseng (m^3), p = andelen tomrom i selve filtersengen (volum tomrom i filterseng dividert på volum filterseng) og Q = vannføring (m^3/min).

I mange tilfeller kan det imidlertid være vanskelig å angi den virkelige kontakttiden fordi andelen tomrom i filtersengen ikke er kjent. I praksis benyttes det derfor en tenkt kontakttid som en får hvis hele filtersengen (og ikke bare tomrommet mellom CaCO_3 -kornene) var fylt med vann. Dvs at kontakttiden beregnes basert på en tom filterseng, såkalt "Empty Bed Contact Time" (EBCT). Denne er da definert som:

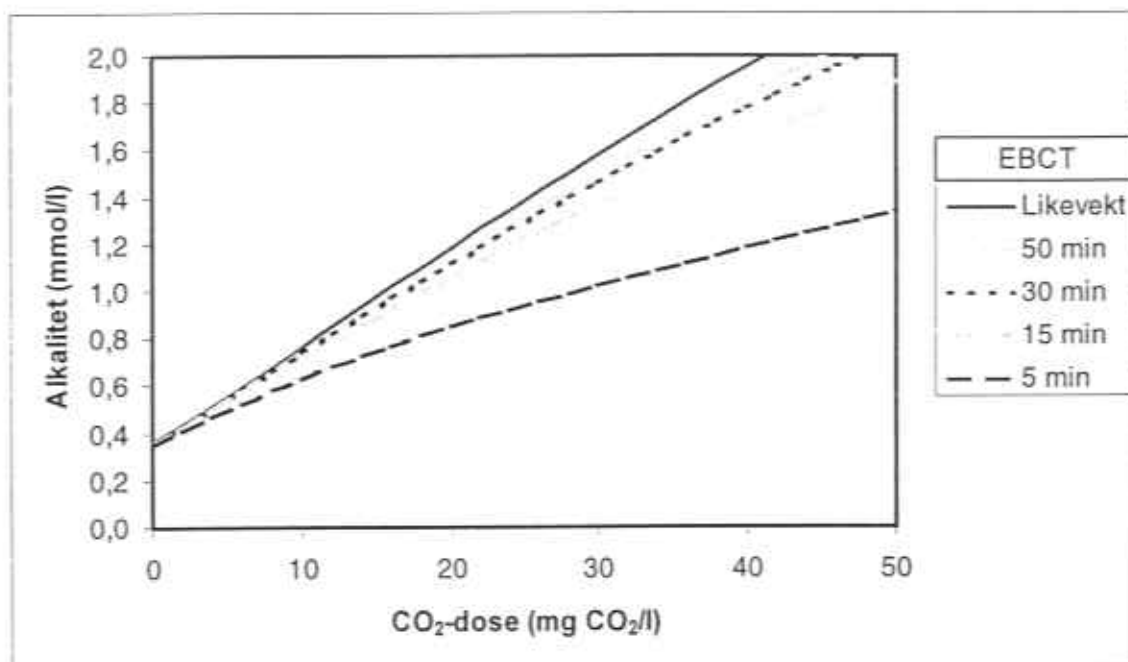
$$EBCT = V_m / Q \quad (2-30)$$

der V_m og Q er som for ligning 2-13, og EBCT er angitt i minutter.

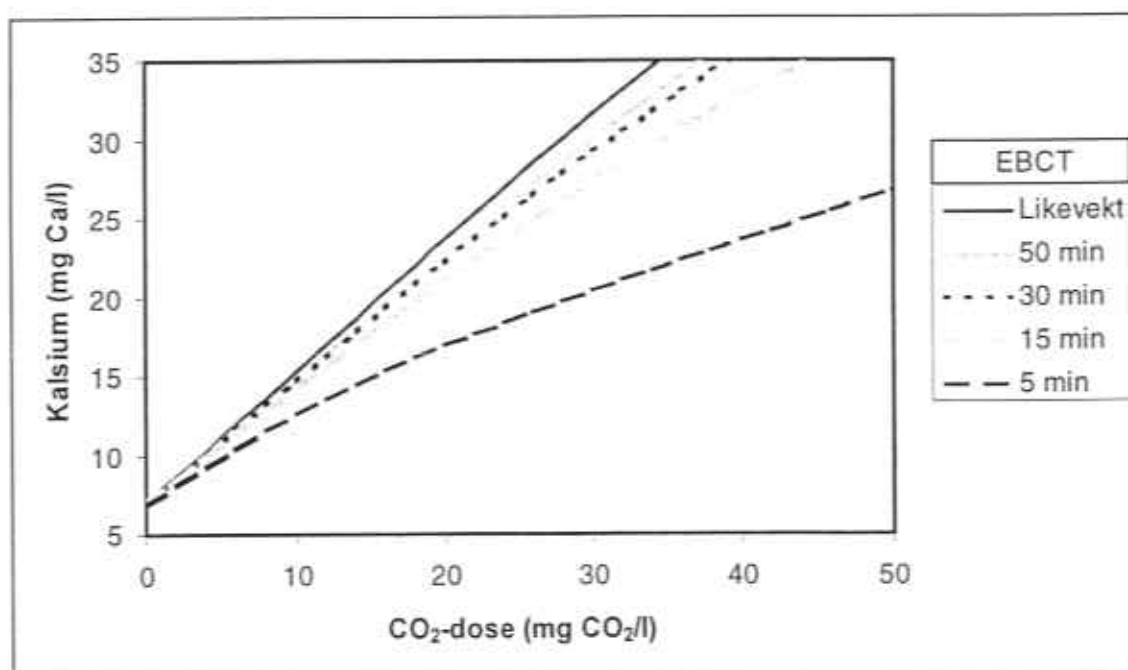
For en gitt råvannskvalitet og CaCO_3 -masse er det en teoretisk sammenheng mellom vannkvaliteten ved CaCO_3 -likevekt og CO_2 -dose. Denne sammenhengen er beregnet i Figur 2-3a, b og c for henholdsvis pH, alkalitet og kalsium ved en typisk norsk vannkvalitet. På tilsvarende måte kan en også beregne vannkvaliteten før CaCO_3 -likevekt, dvs etter ulike kontakttider (EBCT). Slike beregninger er også inkludert i Figur 2-3.



Figur 2-3a. Eksempel på teoretiske beregninger av pH som funksjon av CO_2 -dose og kontakttid (EBCT) i et 1.2-1.8 mm CaCO_3 -filter (råvann: temperatur = 7 °C, pH = 6.5, alkalitet = 0.1 mmol/l og 2 mg Ca/l).



Figur 2-3b. Eksempel på teoretiske beregninger av alkalitet som funksjon av CO₂-dose og kontaktid (EBCT) i et 1.2-1.8 mm CaCO₃-filter (råvann: temperatur = 7 °C, pH = 6.5, alkalitet = 0.1 mmol/l og 2 mg Ca/l).



Figur 2-3c. Eksempel på teoretiske beregninger av kalsium som funksjon av CO₂-dose og kontaktid (EBCT) i et 1.2-1.8 mm CaCO₃-filter (råvann: temperatur = 7 °C, pH = 6.5, alkalitet = 0.1 mmol/l og 2 mg Ca/l).

Kurvene for likevekt i Figur 2-3 angir de maksimale verdiene for pH, alkalitet og kalsium som kan oppnås for den bestemte vannkvaliteten i et CaCO_3 -filter. Som det framgår av Figur 2-3a, kan det oppnås relativt høy pH (>9) når en ikke doserer CO_2 og innholdet av fri CO_2 i råvannet er lavt. Når CO_2 -dosen økes, reduseres imidlertid maksimale pH som kan oppnås (dvs pH ved likevekt). Fra den samme figuren ser en også at nødvendig EBCT for å nå en gitt pH øker med økende CO_2 -dose (eller med økende CO_2 -innhold i råvannet). Maksimal alkalitet og kalsium (dvs ved likevekt) blir imidlertid lav når det ikke doseres CO_2 og innholdet av fri CO_2 i råvannet er lavt (Figur 2-3b og c). Når CO_2 -dosen økes, øker vannets alkalitet og innhold av kalsium ved en gitt EBCT, men samtidig øker også differansen mellom alkalitet eller kalsium ved den aktuelle EBCT og ved likevekt. Figur 2-3b og c viser også at det er mulig å oppnå høye verdier for alkalitet og kalsium selv ved korte EBCT hvis CO_2 -dosen er tilstrekkelig høy. Dette resulterer imidlertid i lav pH, som dermed gir et behov for en høy lut-dose for pH-justering. Figurer som Figur 2-3a, b og c kan derfor være et nyttig hjelpemiddel for å vurdere sammenhengen mellom nødvendig EBCT, CO_2 -dose, lut-dose og ønsket vannkvalitet for en gitt råvannskvalitet.

Siden EBCT er en svært viktig parameter ved dimensjonering av CaCO_3 -filtre, er det utviklet flere empiriske modeller for bestemmelse av EBCT. Disse er imidlertid ikke alltid like gode fordi det er svært mange faktorer som påvirker oppløsningshastigheten til CaCO_3 (se ovenfor), og alle disse faktorene er vanskelig å inkludere i en empirisk modell. Nedenfor har en nevnt noen aktuelle empiriske dimensjoneringsmodellene.

For en kalsitt-masse ($>99\%$ CaCO_3) med korngradering 1.2-1.8 mm er det laget et uttrykk for sammenhengen mellom nødvendig EBCT for å nå en bestemt vannkvalitet og CO_2 -konsentrasjon (ligning 2-31). Dette uttrykket, som gjelder for bikarbonatfritt råvann med temperatur på 7°C , er gitt ved /4/:

$$EBCT = k_1(A+2Ac) + k_2(A+2Ac)^2 + k_3 \quad (2-31)$$

der A er alkalitet, Ac er CO_2 -aciditet og konstantene k_1 - k_3 er gitt ved:

$$k_1 = 5.76 - 1.9[D_C^E]$$

$$k_2 = 0.956[D_C^E]^{-0.73} \quad \text{ved } [D_C^E] < 0.13 \text{ mol/m}^3$$

$$k_2 = 0.242[D_C^E]^{-1.404} \quad \text{ved } [D_C^E] \geq 0.13 \text{ mol/m}^3$$

$$k_3 = -8.9[(D_C^E)^{0.919}]$$

og D_C^E er oppløsningspotensialet til kalsiumkarbonat i filtrert vann (mol/m^3), dvs hvor mye CaCO_3 som kan løses opp i filtrert vann før en når CaCO_3 -likevekt. Konstantene k_1 , k_2 og k_3 vil variere avhengig av type kalsiumkarbonat masse som benyttes og massens korngradering. Ligning 2-31 brukes ved at en bestemmer hvilken vannkvalitet (pH, alkalitet eller kalsium) en ønsker i

filtrert vann. Fra de ønskede verdiene i filtrert vann, samt ved hjelp av ligningene 2-3 til 2-16, beregner en D_C^E , som deretter brukes i ligning 2-31 til å beregne nødvendig EBCT.

I bikarbonatholdig vann kan ligning 2-31 skrives som:

$$EBCT = 1.9(D_C^A - D_C^E)(A + 2Ac) + 0.242[(D_C^E)^{1.404} - (D_C^A)^{1.404}](A + 2Ac)^2 + 8.9[(D_C^A)^{0.919} - (D_C^E)^{0.919}] \quad (2-32)$$

der D_C^A er oppløsningspotensialet til kalsiumkarbonat i råvannet (mol/m^3), og både D_C^A og D_C^E er $\geq 0.13 \text{ mol/m}^3$.

Ved andre temperaturer enn 7°C kan EBCT i ligning 2-31 og 2-32 korrigeres med faktoren F_T som kan beregnes ved hjelp av ligningen:

$$F_T = 1.911 - (0.192 \cdot T) + (1.06 \cdot 10^{-2} \cdot T^2) - (2.4 \cdot 10^{-4} \cdot T^3) \quad (2-33)$$

der T er angitt i $^\circ\text{C}$.

Letterman et al /20/ har utviklet en modell som beregner nødvendig dybde på filtersengen for å nå en ønsket pH-verdi. Modellen antar at oppløsningshastigheten er kontrollert av to motstander i serie, dvs motstanden mot overflate reaksjonen som avgir kalsium fra fast stoff og motstanden mot massetransport av kalsium fra fast stoff overflaten til bulk løsningen. Denne modellen er mer fundamental og komplisert enn ligning 2-31 og 2-32. Modellen er imidlertid programmert inn i data programmet DESCON /12/ som forenkler bruken av modellen selv om bruk av Engelske enheter (gallon, fot, osv) reduserer brukervennligheten noe. DESCON krever følgende input parametre: temperatur, ionestyrke, pH, alkalitet og kalsium i råvannet, samt massens CaCO_3 -innhold, kornstørrelse, filterhastighet og ønsket pH i filtrert vann. Programmet beregner nødvendig filter dybde og kvaliteten på filtrert vann. Modellen er utviklet for masser med gjennomsnittlig kornstørrelser mellom 5 og 32 mm, og vil derfor ha begrenset anvendelsesmuligheter for typiske filtre som benyttes i Norge.

Sammenligning av resultater fra praktiske forsøk med 4-11mm CaCO_3 -masse og DESCON beregninger konkluderte med at DESCON var lite egnet til å beregne nødvendig filterdybde, men ga gode estimat for nødvendig kontaktid for å nå likevekt /4/. Det er imidlertid også rapportert god overensstemmelse mellom resultater fra feltforsøk og DESCON beregninger /7/.

2.5 Beregning av nødvendig spylehastighet

Det vil være behov for jevnlig tilbakespyling av et alkaliske filter. De viktigste grunnene til at tilbakespyling kan være påkrevet eller ønskelig er:

a) Avsetninger i filteret.

⇒ Partikulært materiale i råvannet vil kunne avsettes i filteret. Videre vil jern og mangan i råvannet kunne oksideres og felles ut i filteret. Slike avsetninger må fjernes fra filteret ved tilbakespyling.

b) Biologisk vekst og slamdannelse i filteret.

⇒ Det vil alltid være en viss biologisk aktivitet i et alkalisk filter. Avhengig av råvannskvaliteten, kan biologisk vekst i filteret føre til slamdannelse med påfølgende trykktap og vannkvalitetsproblemer. Regelmessig tilbakespyling vil redusere disse problemene.

c) Sementering av filtermasse og kanaldannelse.

⇒ Etter lengre tids drift kan en få sammenkitting av filterkorn og kanaldannelse i filteret (problemet er størst når det benyttes filtermasse av halvbrent dolomitt). Dette fører bl.a. til at effektiv kontakttid reduseres kraftig, og en får et mindre effektivt alkalisk filter. Problemet løses ved kraftig tilbakespyling som "bryter" opp filtersengen.

d) Fjerning av støv og finstoff fra ny/ubrukt filtermasse.

⇒ Ny masse inneholder ofte endel støv og finstoff som må fjernes ved tilbakespyling før filteret settes i drift etter påfylling av ny masse.

e) Transport av finstoff ut av filteret.

⇒ Filterkornene (f.eks. CaCO_3 -korn) vil gradvis gå i oppløsning. Etterhvert vil derfor filteret anrikes av inerte og/eller små CaCO_3 -partikler som vil kunne gi hydrauliske problemer i filteret. Tilbakespyling av filteret vil da kunne være påkrevet for å transportere disse partiklene ut av filteret.

f) Blanding/gradering av filtermasse.

⇒ I enkelte tilfeller er det ønskelig med en gradering av filtersengen (de største filterkornene i bunnen og de minste på toppen), f.eks. ved oppstrøms filtrering og etter påfylling av ny masse. Ved tilbakespyling slik at filtersengen fluidiserer tilstrekkelig, vil en slik gradering oppnås.

For å oppnå ønsket effekt ved tilbakespylingen, må det tilbakespyles slik at tilstrekkelig fluidisering av filtersengen oppnås. Nødvendig spylehastighet for å nå en bestemt ekspansjon av filtersengen er en funksjon av filterkornenes størrelse og tetthet, samt vannets viskositet. Sammenhengen mellom spylehastighet, filter ekspansjon og kornstørrelse kan bestemmes matematisk ved hjelp av ligningene 2-34 til 2-38 /21/. Først må synkehastigheten, v_s , til filterkornene bestemmes. For sfæriske partikler kan synkehastigheten skrives som:

$$v_s = [(4g (\rho_p - \rho_w) d_p) / 3 C_D \rho_w]^{1/2} \quad (2-34)$$

Ved $Re < 0.3$ kan ligning 2-34 forenkles til:

$$v_s = [g (\rho_p - \rho_w) d_p^2] / 18 \mu \quad (2-35)$$

hvor C_D og Re kan skrives som (ligning 2-36 og 2-37):

$$C_D = [24 / Re] + [3 / (Re)^{1/2}] + 0.34 \quad (2-36)$$

$$Re = v_s d_p \rho_w / \mu \quad (2-37)$$

Sammenhengen mellom spylehastigheten (v) og filter ekspansjonen (l_e/l) er da gitt ved:

$$l_e / l = (1 - \alpha) / [1 - (v / v_s)^{0.22}] \quad (2-38)$$

der:

v_s	= Partikkelens synkehastighet (m/s).
g	= Gravitasjonskraften (m/s^2).
ρ_p	= Partikkelens tetthet (kg/m^3).
ρ_w	= Vannets tetthet (kg/m^3).
d_p	= Partikkel diameter (m).
C_D	= Drag Force koeffisient.
μ	= Vannets viskositet ($kg/m \cdot s$).
Re	= Reynolds tall.
l_e	= Dybde på ekspandert filterseng (m).
l	= Dybde på filterseng (m).
α	= Filtersengens porøsitet.
v	= Spylehastighet (m/s).

Nødvendig trykktap (h) for å ekspandere filtersengen kan skrives som:

$$h = l_e [1 - (v / v_s)^{0.22}] [(\rho_p - \rho_w) / \rho_w] \quad (2-39)$$

Selv om ligningssettet ovenfor (2-34 til 2-39) gjelder for ideelle forhold (f eks at en har sfæriske partikler), kan de benyttes for å få en god indikasjon på hvor stor spylehastighet som behøves, eller hvilken filter ekspansjon en vil få med en gitt spylehastighet. I mange tilfeller benyttes det en korngradering som spenner over et relativt bredt partikkel diameter område. I slike tilfeller vil en beregning av sammenhengen mellom spylehastighet og filter ekspansjon være vanskelig. Hvis filterets korngradering er for bred, vil det ikke være mulig å oppnå en effektiv tilbakespyling av hele filteret uten tap av de fineste fraksjonene.

Ofte benyttes det luft i tillegg til vann ved tilbakespyling av filter. Hensikten med dette er å få en mer effektiv spyling og for å kunne redusere nødvendig spylehastighet og spylevannsmengde.

2.6 Typiske dimensjoneringsverdier

Ved dimensjonering av CaCO_3 -filtre gjøres det normalt bare betraktninger omkring EBCT i forhold til råvannskvalitet og ønsket kvalitet på filtrert vann, på tross av at også andre parametre (f eks korngradering og filterhastighet) er av stor betydning for dimensjoneringen.

Hvis CaCO_3 -filter skal benyttes til kun pH-heving av et typisk norsk overflatevann (f eks pH < 6.5, alkalitet < 0.1 mmol/l og lavt kalsium-innhold), kan det benyttes korte kontakttider, dvs EBCT = 5-10 min. Når det er såpass lavt innhold av fri CO_2 i vannet som føres inn på CaCO_3 -filteret, kan imidlertid pH i filtrert vann bli for høy (pH = 9-9.5) selv om kontakttiden er relativt kort.

Når det benyttes CaCO_3 -filtre sammen med CO_2 -dosering for full karbonatisering, er det vanlig i Norge å benytte en CO_2 -dose på ca 10-15 mg CO_2 /l og EBCT = 15-25 min., ofte uten lut-dosering på utløpet for pH-justering. I de fleste tilfeller oppnås det da en vannkvalitet så vidt over eller rett i underkant av drikkevannsforskriftens anbefaling (dvs pH = 7.5, alkalitet = 0.6 mmol/l og 15 mg Ca/l). Ut fra korrosjonshensyn er det imidlertid ofte ønskelig å kunne nå høyere verdier for pH, alkalitet og kalsium. Da bør CO_2 -dosen økes (til vel 20 mg CO_2 /l), EBCT bør være minst være ca 20-30 min og lut-dosering for pH-justering bør vurderes. Hvilke verdier som bør brukes ved dimensjoneringen vil selvsagt være avhengig av råvannskvaliteten og ønsket kvalitet på filtrert vann. Mange alkaliske filtre i Norge er imidlertid underdimensjonert, eller har ingen lut-dosering, slik at ønsket kvalitet på filtrert vann ikke nås.

Den vanligste korngraderingen i norske CaCO_3 -filtre er 1-3 mm. Når disse tilbakespyles, benyttes det sjelden spylehastigheter større enn 50-60 m/t. I mange tilfeller er dette ikke tilstrekkelig til å fluidisere filtersengen. Flere anlegg har også driftsproblemer pga utilstrekkelig tilbakespyling.

Det er delte meninger om hvor stor spylehastighet som er nødvendig for alkaliske filtre brukt for korrosjonskontroll. Horkeby /4/ anbefaler en spylehastighet som gir 25-30 % ekspansjon av filtersengen for å oppnå effektiv rengjøring av filteret. Dette kan imidlertid resultere i urealistisk høy spylehastighet (>100 m/s) ved litt grove korngraderinger. Ved å kombinere vann- og luft-spyling kan en redusere nødvendig vannspylehastighet og fortsatt oppnå like effektiv rengjøring av filteret.

For å rengjøre 1.2-1.8 mm CaCO_3 -filter anbefaler Juraperle først å kombinere luftspyling (ved 60-90 m/t) samtidig med vannspyling (ved 25-35 m/t) i 5-15 min., og deretter kun vannspyling (ved 25-35 m/t) i 10-15 min. Dette kan imidlertid synes som noe lav spylehastighet for å oppnå effektiv rengjøring av filteret.

3. FORSØKSBESKRIVELSE

I kapittel 3 er forsøkene kort beskrevet. Prosjektets formål er gjengitt i kapittel 3.1, og massene som var med i undersøkelsen er kort presentert i kapittel 3.2. I kapittel 3.3 er pilotanlegget som ble benyttet under forsøkene beskrevet, mens kapittel 3.4 inneholder en enkel forsøksbeskrivelse.

3.1 Formål

Hovedformålet med forsøkene var å gjennomføre "screening" forsøk med tanke på valg av alkalisk filtermasse for Trondheim sitt nye vannbehandlingsanlegg, VIVA. Flere forskjellige masser skulle prøves ut der det skulle legges vekt på følgende undersøkelser:

- ⇒ Bestemme reell kornstørrelsesfordeling og innhold av støv og finpartikulært materiale.
- ⇒ Kvaliteten (mhp pH, alkalitet og kalsium) på filtrert vann fra Jonsvatnet ved forskjellige CO_2 -doser og kontakttider.
- ⇒ Filterekspansjon som funksjon av spylehastighet med og uten bruk av luft.
- ⇒ Bestemme mengde støv og finstoff en vil forvente slippes ut ved spyling etter påfylling av ny masse.

Det var også ønskelig å få en direkte sammenlignbar utprøving av produkteter (alkaliske filtermasser) fra forskjellige leverandører, der det ble lagt vekt på forhold som er viktig for dimensjonering og drift av alkaliske filtre. Fra leverandørernes side var dette et nyttig innspill for evt å justere eller endre på massene som tilbys, slik at disse kan bli enda bedre tilpasset markedets behov.

Resultatene fra forsøkene skal også benyttes som utgangspunkt til å utarbeide enkle kriterier for valg av alkalisk filtermasse, evt til forslag til enkle undersøkelser som kommuner og vannverk kan/bør utføre før valg av masse gjøres.

3.2 Alkaliske masser

Totalt 10 forskjellige alkaliske filtermasser ble undersøkt. En oversikt over massene er vist i Tabell 3-1. Av disse ti massene var det en rådolomitt (nr 6), 8 naturlige kalsitt masser (nr 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8 og 9) og en syntetisk CaCO_3 -masse (nr 10) som var tilverket ved å karbonatisere hydrat-kalk. Tre av massene var av granulert kvalitet (nr 2, 9 og 10), mens de øvrige var knust. Videre var masse nr 1, 5 og 6 hvit av farge, masse nr 2, 9 og 10 var gulaktig, masse nr 3 og 4 var lys grå og masse nr 7 og 8 var mørk grå.

Tabell 3-1 Oversikt over alkaliske filtermasser som er blitt testet.

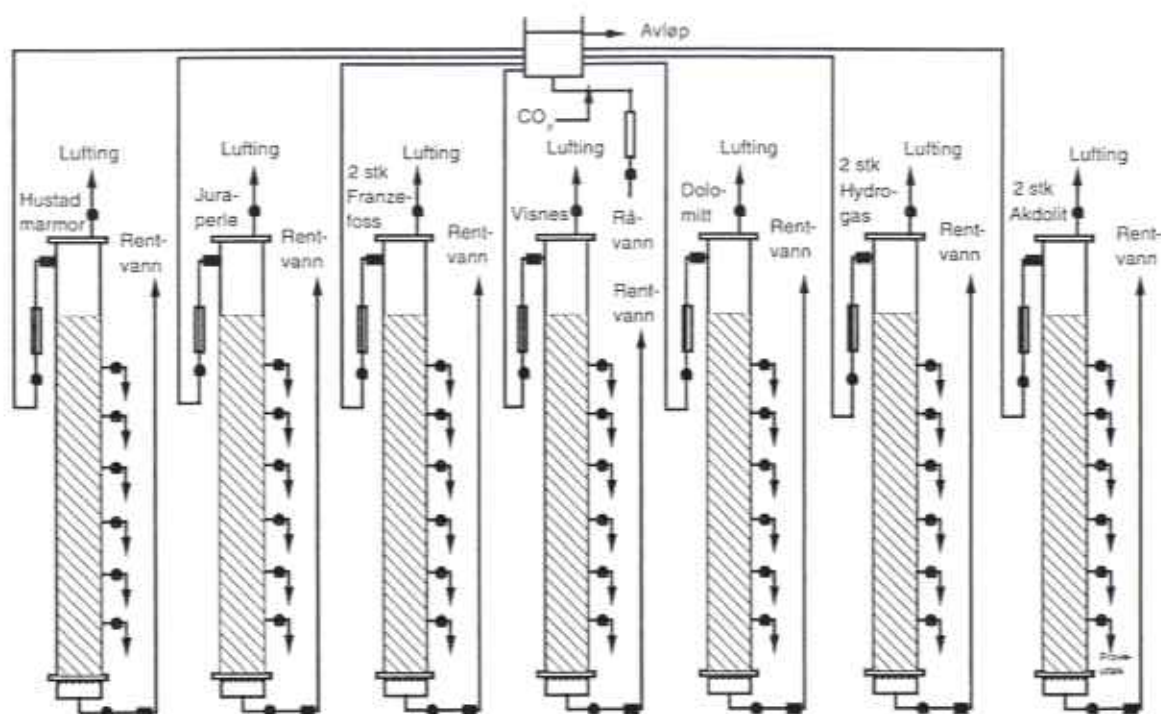
Nr	Navn	Gradering	Leverandør	Type
1	Hustad marmor	1-3 mm	Hustad marmor	CaCO ₃
2	Juraperle	1.2-1.8 mm	Aqua-Juraperle JW ¹⁾	CaCO ₃
3	Filterkalk	1-2 mm	Franzefoss	CaCO ₃
4	Filterkalk	1-3 mm	Franzefoss	CaCO ₃
5	Visnes kalkstein	0.7-2.0 mm	Visnes kalk og marmorbrudd AS	CaCO ₃
6	Filterdolomitt ²⁾	1-2 mm	Franzefoss	CaCO ₃ ·MgCO ₃
7	Hydrogas kalkstein	1-3 mm	Hydrogas	CaCO ₃
8	Hydrogas kalkstein	1.2-1.8 mm	Hydrogas	CaCO ₃
9	Hydro-Karbonat	1.2-1.8 mm	Akdolit ³⁾	CaCO ₃
10	Hydro-Calcit ⁴⁾	1-3 mm	Akdolit ³⁾	CaCO ₃

- 1) Norsk leverandør er Stavanger Rørhandel.
- 2) Massen er av rådolomitt.
- 3) Norsk leverandør er Alfsen og Gunderson.
- 4) Massen er en "syntetisk" kalsiumkarbonat som er fremkommet ved å karbonatisere hydrat-kalk.

3.3 Pilotanlegg

Forsøkene med de 10 alkaliske filtermassene for å bestemme kvaliteten på filtrert vann som funksjon av CO₂-dose og EBCT ble utført i et pilotanlegg bestående av 10 parallelle filterkolonner. Kolonnene hadde en innvendig diameter på 10 cm og en total høyde på 260 cm. Alle kolonnene hadde felles råvannstilførsel som ble tilsatt forskjellige CO₂-doser. På denne måten ble alle kolonnene tilført samme råvannskvaliteten og CO₂-dosen. Kolonnene var utstyrt med 6 prøvetakingspunkt, ett hver 25 cm fra bunnen og opp. En skisse av pilotanlegget er vist i Figur 3-1.

Forsøkene med tilbakespyling av filterne ble gjennomført i et annet pilotanlegg bestående av bare en, men større, filterkolonne med innvendig diameter på 20 cm.



Figur 3-1. Skisse av pilotanlegg for utprøving av 10 forskjellige alkaliske filtermasser (kun 7 av de 10 filterkolonnene er angitt i figuren).

3.4 Målinger og analyser

I forbindelse med vannkvalitetsforsøkene (dvs forsøk for å undersøke effekten av CO_2 -dose og EBCT på kvaliteten av filtrert vann) ble det tatt prøver av råvannet etter CO_2 -dosering og av utløpet fra filteret, samt fra ulike dyp i filtersengen. Prøvene ble analysert mhp pH, alkalitet (evt aciditet) og kalsium. I tillegg ble vannføring, CO_2 -dose og trykktap gjennom filterne målt.

Under forsøkene der en undersøkte innholdet av støv og finpartikulært materiale i ny filtermasse, ble massene tilbakespylt til 10 % ekspansjon, samtidig som det ble tatt prøver av spylevannet hvert halv minutt i begynnelsen av spyleperioden, og deretter sjeldnere. Prøvene ble analysert mhp turbiditet og totalt tørrstoff. Undersøkelsene av filter ekspansjon som funksjon av spylehastighet ble utført både med og uten bruk av luft. Luft spylehastigheten ble holdt konstant (0 eller 50 m/t), mens vann spylehastigheten ble variert og filterekspansjonen målt.

Alle forsøkene ble utført ved en vann temperatur på ca 10 °C.

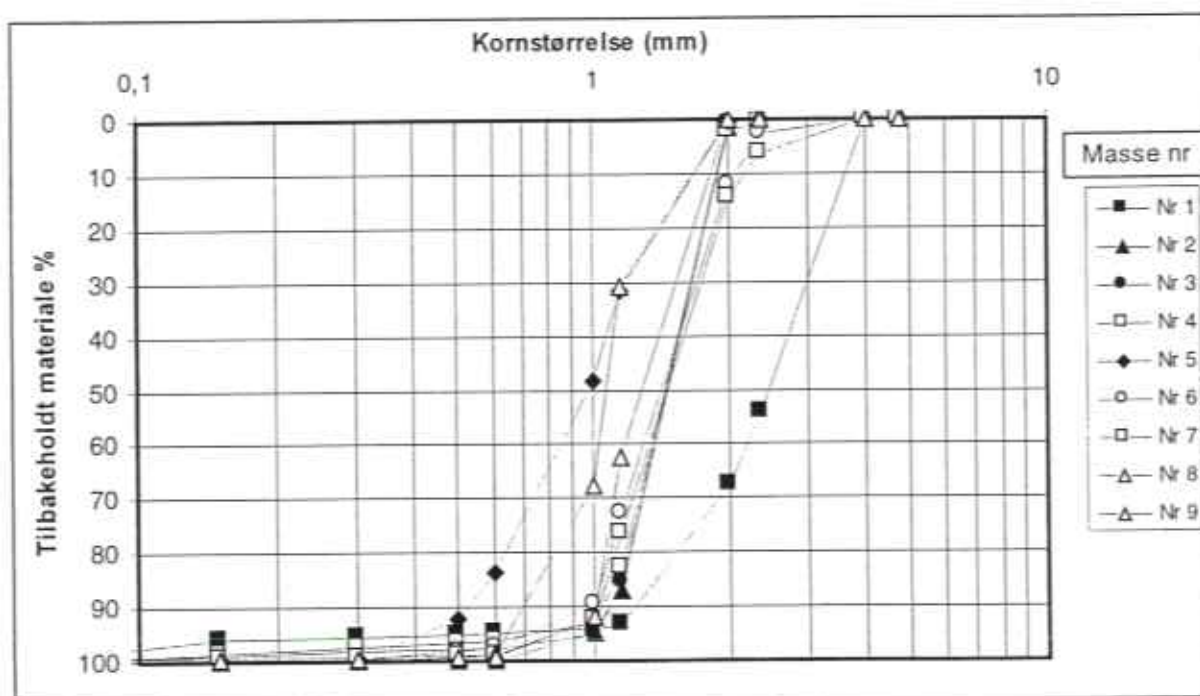
Før filtermassene ble tatt i bruk ble det tatt ut prøver av massene som ble levert til Institutt for Geoteknikk, NTNU, for analyse av kornstørrelsesfordelingen. Det ble tatt ut totalt 5 liter prøve fra hver masse, som ble sammensatt av 5 like store prøver tatt fra forskjellige steder i den aktuelle bulkmassen.

4. RESULTATER

I kapittel 4 er resultatene fra forsøkene presentert og diskutert. Resultatene fra analyse av massenes kornstørrelsesfordelingene er gjengitt i kapittel 4.1, mens resultatene fra vannkvalitetsforsøkene er gjengitt i kapittel 4.2 og resultatene fra spyleforsøkene er gjengitt i kapittel 4.3.

4.1 Kornstørrelsesfordeling

Det ble tatt opp siktekurver for alle massene bortsett fra masse nr 10 (Hydro-Calcit 1-3 mm). Siktekurvene er vist i Figur 4-1. Basert på siktekurvene er det også beregnet endel kornstørrelses karakteristika for de aktuelle massene. Disse er gjengitt i Tabell 4-1. Figur 4-1 viser både at det er stor forskjell i kornstørrelsesfordelingen for de ulike massene, og at det for enkelte masser kan være store avvik mellom reell og angitt kornstørrelsesfordeling. Når resultatene er presentert og diskutert nedenfor, har en antatt lineær kornstørrelses fordeling mellom hver av sikt størrelsene.



Figur 4-1. Målt kornstørrelsesfordeling på massene som ble utprøvd.

Hvis en ser nærmere på Figur 4-1, ser en at enkelt masser skiller seg ut fra de øvrige. Masse nr 1 (Hustad marmor 1-3 mm) er vesentlig grovere enn de andre massene, selv enn de andre massene som skulle ha gradering 1-3 mm (dvs masse nr 4 og 7), og det er tydelig at den er grovere enn de angitte 1-3 mm. Videre ser en at masse nr 5 og 8 (Visnes 0.7-2 mm og Hydrogas 1.2-1.8 mm) er betydelig finere enn de andre massene. Selv om disse to massene er blandt de som er angitt med den fineste graderingen, er flere av de andre massene også angitt med tilsvarende fin gradering (f eks. nr 2, 3, 6 og 9) uten at Figur 4-1 viser en like fin gradering. For kornstørrelser >1 mm er det liten forskjell i de øvrige massene, bortsett fra at masse nr 9 (Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm) er

noe finere enn de andre, og masse nr 6 og 7 (Franzefoss dolomitt 1-2 mm og Hydrogas 1-3 mm) inneholder litt større fraksjon med korn >2 mm. Forøvrig har masse nr 8 og 9 (Hydrogas 1.2-1.8 mm og Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm) mye "smalere" korngradering enn noen av de andre massene.

På tross av at Hustad marmor 1-3 mm er vesentlig grovere enn alle de andre massene, er det ingen av de andre massene som inneholder så mye finstoff og støv som Hustad marmor 1-3 mm. Dette kommer tydelig fram i Tabell 4-1, som viser at mer 4.5 % (på vekt basis) av masse nr 1 har en kornstørrelse <0.3 mm, og mer enn 4 % er < 0.15 mm. Masse nr 3 og 4 (Franzefoss 1-2 og 1-3 mm) inneholder også endel finstoff, dvs henholdsvis 1.8 og 2.6 % mindre enn 0.3 mm, og 1.2 og 1.5 mindre enn 0.15 mm. De finkornige massene, nr 5, 8 og 9, derimot, inneholder lite finstoff mindre enn 0.3 mm (Tabell 4-1).

Tabell 4-1. Målt kornstørrelses karakteristika for alkalisk filtermasse nr 1-9.

Kornstørrelser	Alkalisk filtermasse nr								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Effektiv kornstørrelse, d_{10} (mm)	1.3	1.1	1.1	1.0	0.5	1.0	1.0	0.7	1.0
d_{90} (mm)	3.7	1.9	1.9	1.9	1.7	2.1	2.2	1.7	1.85
d_{60} (mm)	2.8	1.6	1.6	1.6	1.1	1.6	1.7	1.1	1.5
Uniformitetskoeff. (d_{60}/d_{10})	2.19	1.48	1.49	1.54	2.06	1.66	1.61	1.58	1.45
Andel < min. gradering (%)	5.9	17.2	4.8	7.2	25.0	10.4	7.4	69.0	41.0
Andel < 0.6 mm (%)	5.05	0.15	2.37	3.75	16.21	2.63	1.03	1.40	0.92
Andel < 0.3 mm (%)	4.57	0.05	1.77	2.60	0.48	0.43	0.75	0.03	0.50
Andel < 0.15 mm (%)	4.04	0.03	1.20	1.52	0.30	0.10	0.70	0.00	0.37
Andel > max. gradering (%)	33.0	21.0	0.9	0.1	0.2	12.2	4.0	7.2	14.8

Fra Tabell 4-1 ser en også at andelen masse som er større enn største kornstørrelse i massens angitte størrelsesområde (dvs prosent masse som er større enn max angitt kornstørrelse) er stor for Hustad marmor 1-3 mm (33 %), Juraperle 1.2-1.8 mm (21 %) og Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm (14.8 %). Videre ser en at andelen masse som er mindre enn minste angitt kornstørrelse er stor for Hydrogas 1.2-1.8 mm (69 %), Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm (41 %), Visnes 0.7-2 mm (25 %) og Juraperle 1.2-1.8 mm (17.2 %). De ulike massenes kornstørrelsesfordeling er nærmere diskutert i kapittel 5. Generelt kan en imidlertid si at det er tildels store avvik mellom oppgitt og reell korngradering for massene som ble utprøvd. En skal være oppmerksom på at disse målingen er utført på en bestemt leveranse (en liten sådan). Det kan imidlertid være store forskjeller i korngraderingen mellom ulike leveranser selv for en og samme type masse.

Tabell 4-1 angir også d_{10} , d_{60} og d_{90} som er definert som den partikkelstørrelsen som henholdsvis 10, 60 og 90 % av massens vekt er mindre enn. I tillegg er uniformitetskoeffisienten (UC) angitt. Denne er definert som d_{60}/d_{10} , og sier noe om hvor godt massen er egnet som filtermedium.

Typiske UC verdier for granulert filtermedium for drikkevannsfiltrering er 1.4-1.8, dvs at alle massene bortsett fra Hustad marmor 1-3 mm og Visnes 0.7-2 mm er innenfor dette området.

Selv om det er tildels store avvik mellom oppgitt og reell korngradering for flere av massene betyr ikke dette at disse massene er lite egnet for alkaliske filtre. Det er flere forhold vedrørende korngraderingen som da må vurderes. Generelt kan en si at det er gunstig å ha en fin gradering hvis en kun vurderer oppløsningen av CaCO_3 (dvs EBCT og nødvendig filterstørrelse), mens det er gunstig med en grov gradering hvis en ønsker å redusere trykktapet gjennom filteret mest mulig. Videre er det gunstig med en middels fin og smal gradering når en betrakter filterets filtreringsegenskaper og muligheten for effektiv rengjøring ved tilbakespyling uten unødvendig tap av masse. En må også være oppmerksom på at filterkornene gradvis løses opp, slik at størrelse avtar med driftstiden, og at ny masse etterfylles jevnlig. Et filter i drift vil derfor bestå av både "gamle" og "nye" filterkorn. Hvilke av disse faktorene som tillegges størst vekt vil kunne variere fra sted til sted. Ofte vil det imidlertid være gunstig å benytte en middels fin og smal korngradering. Uansett hvilken gradering som benyttes bør innholdet av støv og finpartikulært materiale som vil gå ut med spylevannet være minst mulig.

4.2 Effekt av CO_2 -dose og kontaktid på vannkvalitet

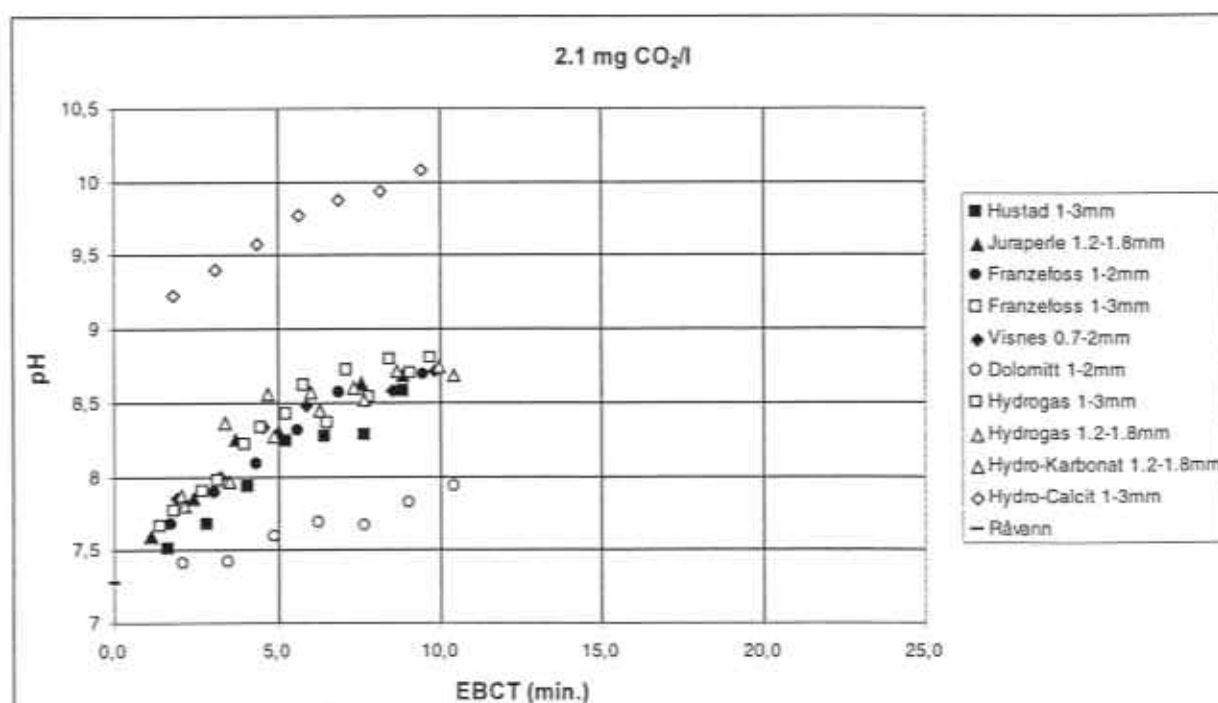
De viktigste resultatene fra disse forsøkene er vist i Figurene 4-2 til 4-5. Hver figur består av tre delfigurer, a, b og c for henholdsvis pH, alkalitet og kalsium i filtrert vann som funksjon av EBCT. Alle de 10 alkaliske filtermassene er inkludert i hver figur. Råvannskvaliteten i Jonsvatnet har vært utgangspunkt for alle forsøkene. Siden innholdet av fri CO_2 i råvannet kan variere en del, er den totale CO_2 -mengden (dvs CO_2 -innholdet i råvannet pluss dosert mengde CO_2) angitt når resultatene rapporteres. Mengden CO_2 i vannet som ble tilført filterne var ca 2, 5, 10 og 17 mg CO_2/l i henholdsvis Figur 4-2, 4-3, 4-4 og 4-5. Alle forsøkene er utført ved 7-10°C. I Figur 4-4 har en også angitt hvilken pH, alkalitet og kalsium en får når disse modelleres ved hjelp av ligning 2-32 i kapittel 2.4 ovenfor.

Figurene 4-2 til og med 4-5 viser generelt at når CO_2 -dosen økes, øker alkalitet og kalsium i filtrert vann mens pH avtar. Videre ser en at tiden det tar for å nå tilnærmet CaCO_3 -likevekt, og dermed en tilstrekkelig høy pH, øker med økende CO_2 -dose.

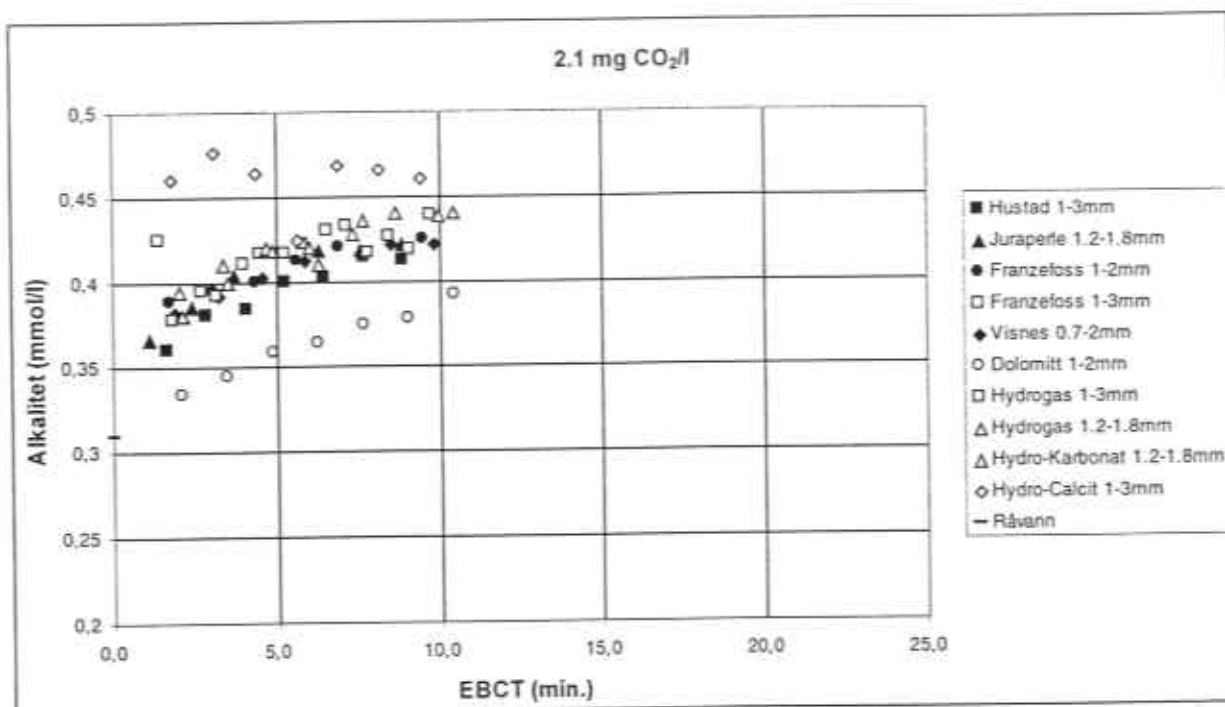
Når en sammenligner kvaliteten på filtrert vann fra de ulike massene, ser en at spesielt masse nr 6 (Franzefoss dolomitt 1-2 mm) og nr 10 (Hydro-Calcit 1-3 mm) skiller seg ut fra de øvrige massene. Franzefoss dolomitt 1-2 mm gir mye lavere verdier for pH, alkalitet og kalsium i filtrert vann enn de øvrige massene, selv etter relativt lang EBCT. Dette er for såvidt i henhold til teorien (kapittel 3.2.1) som sier at oppløsningshastigheten til rådolomitt er svært langsom (sammenlignet med CaCO_3). Figur 4-2 til og med 4-5 viser at oppløsningshastigheten til rådolomitt er såpass langsom at massen ikke er egnet til bruk for karbonatisering. I tillegg vil kalsium bidraget pr syre-enhet som nøytraliseres bli mindre når det benyttes rådolomitt istedenfor CaCO_3 , fordi rådolomitten også inneholder MgCO_3 .

Hydro-Calcit 1-3 mm derimot løser seg noe raskere enn de øvrige massene (i følge leverandøren skal den ha en struktur som gjør at den løser seg raskere enn vanlig kalsitt masse). Hvis en ser på dataene for kalsium (Figurene 4-2c, 4-3c, 4-4c og 4-5c), ser en at Ca-konsentrasjonene er høyere ved korte EBCT for Hydro-Calcit enn for de øvrige massene, mens det er liten forskjell i Ca-konsentrasjonene ved lengre EBCT. Dette tyder på noe høyere oppløsningshastighet for Hydro-Calcit enn for de andre massene. Dataene for pH (Figurene 4-2a, 4-3a, 4-4a og 4-5a), viser at pH stiger svært raskt (etter svært kort EBCT), og stiger til relativt høye verdier når det benyttes Hydro-Calcit 1-3 mm. Såpass rask og kraftig pH-økning kan ikke tilskrives oppløsning av CaCO_3 alene. Massen må derfor også inneholde et lite bidrag fra en sterk base, f.eks. $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Massen skal være fremstilt syntetisk ved å karbonatisere $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Det er derfor sannsynlig at CaCO_3 -partiklene inneholder rester av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ som vil gi ekstra pH-økning etterhvert som CaCO_3 -partiklene løser seg. Bruk av massen i alkaliske filtre vil i en del tilfeller gi for høy pH, slik at dette blir et driftsproblem.

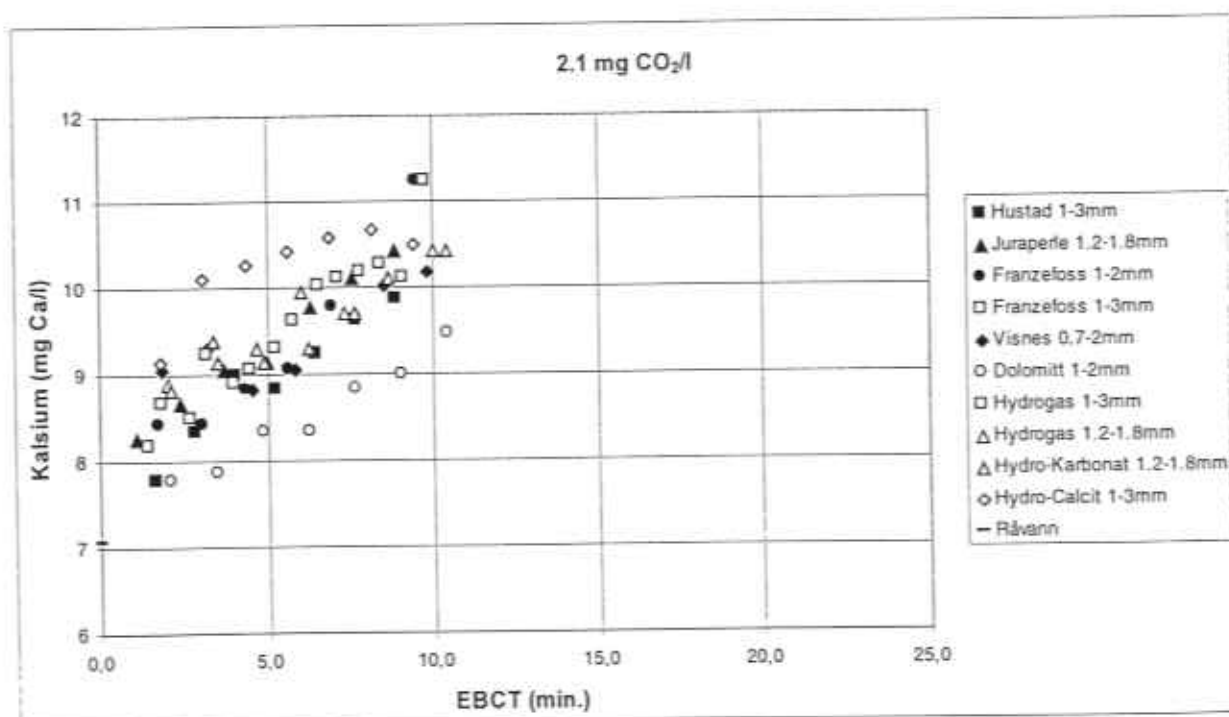
Det er også noe forskjeller i oppløsningshastigheten for de øvrige massene. Figurene viser at oppløsningshastigheten til Hustad marmor 1-3 er betydelig lavere enn for de fleste andre massene, mens oppløsningshastigheten til Hydrogas 1.2-1.8 mm og Visnes 0.7-2 mm er litt høyere enn for de andre massene. Dette skyldes i hovedsak kornstørrelses fordelingen på de ulike massene. En finkornig masse løser seg raskere enn en grovkornig. Hustad marmor 1-3 mm er betydelig grovere enn alle de andre massene (se kapittel 4.1), og har derfor også betydelig lavere oppløsningshastighet. Hydrogas 1.2-1.8 mm og Visnes 0.7-2 mm er derimot de to mest finkornige massene som ble testet. Det er kun marginale forskjeller i oppløsningshastigheten til de andre massene (Juraperle 1.2-1.8 mm, Franzefoss 1-2 og 1-3 mm, Hydrogas 1-3 mm og Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm).



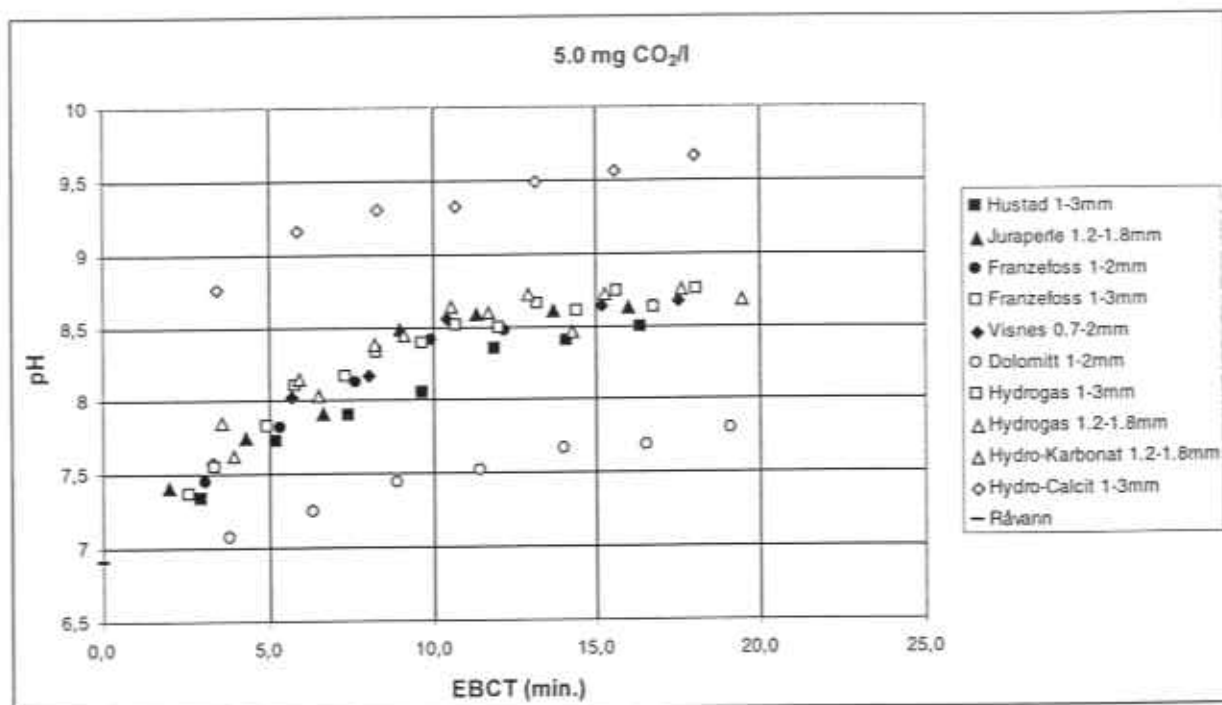
Figur 4-2a. pH som funksjon av kontakttid med ca 2 mg CO_2/l i råvannet (råvann etter CO_2 -dosering: pH=7.3, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



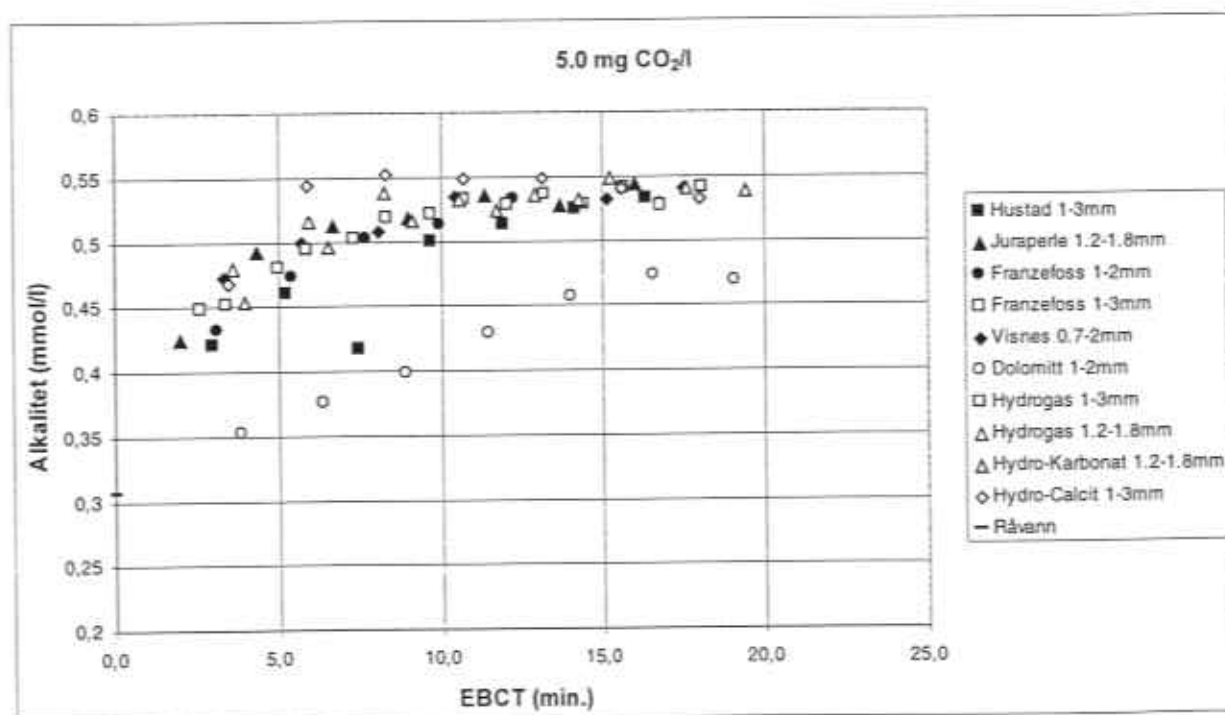
Figur 4-2b. Alkalitet som funksjon av kontakttid med ca 2 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=7.3, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



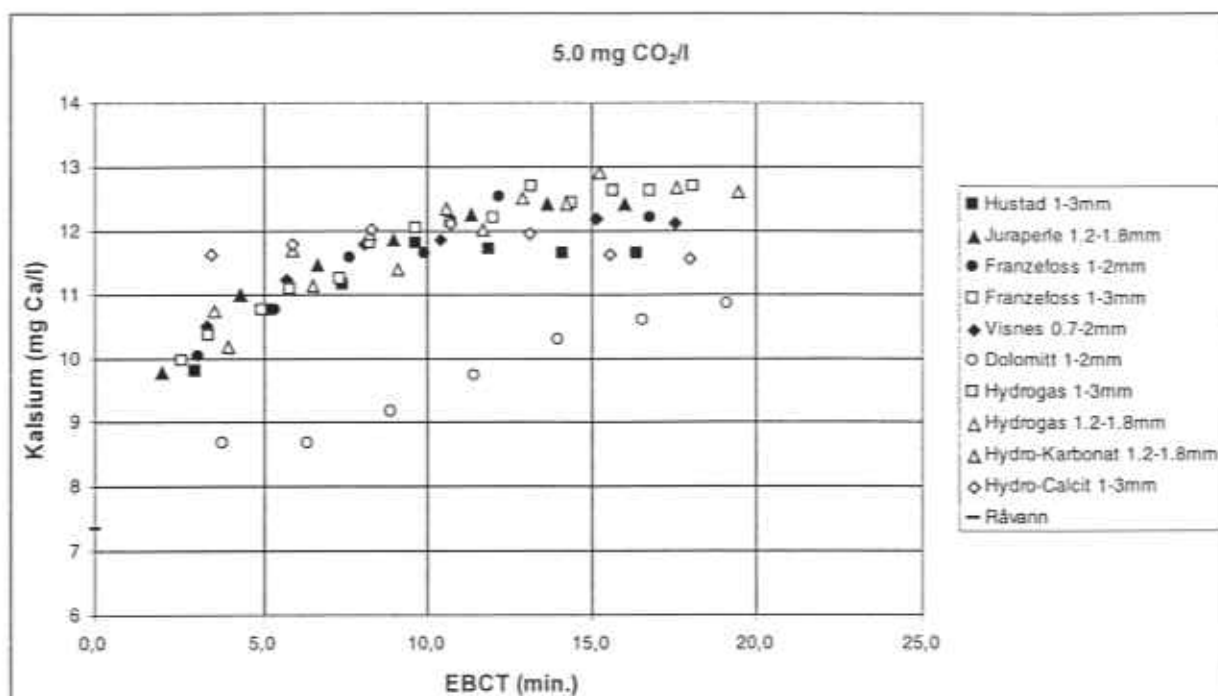
Figur 4-2c. Kalsium som funksjon av kontakttid med ca 2 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=7.3, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



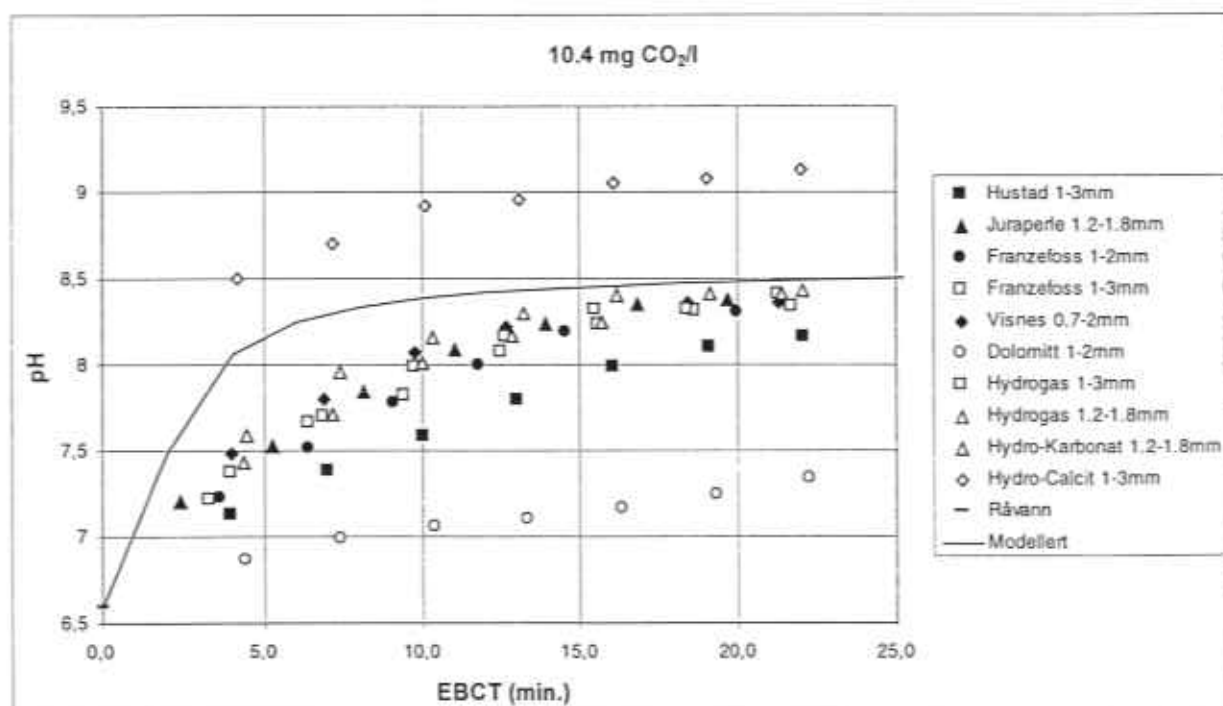
Figur 4-3a. pH som funksjon av kontakttid med ca 5 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.9, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



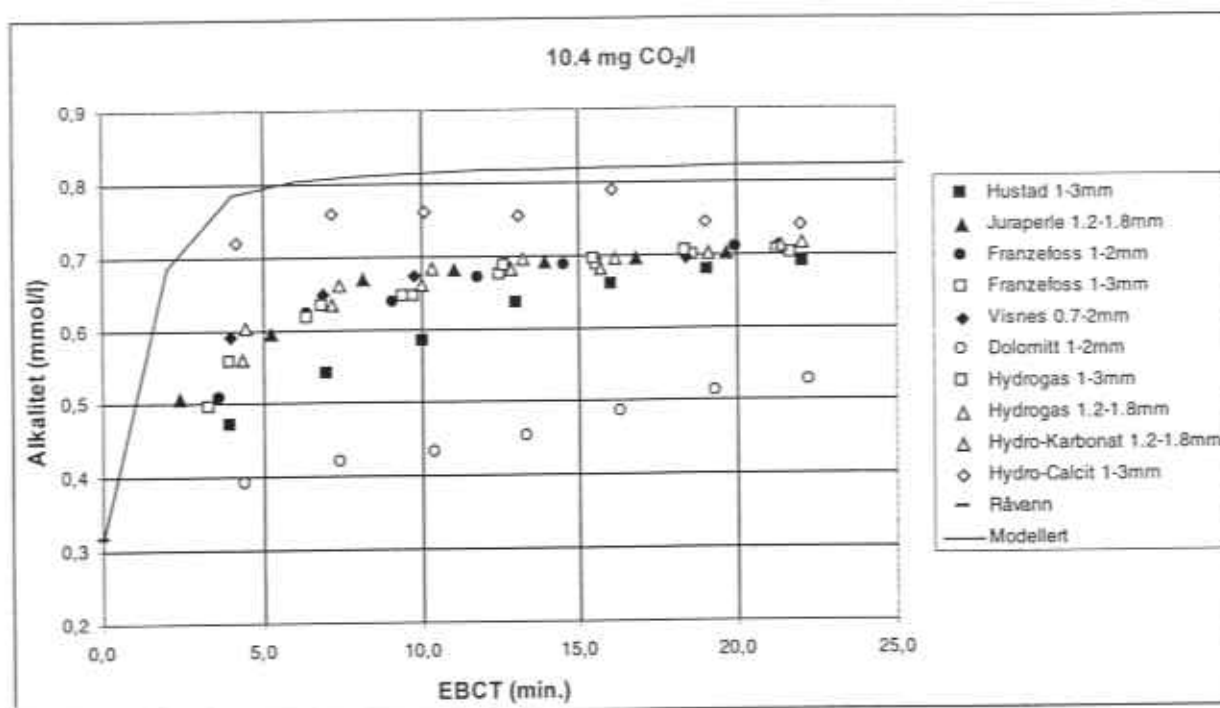
Figur 4-3b. Alkalitet som funksjon av kontakttid med ca 5 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.9, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



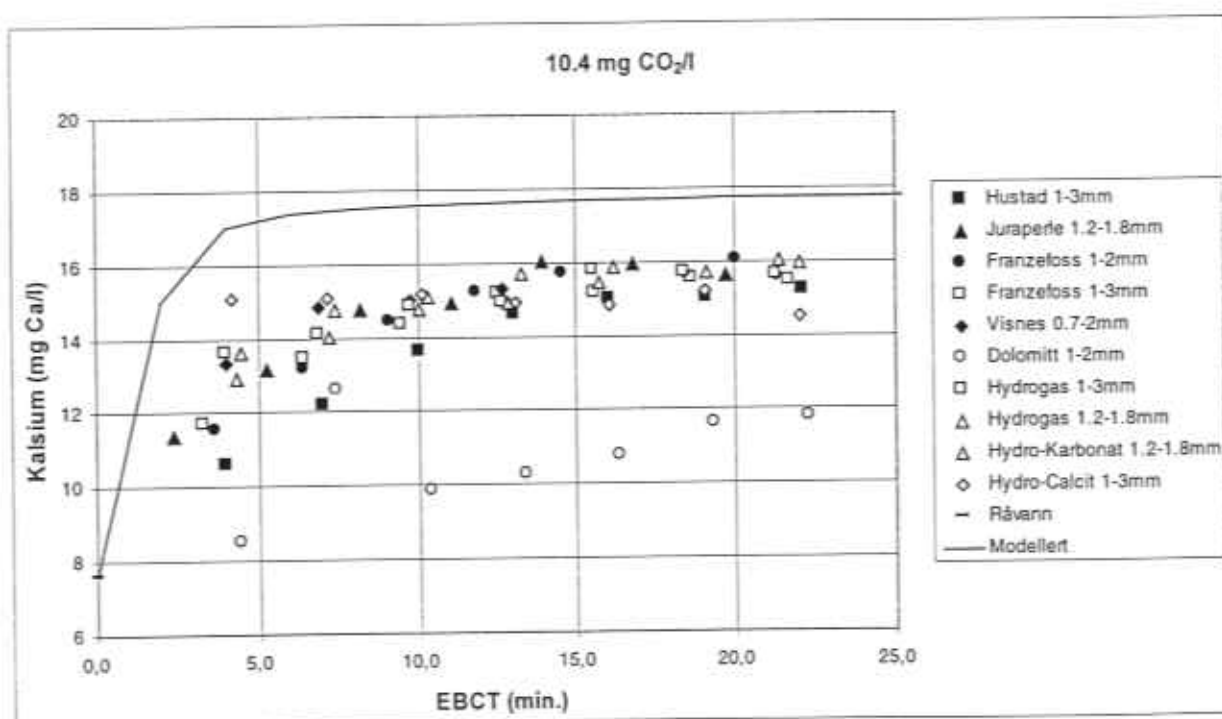
Figur 4-3c. Kalsium som funksjon av kontakttid med ca 5 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.9, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



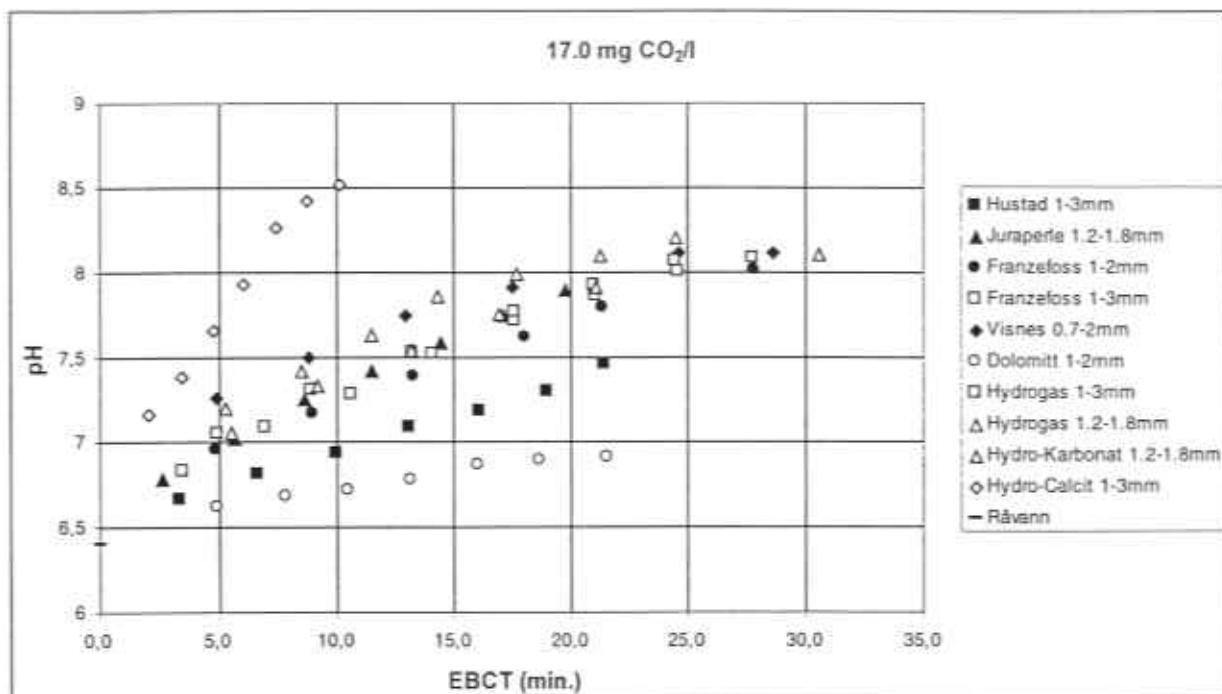
Figur 4-4a. pH som funksjon av kontakttid med ca 10 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.6, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



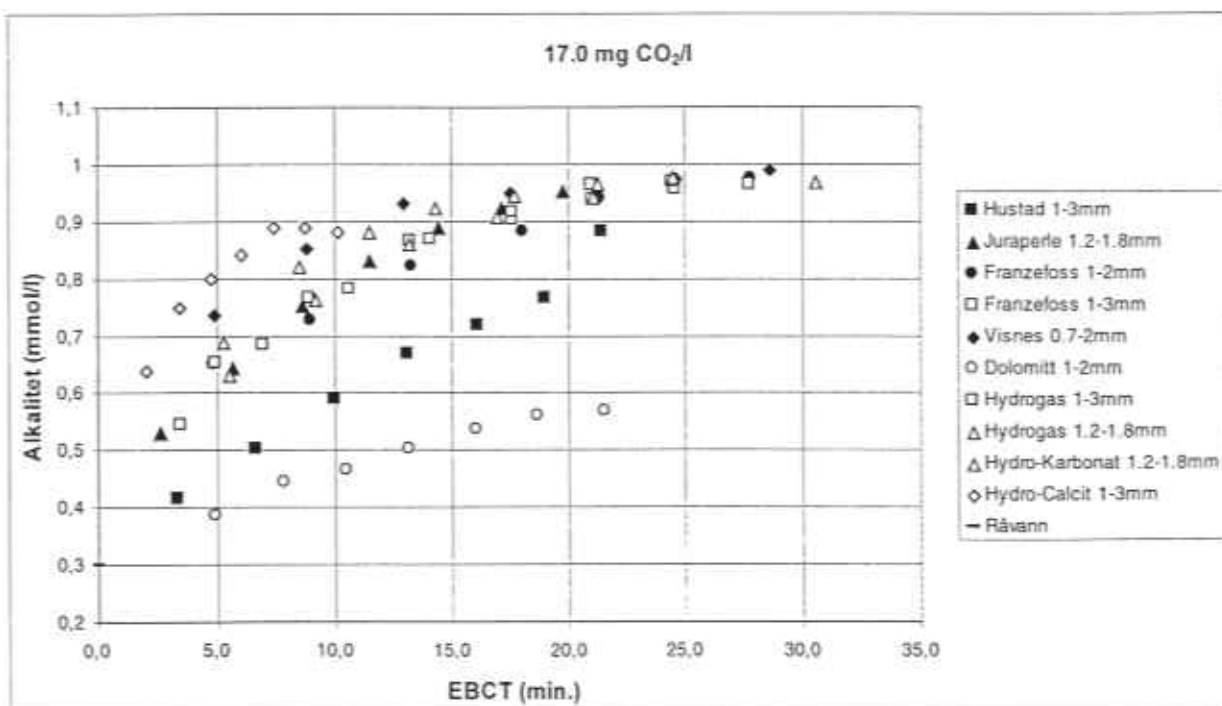
Figur 4-4b. Alkalitet som funksjon av kontakttid med ca 10 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.6, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



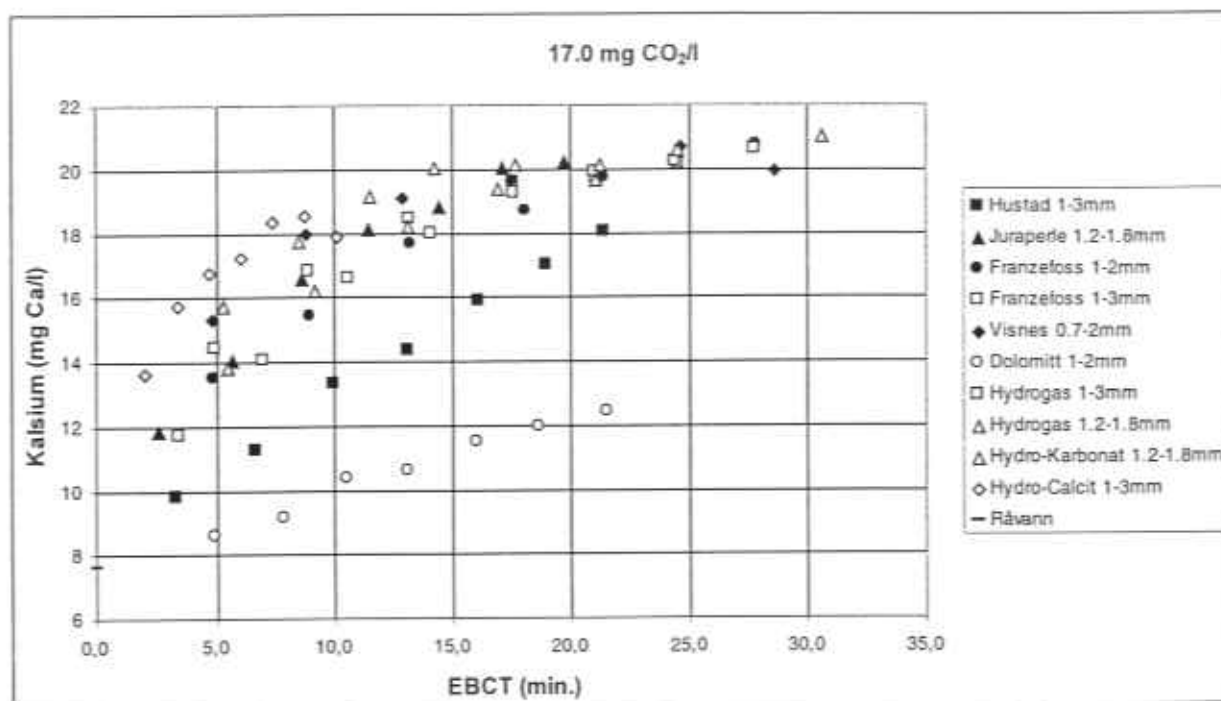
Figur 4-4c. Kalsium som funksjon av kontakttid med ca 10 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.6, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



Figur 4-5a. pH som funksjon av kontakttid med ca 17 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.4, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



Figur 4-5b. Alkalitet som funksjon av kontakttid med ca 17 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.4, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).



Figur 4-5c. Kalsium som funksjon av kontaktid med ca 17 mg CO₂/l i råvannet (råvann etter CO₂-dosering: pH=6.4, alkalitet=0.3 mmol/l og 7 mg Ca/l).

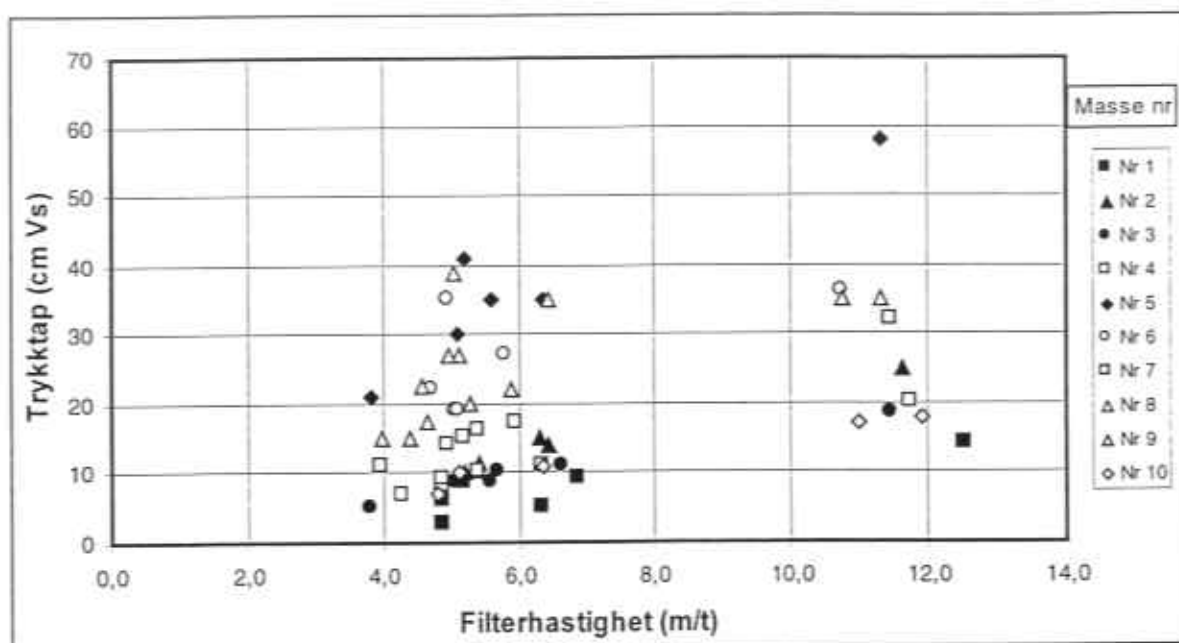
I Figur 4-4 har en også angitt resultatet fra beregning av pH, alkalitet og kalsium som funksjon av EBCT ved bruk av ligning 2-32. Disse resultatene viser at modellen gir alt for kort EBCT for å nå en gitt vannkvalitet i forhold til verdiene som oppnås i forsøkene (en del av beregningene er imidlertid utført for vannkvaliteter som er utenfor noen av modell konstantenes gyldighetsområde). I tillegg angir modellen for høy alkalitet og Ca-konsentrasjon ved lang EBCT (dvs når en nærmer seg likevekt). Dette forholdet vil imidlertid kunne bedres ved å benytte en lavere løselighetskonstant for CaCO₃ enn den teoretiske, med den begrunnelsen at variabel krystallstruktur og urenheter i filtermassen vil redusere massens løseligheten. Likevel vil beregnet pH, alkalitet og Ca ved kort EBCT bli alt for høy når modellen benyttes. Slike modeller kan være nyttige å bruke til å forstå generelle sammenhenger mellom CO₂-doser, EBCT og vannkvalitet. En skal imidlertid være svært forsiktig med å bruke modellen til å beregne kvaliteten på filtrert vann eller nødvendig EBCT uten på forhånd å kalibrere modell konstantene. En kalibrert modell vil imidlertid kunne være et nyttig verktøy til design optimalisering.

Resultatene i Figur 4-2 til og med 4-5 kan brukes til å bestemme nødvendig EBCT og CO₂-dose for å nå en bestemt vannkvalitet med den aktuelle filtermassen når Jonsvatnet benyttes som råvannskvalitet. Generelt kan en si at en bør unngå å benytte EBCT der vannkvalitetskurvene er bratte, selv om dette teoretisk vil gi de minste og dermed de rimeligste filterne, fordi det da i praksis vil være svært vanskelig å opprettholde en stabil vannkvalitet ved variasjoner i forbruk og råvannskvalitet.

Hvis CaCO_3 -filter skal benyttes til kun å heve pH til 8 eller 8.5 på Jonsvatnet med et CO_2 -innhold på ca 2 mg/l, er nødvendig EBCT henholdsvis 3-4 og 5-7 minutter avhengig av hvilken type masse som benyttes (Figur 4-2a). Dette medfører imidlertid at en ligger i den bratte delen av kurven, og det skal derfor lite til for at pH enten blir for høy eller for lav. Ved bruk av lengre EBCT risikerer en imidlertid at pH blir for høy (>8.5). Økningen i alkalitet og Ca (Figur 4-2b og 4-2c) blir liten når det ikke doseres CO_2 .

Hvis en derimot skal karbonatisere Jonsvatnet til pH=8, alkalitet=1.0 mmol/l og ~20 mg Ca/l, er det behov for ca 17 mg CO_2 /l og EBCT på ca 20-25 minutter forutsatt at det ikke benyttes Hustad marmor 1-3 mm eller rådolomitt (Figur 4-5). pH på ca 8 vil da kunne nås uten bruk av lut. Avhengig av hvilken masse som benyttes, kan pH, alkalitet og/eller Ca bli litt i underkant av henholdsvis 8.0, 1.0 og 20. Det kan derfor være ønskelig å øke CO_2 -dosen litt i forhold til dosen i Figur 4-5, samt å dosere små mengder lut til filtrert vann. Små endringer i råvannskvaliteten eller temperaturen, kan også føre til noen endringer i behovet for CO_2 - og lut-dose.

I Figur 4-6 har en også angitt målt trykktap over filterne som funksjon av filterhastighet. Trykktapene er målt på ren filterseng som er ca 180-190 cm dyp. Det finnes flere måter å beregne trykktapet over en ren filterseng på, dvs trykktap ved væskestrøm gjennom et porøst material. Generelt er trykktapet en funksjon av bl.a. filterhastigheten, filterdybden og filterkorn størrelsen, der trykktapet er proporsjonalt med filterdybden og med filterhastigheten (eller kvadratet av filterhastigheten) og omvendt proporsjonalt med filterkorn diameteren (eller kvadratet av filterkorn diameteren). Selv om det er endel spredning i resultatene i Figur 4-6, viser figuren økningen i trykktap ved økning i filterhastigheten. Forskjellene i trykktap mellom de ulike massene gjenspeiler massenes ulike kornstørrelsesfordeling. Det største trykktapet er over den mest finkornige massen (Visnes 0.7-2 mm), mens det minste trykktapet er over den mest grovkornige massen (Hustad marmor 1-3 mm). I tillegg vil trykktapet pga avsetninger i filteret under drift være større i de finkornige massene.



Figur 4-6. Målt trykktap over ren filterseng som funksjon av filterhastighet ved en filterseng dybde på ca 180-190 cm.

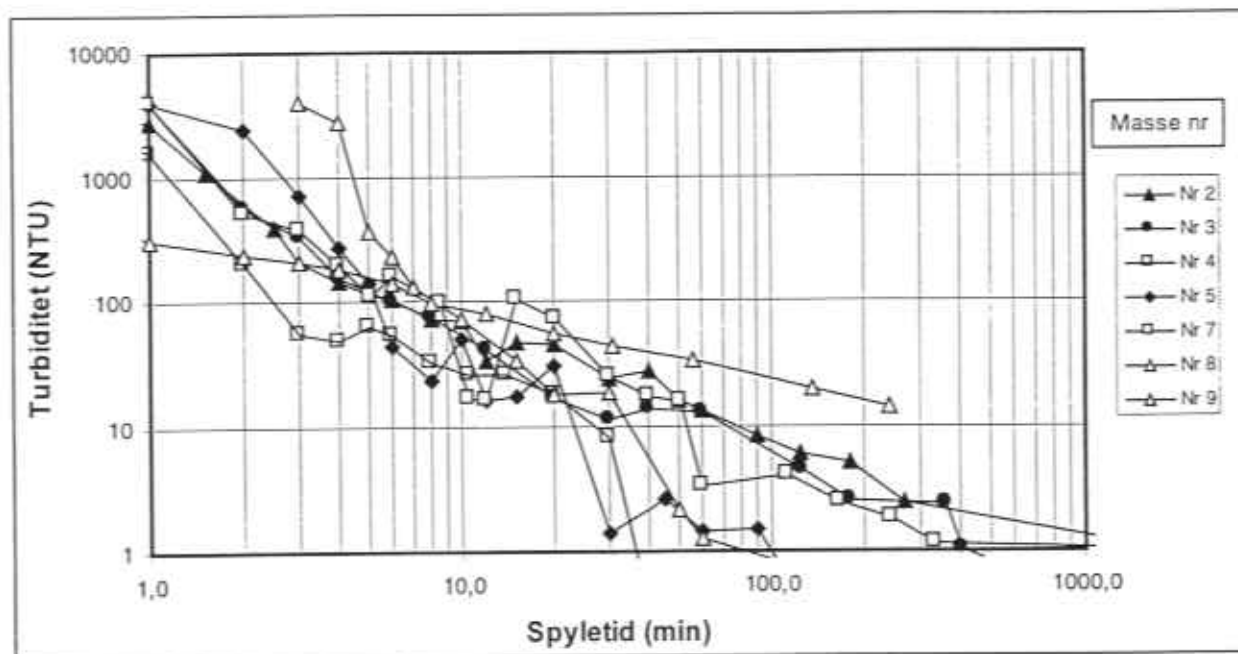
4.3 Filter spyling

Innholdet av støv og finpartikulært materiale som vil føres ut med spylevannet ved tilbakespyling av ny ubrukt masse ble undersøkt. Dette er av betydning ved vurdering av de ulike massene både mhp å si noe om tap av masse og for å anslå utslippsmengder ved tilbakespyling etter påfylling av ny masse.

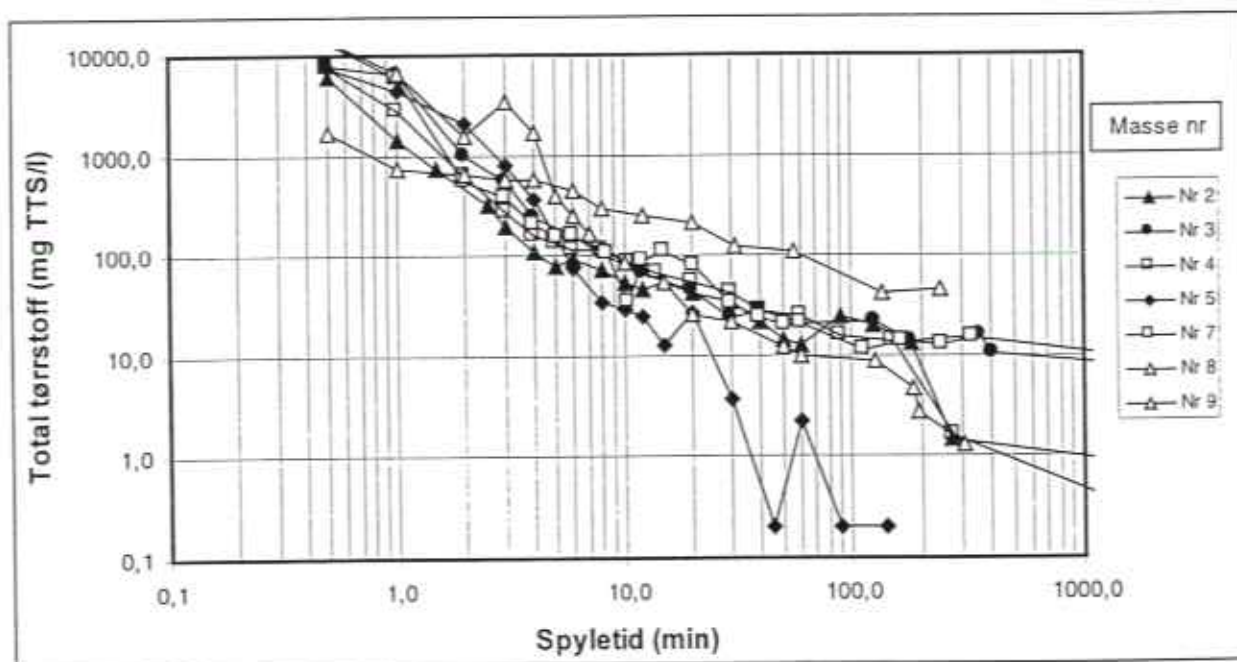
Massenes innhold av støv og finpartikulært materialet, presentert i Tabell 4-1, er basert på "tørr"-analyse. En slik "tørr"-analyse vil imidlertid ikke nødvendigvis gi samme bilde som en får når massen tilbakespyles/vaskes med vann. I Figurene 4-7 og 4-8 er konsentrasjonen av støv og finstoff i spylevannet ved spyling av ny ubrukt filtermasse til 10 % ekspansjon angitt ved å plote henholdsvis turbiditet og total tørrstoff (TTS) mot spyletid. Masse nr 1, 6 og 10 er ikke inkludert i disse forsøkene. I tabell 4-2 er dataene i Figur 4-7 benyttet til å beregne akkumulert mengde TTS som tilføres spylevannet pr kg filtermasse etter 10 og 100 minutters spyling. Spylehastigheten som ble benyttet og mengde filtermasse som ble brukt til forsøkene er også angitt i tabellen. En skal imidlertid være oppmerksom på følgende når disse dataene vurderes:

- Massene ble tilbakespylt med forskjellig hastighet, fordi nødvendig spylehastighet for å nå 10 % ekspansjon er forskjellig.
- TTS-analysene blir usikre ved lave verdier.

- Stor spylehastighet eller lang spyletid gir stort beregnet massebidrag selv ved lave TTS-verdier. Dataene bør derfor ikke brukes når tilført TTS er ca $<10\text{-}20\text{ mg TTS/l}$ eller for spyletider ca $>100\text{ min}$.
- Forsøkene vil være svært følsomme for variasjoner i leveransene. En annen leveranse av samme type masse vil derfor kunne gi andre resultater.



Figur 4-7. Turbiditet i spylevannet som funksjon av spyletid ved tilbakespyling av ny ubrukt masse til 10 % ekspansjon.



Figur 4-8. Totalt tørrstoff tilført spylevannet som funksjon av spyletid ved tilbakespyling av ny og ubrukt masse til 10 % ekspansjon.

Figur 4-7 og 4-8 viser at endringen i turbiditet og konsentrasjonen av tilført TTS til spylevannet som funksjon av spyletiden ikke er dramatisk forskjellig for de ulike massene. Masse nr 5 (Visnes 0.7-2 mm) og nr 8 (Hydrogas 1.2-1.8 mm) skiller seg imidlertid noe fra de øvrige. Turbiditet og TTS i spylevannet fra masse nr 8 synker langsommere med økende spyletid enn de andre massene. Dette skyldes antagelig delvis at massen er så finkornig at den kan og ble spylt med en relativt lav spylehastighet. Den totale mengden TTS som går ut med spylevannet blir derfor likevel ikke stor (se Figur 4-8 og Tabell 4-2). Turbiditet og TTS i spylevannet fra masse nr 5 synker derimot raskere med økende spyletid enn de andre massene på tross av at spylehastigheten er lav (som gir enda lavere totalmengde TTS som går ut med spylevannet, jfr Figur 4-8 og Tabell 4-2). Det betyr at mengden finstoff i masse nr 5 som transporteres ut med spylevannet ved denne hastigheten er liten. Dette er også i overensstemmelse med "tørr"-analysen i Tabell 4-1.

Hvis en benytter andre spylehastigheter vil en kunne få andre innbyrdes resultat mellom massene.

Tabell 4-2. Totalt tørrstoff tilført spylevannet pr kg marmormasse (g TTS/kg) ved tilbakespyling av ny og ubrukt masse til ca 10 % ekspansjon i 10 og 100 minutter

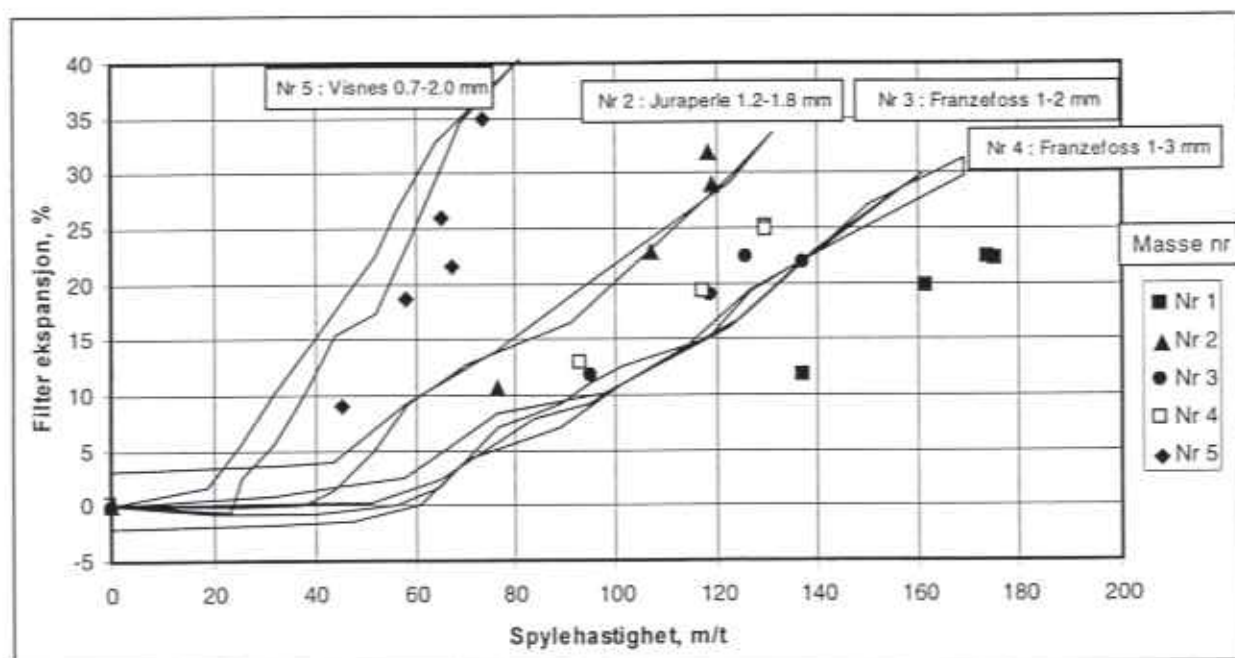
Masse nr	1	2	3	4 ¹⁾	5 ¹⁾	6	7 ¹⁾	8	9 ²⁾	10
Mengde masse (kg)	-	57	57	57	57	-	57	61	57	-
Støv/finstoff ved 10 min (g TTS/kg)	-	3.5	7.0	4.3	2.4	-	6.5	2.0	10	-
Støv/finstoff ved 100 min (g TTS/kg)	-	5.0	8.8	5.8	2.5	-	7.9	3.8	11	-

- 1) Det ble benyttet litt lav spylehastighet.
- 2) Verdiene for total tørrstoff er noe usikre.

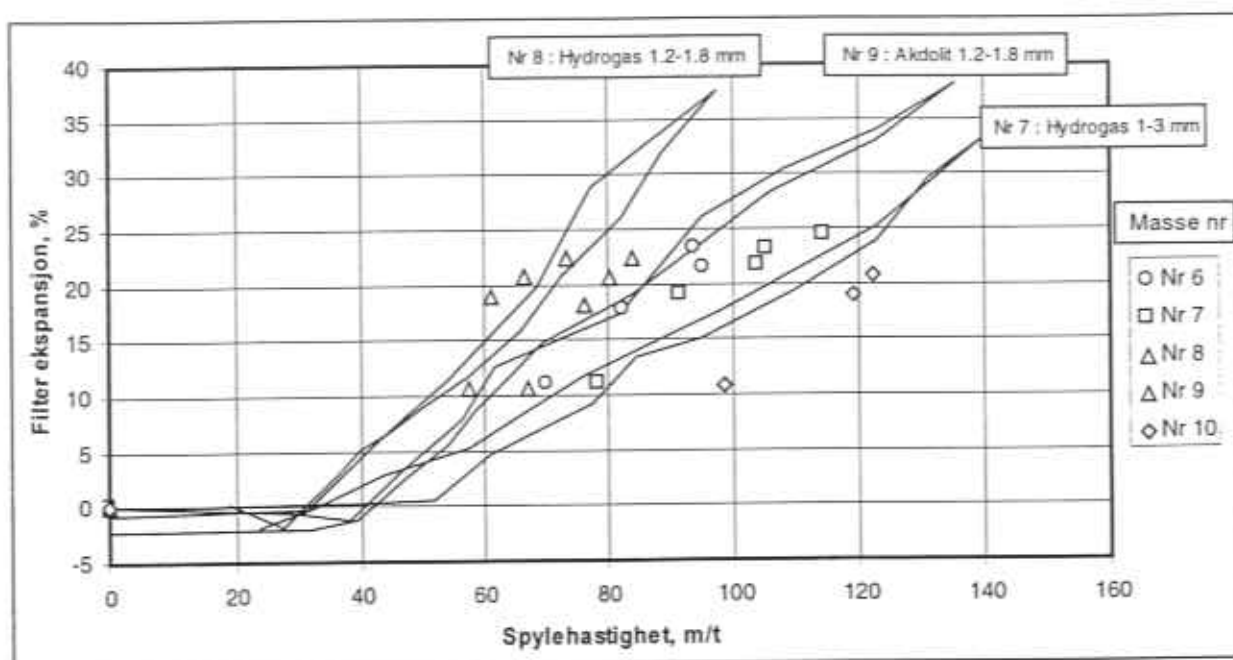
Filter ekspansjon (%) som funksjon av spylehastighet når det kun benyttes vann for tilbakespyling er vist i Figur 4-9a og b. De heltrukne linjene er forsøk utført i 20 cm diameter filterkolonne, der spylehastigheten gradvis ble øket mens filter ekspansjonen ble registrert. Symbolene i Figur 4-9 er derimot kun sporadiske målinger utført i 10 cm diameter filterkolonne. Filterne var i vanlig kontinuerlig drift ca en uke før spyleforsøkene startet. Figur 4-10a og b viser filter ekspansjonen (%) som funksjon av vannspylehastighet når luft (ved 25 m/t) kombineres med vannspyling. Alle målingene er da utført i 20 cm diameter filterkolonne.

Figurene viser at for å nå en bestemt filter ekspansjon er det svært stor forskjell i nødvendig spylehastighet for de ulike massene. For å nå 10% filter ekspansjon ved bruk av kun vann for spyling viser Figur 4-9a og b at nødvendig spylehastighet er ca 35 m/t for Visnes 0.7-2 mm, ca 50 m/t for Hydrogas 1.2-1.8 mm, ca 60 m/t for Juraperle 1.2-1.8 mm, Franzefoss dolomitt 1-2 og Hydro-Karbonat 1.2-1.8, ca 80-90 m/t for Franzefoss 1-2 mm og 1-3 mm og Hydrogas 1-3 mm, ca 100 m/t for Hydro-Calcit 1-3 mm og ca 130 m/t for Hustad marmor 1-3 mm. For enkelte av massene kunne det være noe vanskelig å angi filter ekspansjonen fordi filteret fluidiserte ujevnt pga stort variasjonsområde i filterets kornstørrelsesfordeling. Ved større filter ekspansjon kreves det selvsagt enda større spylehastighet.

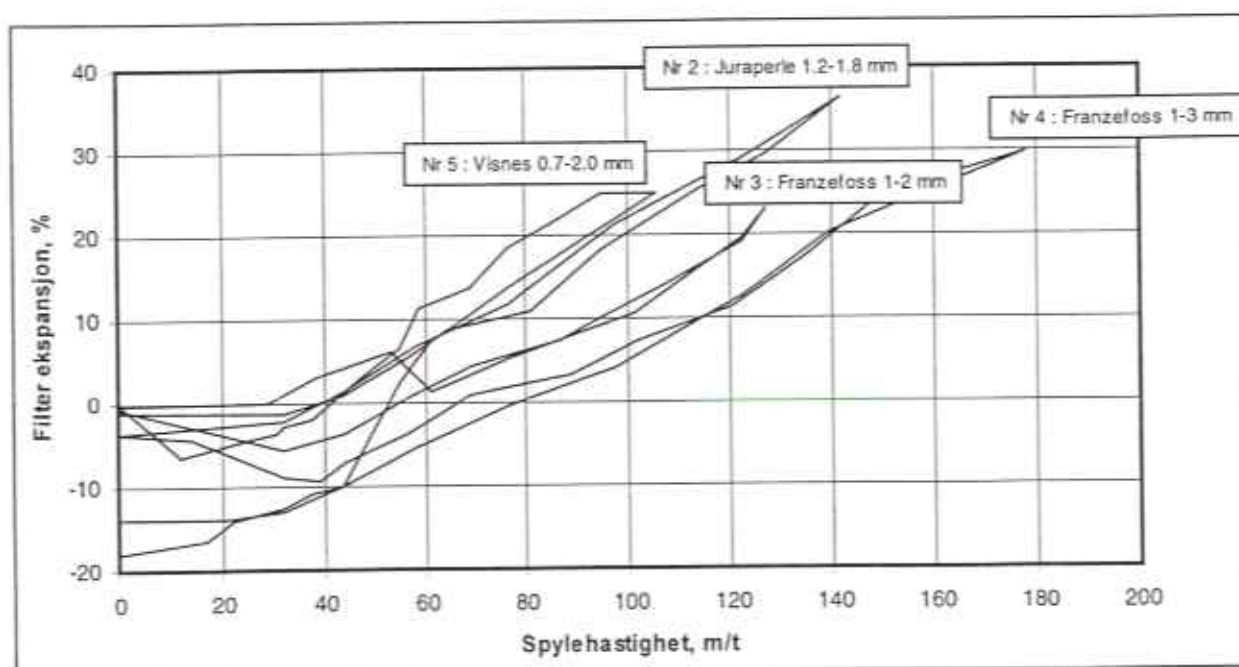
Når det benyttes luft i kombinasjon med vann for tilbakespyling, vil filtersengen komprimeres (ved lave vannspylehastigheter) før den begynner å ekspandere. Dette er vist i Figur 4-10a og b. Filter ekspansjonen blir derfor vanskelig å angi. Hvis en benytter nivået på filtersengen før spylingen starter som utgangspunkt for å angi ekspansjonen, ser en fra Figur 4-10 i forhold til 4-9 at nødvendig spylehastighet for å nå en gitt filter ekspansjon er høyere når spylingen kombineres med luft enn når dette ikke gjøres. Hensikten med bruk av luft i kombinasjon med vann er imidlertid i hovedsak å bryte opp filtersengen slik at en lettere får i gang bevegelse i filteret, samt å få en bedre skure effekt mellom filterkornene og dermed også en mer effektiv rengjøring av filteret. Hensikten er ikke å kunne benytte lavere vannspylehastighet ved en gitt filter ekspansjon.



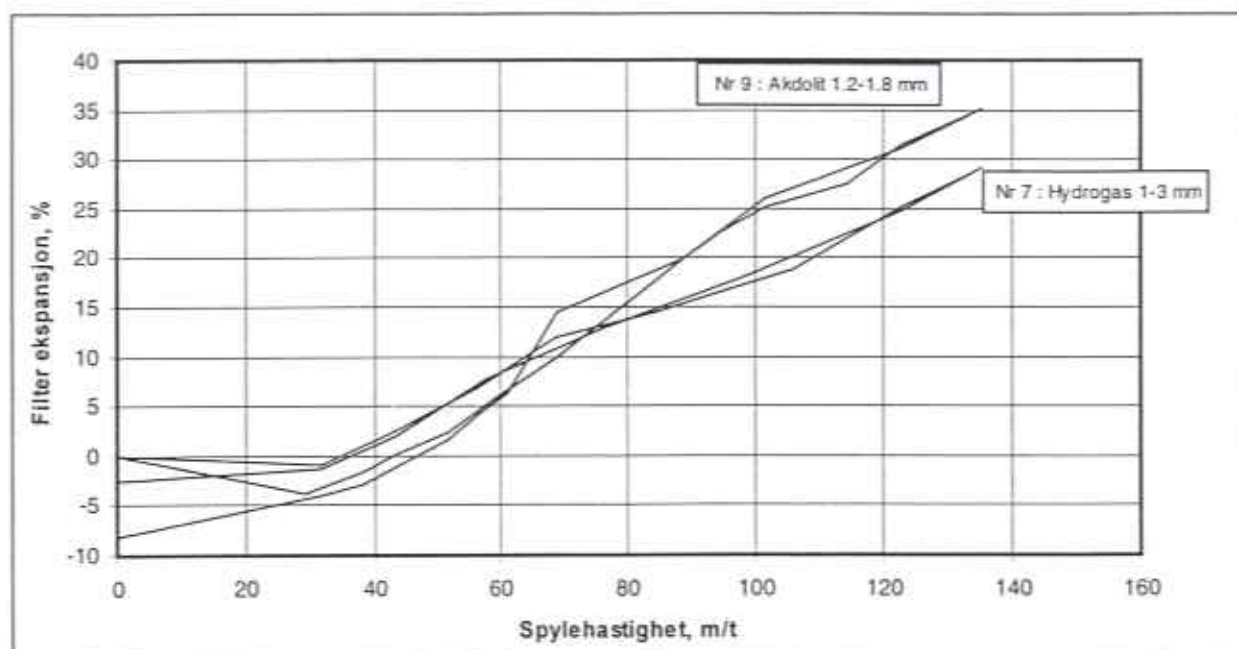
Figur 4-9a. Filterekspansjon for masse nr 1-5 som funksjon av spylehastighet med bruk av kun vann til spyling. Forsøk utført i 200 mm kolonne er angitt med heltrukne linjer, og forsøk utført i 100 mm kolonne er angitt med symbol.



Figur 4-9b. Filterekspansjon for masse nr 6-10 som funksjon av spylehastighet med bruk av kun vann til spyling. Forsøk utført i 200 mm kolonne er angitt med heltrukne linjer, og forsøk utført i 100 mm kolonne er angitt med symbol.



Figur 4-10a. Filterekspansjon for masse nr 2-5 som funksjon av vannspylehastighet med bruk av vann + luft (25 m/t) til spyling. Forsøkene er utført i 200 mm kolonne.



Figur 4-10b. Filtreksponasjon for masse nr 7 og 9 som funksjon av vannspylehastighet med bruk av vann + luft (25 m/t) til spyling. Forsøkene er utført i 200 mm kolonne.

5. VURDERING AV FILTERMASSER

I kapittel 5 er resultatet fra vurderingene av de ulike massene summert. Det er laget et delkapittel for hver masse, og ett delkapittel til slutt hvor de ulike massene er sammenlignet med tanke på evt anvendelse i VIVA. For mer detaljer fra undersøkelsen vises det til kapittel 4 ovenfor.

5.1 Generelt

Vurdering av de ulike filtermassene er kun basert på de leveransene av filtermasser som var med i utprøvingen. En skal imidlertid være oppmerksom på at det kan være store forskjeller mellom ulike leveranser av en og samme type filtermasse. Det er ikke tatt stilling til om de leverte massene er representativ for akkurat disse massene.

Nedenfor har en valgt å angi massenes "virkelige" gradering som d_{05} - d_{95} , dvs at 5 % av massen kan være mindre enn angitte min kornstørrelse og 5% av massen kan være større enn angitte max kornstørrelse. Ved beregning av d_{05} og d_{95} , samt d_{10} , d_{60} , d_{90} , d_{max} og d_{min} , har en antatt lineær kornstørrelses fordeling mellom hver av sikt størrelsene. Det kan da introduseres en feil i de angitte størrelsene når det er stor avstand mellom to siktstørrelser samtidig med at en vesentlig del av massen ligger innenfor disse to størrelsene. Dette problemet er størst mellom siktene på 1.16 og 2.0 mm. Størrelser i dette området har derfor en tendens til å bli overestimert. I vurderingene i kapittel 5.2 til 5.8 har en derfor angitt hvis en har mistanke om at en karakteristisk diameter størrelse kan være noe overestimert.

For å kunne illustrere forskjellene i oppløsningshastighet mellom de ulike massene, har en nedenfor valgt å sammenligne nødvendig EBCT for å heve pH til 7.5 for Jonsvatnet når dette er tilsatt CO_2 til en konsentrasjon på 17 mg CO_2/l . Alkalitet blir da ca 0.8 mmol/l og kalsium ca 18 mg Ca/l. Dette er kun ment som en illustrasjon, og må ikke betraktes som noen anbefaling mhp CO_2 -dose eller vannkvalitet i filtrert vann.

5.2 Hustadmarmor

Leveransen av Hustad marmor 1-3 mm som ble testet var vesentlig grovere enn angitt. Hele ca 33 % (noe overestimert) av massens vekt hadde en kornstørrelse større enn angitte max korndiameter (dvs >3 mm). De karakteristiske størrelsene d_{10} , d_{60} og d_{90} for massen var $d_{10}=1.3$, $d_{60}=2.8$ og $d_{90}=3.7$ mm (noe overestimert). På tross av at massen er såpass grovkornig inneholder den mye finstoff, dvs ca 4.6 % av massen har korndiameter <0.3 mm, mens kun 5.9 % av massens vekt har en kornstørrelse mindre enn angitte min korndiameter (dvs <1 mm). Det høye innholdet av finstoff medfører bl.a. følgende problem: betydelig tap av masse ved tilbakespyling etter påfylling ny masse, store utslippsmengder føres ut med spylevannet, evt gjentettings- og driftsproblemer, osv. Måling av støv og finpartikulært materialet som føres ut med spylevannet ble imidlertid ikke målt for denne massen.

Massens virkelige gradering (definert som $d_{0.5}$ - d_{95}) er 0.6-3.9 mm (d_{95} er noe overestimert), dvs en svært bred gradering.

Den brede kornstørrelses fordelingen fra grovkornig til høyt innhold av finstoff medfører at uniformitetskoeffisienten ($UC=d_{60}/d_{10}$) for massen blir høy, dvs $UC=2.19$. Det medfører at massens filtreringsegenskaper ikke blir særlig gode, f.eks. dårlig tilbakeholdelsesevne for partikler og/eller gjennettetningsproblemer spesielt ved nedstrøms filtrering.

Ved såpass grov masse blir nødvendig spylehastighet svært høy. For å nå 10 % filter ekspansjon kreves det en spylehastighet på ca 130 m/t. Det er derfor være praktisk vanskelig å oppnå effektiv rengjøring av filteret uten et stort tap av filtermasse.

Den grove korngraderingen medfører også at oppløsningshastigheten reduseres (dvs at kravet til kontaktid øker, eller det blir vanskelig å nå ønsket vannkvalitet). Nødvendig EBCT for å nå $pH=7.5$ for råvannkvaliteten angitt i kapittel 5.1 blir da ca 25 minutter. Slik masse egner seg derfor mindre godt til full karbonatisering. Hvis en skal benytte alkalisk filter til kun å heve pH til et typisk norsk overflatevann, kan imidlertid en grovkornig masse være godt egnet, fordi risikoen for at pH blir for høy da blir mindre.

Totalt sett er denne massen dårlig egnet til bruk i alkaliske filtre. En annen leveranse av massen som har smalere og noe finere korngradering, samt mindre innhold av støv og finstoff, vil imidlertid kunne være godt egnet.

5.3 Juraperle

Juraperle 1.2-1.8 mm som ble testet hadde litt bredere korngradering enn det som er angitt, der ca 21 % (noe overestimert) av massens vekt hadde større korndiameter enn angitte max diameter (>1.8 mm), og ca 17 % hadde mindre diameter enn angitte min. diameter (<1.2 mm). Massens gradering definert som $d_{0.5}$ - d_{95} var 1-2 mm (d_{95} er noe overestimert), dvs en middels fin og relativt smal gradering. Innholdet av finpartikulært materiale var imidlertid svært lavt, der innholdet av partikler med diameter <0.3 mm var <0.1 % og kun 0.15 % av massen hadde partikkel diameter <0.6 mm. Mengde støv og finpartikulært som tilføres spylevannet ved tilbakespyling av ny masse er også lavt. Ved spyling til 10 % ekspansjon av ny masse, ble det målt en tilførsel av finstoff til spylevannet på 3.5 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 5.0 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling.

Massen hadde $d_{10}=1.1$, $d_{60}=1.6$ og $d_{90}=1.9$ mm (noe overestimert), samt en $UC=1.48$. Den skulle derfor ha gode filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet er middels lav. Dvs for å nå en filter ekspansjon på 10 % kreves det en spylehastighet på ca 60 m/t. Siden massen er relativt fin,

blir også oppløsningshastigheten tilfredsstillende. For å nå $\text{pH}=7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 13 minutter.

Massen er derfor godt egnet til bruk i alkaliske filtre.

5.4 Franzefoss Filterkalk

Franzefoss 1-2 mm som ble testet hadde en gradering (d_{05} - d_{95}) som angitt, dvs 1-2 mm (d_{95} er noe overestimert). Kun 0.9 % av massen var større enn maks angitt korndiameter, og 4.8 % var mindre enn min. diameter. Innholdet av finpartikulært materiale < 0.3 mm er 1.8 %, dvs middels høyt. Mengde støv og finpartikulært som tilføres spylevannet ved tilbakespyling av ny masse er også middels høyt. Ved spyling til 10 % ekspansjon av ny masse, ble det målt en tilførsel av finstoff til spylevannet på 7.0 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 8.8 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling.

Massen hadde $d_{10}=1.1$, $d_{60}=1.6$ og $d_{90}=1.9$ mm (noe overestimert), samt en $UC=1.49$. Den skulle derfor ha gode filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet er noe høy, for å nå en filterekspansjon på 10 % kreves det en spylehastighet på ca 90 m/t. Siden massen er relativt fin, blir også oppløsningshastigheten tilfredsstillende. For å nå $\text{pH}=7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 15-16 minutter.

Franzefoss 1-3 mm har derimot noe finere og smalere gradering enn angitt, dvs en virkelig gradering (d_{05} - d_{95}) på 0.8-2 mm (d_{95} er noe overestimert). Kun 0.1% av massen var større enn angitte maks korndiameter, mens 7.2 % var mindre enn min diameter. Innholdet av finpartikulært materiale < 0.3 mm var noe høyere Franzefoss 1-3 mm enn i Franzefoss 1-2 mm, dvs 2.6 %, mens mengden finstoff som ble tilført spylevannet ved tilbakespyling av ny masse til 10 % ekspansjon var relativt liten for Franzefoss 1-3 mm, dvs 4.3 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 5.8 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling (spylehastigheten under disse forsøkene var imidlertid litt for lav).

Franzefoss 1-3 mm hadde $d_{10}=1.0$, $d_{60}=1.6$ og $d_{90}=1.9$ mm (noe overestimert), samt en $UC=1.54$. Den skulle derfor ha gode filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet er noe høy, for å nå en filterekspansjon på 10 % kreves det en spylehastighet på ca 90 m/t. Siden massen er relativt fin, blir også oppløsningshastigheten tilfredsstillende. For å nå $\text{pH}=7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 14 minutter.

Som en ser ovenfor er det svært liten forskjell på Franzefoss 1-2 og 1-3 mm, også når det gjelder korngradering. Både siktekurvene og forsøkene med ulike EBCT viser faktisk at leveransen av 1-3 mm var litt finere enn 1-2 mm. Målte forskjeller i mengden finstoff mellom de to massene skyldes antagelig mere tilfeldigheter enn reelle forskjeller.

Både Franzefoss 1-2 mm og 1-3 mm er derfor godt egnet for bruk i alkaliske filtre. I noen sammenhenger kunne imidlertid innholdet av finstoff i massene med fordel vært litt lavere.

5.5 Visnes kalkstein

Visnes 0.7-2 mm hadde noe bredere og litt finere korngradering enn det som er angitt, dvs en d_{05} - d_{95} gradering på 0.4-1.9 mm (d_{95} er noe overestimert). Kun 0.1 % av massen var større enn angitte max korndiameter, mens hele 25 % var mindre enn min. diameter. Massen hadde imidlertid svært lavt innhold (< 0.5 %) av finpartikulært materialet < 0.3 mm. Mengde støv og finpartikulært som tilføres spylevannet ved tilbakespyling av ny masse var også svært liten. Ved spyling til 10 % ekspansjon av ny masse, ble det målt en tilførsel av finstoff til spylevannet på 2.4 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 2.5 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling (spylehastigheten under disse forsøkene var imidlertid litt for lav).

Massen hadde $d_{10}=0.5$, $d_{60}=1.1$ og $d_{90}=1.7$ mm (noe overestimert), samt en $UC=2.06$. Graderingen er derfor for bred, og massen inneholder for stor andel av små partikler til at massens filtreringsegenskaper blir særlig gode, med fare for bl.a. gjennettninger i filteret og høyt trykktap. Nødvendig spylehastighet er imidlertid lav, for å nå en filter ekspansjon på 10 % kreves det en spylehastighet på ca 30-40 m/t. Siden massen er relativt fin, blir også oppløsningshastigheten høy. For å nå $pH=7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 8-10 minutter.

Visnes 0.7-2 mm er den massen som kommer best ut når en vurderer oppløsningshastighet, nødvendig spylehastighet og innhold av støv og finpartikulært materiale. Korngraderingen er imidlertid relativt fin med en uniformitetskoeffisient som er for høy til at massens filtreringsegenskaper kan karakteriseres som gode. Selv om massen i de fleste henseende er svært godt egnet til bruk i alkaliske filtre, er imidlertid usikkert om korngraderingen og filtreringsegenskapene kan skape driftsproblemer på sikt (f.eks. høyt trykktap, igjennettninger, økt behov for spyling, e.l.).

5.6 Franzefoss Filterdolomitt

Franzefoss dolomitt 1-2 mm hadde litt bredere korngradering enn det som er angitt, med en d_{05} - d_{95} gradering på 0.7-2.3 mm. Ca 12 % av massen var større enn angitte max korndiameter, og ca 10 % var mindre enn min. diameter. Innholdet av finpartikulært materialet < 0.3 mm var imidlertid svært lavt (< 0.5 %). Måling av støv og finpartikulært materialet som føres ut med spylevannet ble ikke målt for denne massen.

Massen hadde $d_{10} = 1.0$, $d_{60} = 1.6$ og $d_{90} = 2.1$ mm, samt en $UC = 1.66$. Den skulle derfor ha akseptable filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet for å nå en filter ekspansjon på 10 % er ca 60-70 m/t. Oppløsningshastigheten til rådolomitt er imidlertid svært lav, og det er derfor urealistisk å benytte massen for karbonatisering. Det er f.eks ikke mulig å nå $pH = 7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 selv med EBCT på 30 minutter.

Rådolomitt kan generelt ikke benyttes i alkaliske filtre for karbonatisering, fordi dolomitten er for tungt løselig. En kan imidlertid tenke seg at massen kan benyttes i alkalisk filter når disse brukes til kun å heve pH til et typisk norsk overflatevann. Det er da ingen risiko for at pH blir for høy. Selv om CO_2 -innholdet i råvannet er svært lavt, må en likevel forvente at nødvendig EBCT for å nå $\text{pH} > 8$ kan bli opp mot 15-20 minutter (med Jonsvatnet som råvannskvalitet).

5.7 Hydrogas Kalkstein

Hydrogas 1-3 mm hadde en korngradering omtrent som angitt, med en d_{05} - d_{95} gradering på 0.9-2.8 mm. Ca 4 % av massen var større enn angitte max korndiameter, og ca 7 % var mindre enn min. diameter. Innholdet av finpartikulært materialet <0.3 mm var lavt, (<0.8 %). Mengde støv og finpartikulært materiale som tilføres spylevannet ved tilbakespyling av ny masse var imidlertid middels høyt. Ved spyling til 10 % ekspansjon av ny masse, ble det målt en tilførsel av finstoff til spylevannet på 6.5 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 7.9 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling (spylehastigheten under disse forsøkene var litt for lav).

Massen hadde $d_{10} = 1.0$, $d_{60} = 1.7$ og $d_{90} = 2.2$ mm, samt en $\text{UC} = 1.61$. Den skulle derfor ha akseptable filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet for å nå en filter ekspansjon på 10 % er ca 80 m/t. Oppløsningshastigheten for massen var tilfredsstillende. For å nå $\text{pH} = 7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 13 minutter.

Hydrogas 1-3 mm egner seg derfor til bruk i alkaliske filtre. Mengden finstoff som går ut med spylevannet ved spyling av ny masse kunne imidlertid med fordel vært litt lavere.

Hydrogas 1.2-1.8 mm derimot hadde noe finere korngradering enn det som er angitt, med en d_{05} - d_{95} gradering på 0.7-1.9 mm (d_{95} er noe overestimert). Ca 7 % (noe overestimert) av massen var større enn angitte max korndiameter, mens hele 69 % var mindre enn min. diameter. Innholdet av finpartikulært materialet <0.3 mm var imidlertid svært lavt, dvs <0.05 %. Mengde støv og finpartikulært materiale som tilføres spylevannet ved tilbakespyling av ny masse var også liten. Ved spyling til 10 % ekspansjon av ny masse, ble det målt en tilførsel av finstoff til spylevannet på 2.0 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 3.8 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling.

Massen hadde $d_{10} = 0.7$, $d_{60} = 1.1$ og $d_{90} = 1.7$ mm (noe overestimert), samt en $\text{UC} = 1.58$. Den skulle derfor ha akseptable filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet for å nå en filter ekspansjon på 10 % er ca 50 m/t. Siden massen er relativt fin, blir også oppløsningshastigheten høy. For å nå $\text{pH} = 7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 8-10 minutter.

Hydrogas 1.2-1.8 mm egner seg godt for bruk i alkaliske filtre. Den kommer svært godt ut når en vurderer oppløsningshastighet, nødvendig spylehastighet og innhold av støv og finpartikulært materiale. Korngraderingen er heller ikke slik at filtreringsegenskapene skulle forringes vesentlig på tross av at massen er relativt finkornig.

5.8 Hydro-Karbonat

Akdolit Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm hadde også litt finere korngradering enn det som er angitt, med en $d_{0.5}$ - d_{95} gradering på 0.8-2.0 mm (d_{95} er noe overestimert). Ca 15 % (noe overestimert) av massen var større enn angitte max korndiameter, mens hele 41 % var mindre enn min. diameter. Innholdet av finpartikulært materialet < 0.3 mm var imidlertid lavt, (ca 0.5 %). Ved spyling til 10 % ekspansjon av ny masse, ble det målt en tilførsel av finstoff til spylevannet på 10 g TTS pr kg filtermasse i løpet av 10 minutters spyling, og 11 g TTS/kg i løpet av 100 minutters spyling. Disse tallene er imidlertid svært usikre og må derfor ikke tillegges stor vekt.

Massen hadde $d_{10} = 1.0$, $d_{60} = 1.5$ og $d_{90} = 1.9$ mm (noe overestimert), samt en $UC = 1.45$. Den skulle derfor ha gode filtreringsegenskaper. Nødvendig spylehastighet for å nå en filter ekspansjon på 10 % var ca 60 m/t. Siden massen er relativt fin, blir også oppløsningshastigheten tilfredsstillende. For å nå $pH = 7.5$ for råvannskvaliteten angitt i kapittel 5.1 kreves det EBCT på ca 13 minutter.

Akdolit Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm egner seg godt for bruk i alkaliske filtre.

5.9 Hydro-Calcit

Det ble ikke tatt opp siktekurve for Akdolit Hydro-Calcit 1-3 mm. Det ble heller ikke undersøkt hvor mye finstoff som tilføres spylevannet ved tilbakespyling av ny masse. Nødvendig spylehastighet for å nå en ekspansjon på 10 % var imidlertid ca 100 m/t.

Oppløsningshastigheten til Hydro-Calcit 1-3 mm er høyere enn noen av de andre massene som ble testet. Når en skal sammenligne nødvendig EBCT for å nå en gitt vannkvalitet med Hydro-Calcit i forhold til med de øvrige massene, kan en ikke benytte pH som referanse parameter (se forklaring nedenfor). Nødvendig EBCT for å nå samme kalsium konsentrasjon (18 mg Ca/l) som i eksemplene i kapittel 5.2-5.7 ovenfor, med råvannskvalitet som angitt i kapittel 5.1, var ca 7-8 minutter. Dette resulterer imidlertid i en pH på ca 8.3.

Alle forsøkene med variabel CO_2 -konsentrasjon og EBCT som ble utført med massen, resulterte i høy pH etter relativt kort EBCT. Denne raske og store pH-økningen kan ikke forklares med oppløsning av $CaCO_3$ alene. Massen må derfor i tillegg inneholde en sterk base. Siden Hydro-Calcit er fremstilt "syntetisk" ved å karbonatisere $Ca(OH)_2$, er det sannsynlig at $CaCO_3$ -partiklene inne-

holder noe $\text{Ca}(\text{OH})_2$ som gradvis frigis til løsningen etterhvert som CaCO_3 -partiklene løses opp, og at dette er årsaken til de høye pH-verdiene.

Siden pH fort kan bli for høy når Hydro-Calcit benyttes i alkaliske filtre, må denne massen brukes med forsiktighet. Ved tradisjonell behandling av typisk norsk overflatevann, vil vi ikke anbefale at massen benyttes. I grunnvann med høyt CO_2 -innhold kan imidlertid massen være godt egnet for å heve pH. En kan også tenke seg at bruk av massen kan være et gunstig alternativ ved oppgradering av et underdimensjonert anlegg isteden for å bygge flere filtre.

5.10 Sammenligning av filtermassene

Hvilke av massene ovenfor som er godt eller mindre godt egnet til bruk i alkaliske filtre generelt, og for anvendelse i VIVA spesielt, er avhengig av hvilke forhold/kriterier nevnt nedenfor som tillegges størst vekt. Det er en fordel at oppløsningshastigheten er høy (reducerer nødvendig EBCT og dermed nødvendig filter størrelse). En smal korngradering vil bedre massens filtrerings-egenskaper, gi en mer effektiv tilbakespyling og redusere nødvendig spylehastighet (dvs redusere mengden spylevann som må føres til avløp, samt at det trengs mindre størrelse på evt spylepumper). En fin korngradering vil øke oppløsningshastigheten og redusere nødvendig spylehastighet, mens både trykktapet på ren filterseng og økning i trykktap under drift vil øke (dvs at spylefrekvensen må økes). Innholdet av støv og finstoff bør være lavt fordi dette vil tilføres spylevannet ved påfylling av ny masse. Andre faktorer som f.eks. om massen er knust eller granulert, grad og type av forbehandling (f.eks vasking) av massen, osv er også av betydning for hvor godt egnet den er for en bestemt applikasjon. Til syvende og sist vil disse forholdene ved en masse måtte vurderes i forhold til massens kostnader. Disse kostnadene er i stor grad bestemt av transport kostnaden, størrelsen på leveransene og i hvilken grad massen er foredlet. Generelt kan en derfor si at Hydro-Calcit er den dyreste massen (mest foredlet og lang transportavstand), og at Hydro-Karbonat og Juraperle er endel dyrere enn de øvrige massene (lang transportavstand).

Basert på vurderingene ovenfor, vil en generelt ikke kunne anbefale å benytte masse nr 1, 6 og 10 til karbonatisering og dermed heller ikke for bruk på VIVA. Masse nr 6 (Franzefoss Filterdolomitt 1-2 mm) er ikke egnet for bruk til karbonatisering, fordi oppløsningshastigheten er alt for lav og det er ikke praktisk mulig å nå ønsket vannkvalitet. Massen kan derfor heller ikke benyttes på VIVA. Masse nr 10 (Hydro-Calcit 1-3 mm) må brukes med forsiktighet, fordi pH fort kan bli for høy selv med CO_2 -dosering. Den bør derfor ikke benyttes på VIVA. Den testede leveransen av Hustad marmor 1-3 mm (masse nr 1) er for grovkornig og inneholder for mye finstoff til at den kan anbefales. På VIVA, hvor det er et poeng å slippe ut lite finstoff med spylevannet, bør den derfor ikke benyttes.

Masse nr 3, 4, 5 og 7 er alle egnet til bruk i alkaliske filtre, og selv om det er enkelte forhold ved massene som med fordel kunne vært bedre, kan de stort sett anbefales for bruk på VIVA. Masse nr 3 og 4 (Franzefoss Filterkalk 1-2 og 1-3 mm) har en smal gradering (d_{05} - d_{95} på henholdsvis 1.0-2.0 og 0.8-2.0 mm), en akseptabel oppløsningshastighet og en akseptabel nødvendig spylehastig-

het. Innholdet av finstoff kunne imidlertid med fordel vært noe lavere. Hydrogas 1-3 mm (masse nr 7) har noe bredere gradering (d_{05} - d_{95} på 0.9-2.8 mm), men kan forøvrig karakteriseres som de to Franzefoss massene. Visnes 0.7-2 mm derimot har relativt bred og svært fin gradering (d_{05} - d_{95} på 0.4-1.9 mm). Denne massen har høy oppløsningshastighet, liten nødvendig spylehastighet og innholdet av finstoff er svært lavt. Massen er imidlertid såpass finkornig at trykktapet på ren filterseng blir relativt høy, og det er fare for hurtig trykktapsøkning under drift (og dermed behov for hyppig spylefrekvens).

De massene som totalt sett kom best ut i testen var imidlertid masse nr 2, 8 og 9. Disse vil derfor selvsagt også være godt egnet for bruk på VIVA. Masse nr 2 (Juraperle 1.2-1.8 mm) og nr 8 (Hydrogas 1.2-1.8 mm) hadde en smal gradering (d_{05} - d_{95} på henholdsvis 1.0-2.0 mm og 0.7-1.9 mm), et svært lavt innhold av finstoff og en relativt lav nødvendig spylehastighet. Oppløsningshastigheten til masse nr 8 var høy, mens den var en del lavere (men akseptabel) for masse nr 2. Masse nr 9 (Hydro-Karbonat 1.2-1.8 mm) er svært lik masse nr 2 bortsett fra at innholdet av finstoff er noe høyere.

6. KONKLUSJON

Konklusjonene fra forsøkene som angår hver enkelt masse er summert i kapittel 5 ovenfor. Nedenfor har en imidlertid angitt en del generelle og allmenngyldige konklusjoner som sammen med tidligere erfaringer kan trekkes ut av resultatene. Konklusjoner som angår valg av masse er ikke inkludert her da disse er gitt i kapittel 7 nedenfor.

Det kan være store avvik mellom oppgitt og reell korngradering for en masse. Det kan antagelig også være store forskjeller i korngraderingen mellom ulike leveranser av en og samme type masse. Enkelte av massene har høyt innhold av støv og finstoff. Generelt synes det å være for dårlig kvalitetssikring av denne delen av produksjonen hos flere av leverandørene. Den vanligst benyttede korngraderingen i Norge er oppgitt til 1-3 mm, uten at dette er noen garanti for at reell korngradering er 1-3 mm. Massens korngradering og innhold av finstoff er av stor betydning for både dimensjonering (nødvendig EBCT og spylehastighet) og drift (nødvendig spylefrekvens og mengde finstoff som går ut med spylevannet) av alkaliske filtre. Det er sannsynlig at driftsproblemer på enkelte anlegg skyldes at det er levert en masse som ikke har hatt tilfredsstillende korngradering.

Ofte underdimensjoneres alkaliske filtre for karbonatisering, det vil bl.a. si at kontakttiden er for kort i forhold til den massen som benyttes. Siden det som regel heller ikke er lut-dosering på utløpet, oppnås det da ofte kun minste anbefalte verdier for pH, alkalitet og Ca. Dette gir et anlegg som er lite fleksibelt mhp oppnåelig kvalitet på filtrert vann. I slike tilfeller vil lut-dosering til filtrert vann, og skifte til en finere masse kunne bedre fleksibiliteten noe. Skal en imidlertid kunne oppnå en fleksibel vannkvalitet med muligheter for variasjon innenfor forskriftens anbefalte område for pH, alkalitet og Ca, må EBCT være 20-30 min for en relativt fin CaCO_3 -masse på 1-2 mm, det bør være muligheter for lut-dosering til filtrert vann og det bør være mulig å dosere CO_2 i overkant av det som er støkiometrisk nødvendig. Dette betyr ikke at anlegget nødvendigvis skal drives slik at en får høye verdier for pH, alkalitet og Ca, men at muligheten er tilstede hvis forholdene skulle tilsi dette. Når CaCO_3 -filtre benyttes for kun å heve pH til typisk overflatevann, kan det benyttes kort EBCT (ca 5 min).

Vi har konkludert med at det alltid må være mulig å spyle slik at filtersengen fluidiserer. Selv om en i litteraturen finner at det anbefales alt fra svært lave til svært høye spylehastigheter, anbefaler vi at det bør være mulig å spyle filteret slik at filtersengen ekspanderer minst 10 %. Hvis det ikke spyles tilstrekkelig risikerer en at det akkumuleres finstoff, inert materiale og avsetninger i filteret, slik at får gjentetninger, stort trykktap og korte filter sykluser. For høy spylehastighet fører derimot til unødvendig stort tap av masse. Siden det ofte benyttes en litt grov filtermasse på mange anlegg i Norge, har flere av disse for liten spylekapasitet. For å nå 10 % filter ekspansjon for en CaCO_3 -masse med gradering 1-2 mm, kreves det en spylehastighet på 60-90 m/t avhengig av massen. I tillegg til vann spyling bør anlegget ha luft spyling. Det benyttes luft kun tidlig i spyleperioden for å "bryte" opp filteret og få igang bevegelse i filtersengen. Luft spylingen kan enten kombineres med vann spyling, eller foregå alene forut for vann spylingen.

Det finnes noen modeller som kan brukes til å dimensjonere alkaliske filtre og/eller beregne kvaliteten (pH, alkalitet og Ca) på filtrert vann. Slike modeller kan være nyttige for å studere ulike sammenhenger. De må imidlertid brukes med forsiktighet, og på sin nåværende form bør de ikke brukes hverken til dimensjonering eller beregning av kvaliteten på filtrert vann. De vanligste modellene vil underdimensjonere filteranlegget.

7. GENERELLE ANBEFALINGER VED VALG AV MASSE

Hvilke krav som bør stilles til en alkalisk filtermasse er avhengig av hvordan massen skal brukes, og de lokale forholdene hvor den skal brukes (f.eks. vannkvalitet, tilgjengelig trykk, osv). Man kan imidlertid gi noen generelle retningslinjer for ulike anvendelser:

- a) Filteret skal kun heve pH til et typisk norsk overflatevann.
⇒ Det bør brukes en masse med lav løselighet og oppløsningshastighet for å unngå for høy pH, f.eks. rådolomitt eller en grov CaCO_3 -masse. Alternativt kan det benyttes kort EBCT, men dette gir et anlegg som kan være vanskelig å styre.
- b) Filteret skal heve pH til et CO_2 -rikt grunnvann.
⇒ Det bør brukes en masse med høy løselighet og oppløsningshastighet, f.eks. halvbrent dolomitt eller masse som inneholder en sterk base. En skal imidlertid være oppmerksom på at slike massers evne til å nøytralisere syre normalt vil avta med driftstiden.
- c) Filteret skal benyttes til full karbonatisering.
⇒ For å redusere nødvendig EBCT bør det benyttes en CaCO_3 -masse med høy oppløsningshastighet, f.eks. ved å velge en fin korngradering (ca 1-2 mm).
- d) Filteret skal også fjerne partikulært materiale fra råvannet, eller en forventer utfellinger i filteret.
⇒ Ved nedstrømsfiltrering er det viktig å benytte en smal og ikke for fin gradering (f.eks. ca 1-2 mm). Innholdet av finstoff må være lavt (f.eks. innholdet av partikler <0.3 mm bør være < 2 %). Granulert masse reduserer risikoen for rask trykktapsøkning noe i forhold til knust masse. Ved oppstrømsfiltrering kan graderingen være noe bredere.
- e) Koagulering/direktefiltrering og korrosjonskontroll med bruk av alkalisk filter skal foregå i en enhet.
⇒ Ved nedstrømsfiltrering (antrasitt, sand og marmor) bør marmormassen ha en smal gradering med en synkehastighet som er tilpasset antrasitt/sand-laget på toppen. Ved oppstrømsfiltrering (kun marmor) bør det benyttes en bredere gradering. Forøvrig gjelder det samme som i punkt d).
- f) Det er begrenset trykkehøyde på anlegget.
⇒ Det bør benyttes et smal litt grovere masse ($>1-2$ mm) med et innhold av støv og finstoff som er lavest mulig. Nedstrømsfiltrering gir lettere trykktapsproblemer hvis massens korngradering ikke er ideell.
- g) Det er begrenset med spylevann eller spylekapasitet til rådighet.
⇒ Det bør benyttes en fin og smal gradering. For å nå en filter ekspansjon på 10 %, vil en typisk 1-2 mm CaCO_3 -masse kreve en spylehastighet på ca 60-90 m/t. En finere og smalere gradering gir lavere nødvendig spylehastighet. Knust masse synes ofte å kreve litt høyere spylehastighet enn granulert masse.

Hvilken type masse og gradering som bør velges vil variere avhengig av hvilke av disse punktene de må tas hensyn til. Det bør imidlertid stilles konkrete krav og dokumentasjon til hvilken gradering som skal leveres. I stedet for at det angis en typisk gradering på f.eks. 1-3 mm, som er vanlig i dag, bør det forlanges f.eks. en d_{05} - d_{95} gradering, og at f.eks. 90 % av tilfeldig uttatte prøver av hver leveranse ligger innenfor dette, og evt. at alle prøvene skal være innenfor en litt bredere d_{05} - d_{95} gradering. I tillegg bør det stilles krav til max. innhold av støv og finstoff, f.eks. at <1.5% av massen skal ha en diameter <0.3 mm i 90 % av prøvene, og at ingen representative prøver skal høyere innhold enn 2.5 % med partikler <0.3 mm.

Strengere krav til massenes gradering vil imidlertid føre til at massene blir mer kostbare. Det bør derfor ikke stilles strengere krav til graderingen enn det som er nødvendig. I de fleste tilfeller der det skal karboniseres vil valg av en CaCO_3 -masse med en d_{05} - d_{95} gradering på 1-2 mm, og et innhold av partikler <0.3 mm på <1-2 % være en tilfredsstillende masse.

8. FORSLAG TIL VIDERE ARBEID

Det er fortsatt en del ubesvarte spørsmål omkring dimensjonering og drift av alkaliske filtre. Flere av disse kunne vært besvart ved relativt enkle undersøkelser. Nedenfor har en derfor listet opp noen undersøkelser/arbeid som kan gjennomføres for å bedre dimensjoneringen og driften av alkaliske filtre:

- Systematisere erfaringer fra full skala alkaliske filteranlegg.
 - ⇒ Det finnes mye data fra full skala drift av alkaliske filtre. Ved å systematisere og analysere disse vil en kunne få oversikt over hva som i praksis er de største problemene på slike anlegg. En vil da være bedre i stand til å iverksette tiltak for å bedre driften av anleggene, samt å optimalisere prosessen.
- Undersøke endringer i kornstørrelsesfordelingen i alkaliske filtre som har vært i drift en tid.
 - ⇒ Den alkaliske filtermassen løses gradvis opp under drift. Det betyr at filterkornenes størrelse avtar med tiden inntil de blir så små at de spyles ut. Samtidig etterfylles det hele tiden ny masse med "store" filterkorn. Det betyr at en ikke har samme kornstørrelsesfordeling i et filter som har vært i drift en tid som en har i ny masse. Hvordan den reelle kornstørrelsesfordelingen er, hvordan den påvirker driften av filteret og hvordan den kan/bør manipuleres (ved spyle rutiner, påfyllingsrutiner og valg av ny masse) bør undersøkes nærmere.
- Kartlegge evt problemer med bakteriell vekst i alkaliske filtre.
 - ⇒ Marmor kan være et ypperlig vekstmedium for bakterier. En slik vekst vil kunne innebære et hygienisk problem. Bakteriell vekst i alkaliske filtre er imidlertid lite undersøkt, og bør derfor undersøkes både for å kartlegge problemet, samt for å evt. kunne iverksette tiltak for å redusere problemet.
- Optimalisere koagulering/direktefiltrering på marmor filtre, både nedstrøms 3-media antrasitt-sandmarmor filtre og oppstrøms marmor filtre.
 - ⇒ Koagulering/direktefiltrering på marmor filtre (både nedstrøms og oppstrøm) er en kompleks prosess som burde vært nærmere undersøkt og optimalisert. Slike undersøkelser bør inkludere alle sider ved prosessen (kjemikalietype og -dose, pH, kornstørrelse, spyle rutiner, osv). Dette arbeidet kunne i hovedsak vært utført på full skala anlegg.
- Modellere alkaliske filtre.
 - ⇒ Det finnes en del modeller og ligninger som kan benyttes som utgangspunkt til å modellere vannkvaliteten ut av alkaliske filtre, samt for å modellere spyleprosessen. Disse kan imidlertid ikke brukes som de er i dag. Et "oppegående" modelleringsverktøy vil være nyttig for å forstå prosessen og til å lage ulike scenarioer for hva som skjer hvis en endrer f eks vannkvaliteten, CO₂-dosen, vannhastighet, spyle rutiner, osv. I tillegg vil et slikt verktøy selvsagt være nyttig ved dimensjonering.

- Undersøke hva som er optimal vannkvalitet ut av alkaliske filtre mhp på korrosjonskontroll.
- ⇒ Selv om en etterhvert har fått mye kunnskap om hvordan korrosjonen av ulike ledningsmaterialer påvirkes av vannkvaliteten, er det fortsatt en del usikkerhet om hvilken vannkvalitet en bør tilstrebe ut av et alkaliske filter for å få best mulig korrosjonsbeskyttelse i hvert enkelt tilfelle.

9. REFERANSER

1. Benjamin, L., Green, R.W., Smith, A. og Summerer, S. (1992): "Pilot Testing a Limestone Contactor in British Colombia", JAWWA, mai, side 70-79.
2. Hedberg, T. (1983): "Undersökning av alkaliska filtermassor", publikation 6:83, Chalmers Tekniska Högskola.
3. Hedberg, T. (1984): "Om alkaliska filter för sura brunnsvatten", publikation 4:84, Chalmers Tekniska Högskola.
4. Horkeby, G. (1992): "Filtermassor för avsyning – en undersökning av dess egenskaper för behandling av sura brunnsvatten", publikation 4:84, Chalmers Tekniska Högskola.
5. Horkeby, G. (1992): "Filtermassor för behandling av sura brunnsvatten", Vatten, Vol. 48, no 4, side 292-297.
6. Kalleberg, K. og Ording, F.B. (1995): "Karbonatisering på alkaliske filter", NORVAR rapport nr 58.
7. Letterman, R.D. (1993): "Discussion: Pilot Testing a Limestone Contactor in British Colombia", JAWWA, februar, side 91-92.
8. Østerhus, S.W. (1993): "Pilotforsøk med korrosjonskontroll og fargefjerning – Jonsvatnet", SINTEF NHL rapport nr STF60 A93065.
9. Østerhus, S.W. (1994): "Assistanse/kvalitetssikring ved pilotforsøk med fargefjerning og korrosjonskontroll – Jonsvatnet", SINTEF NHL rapport nr STF60 A94078.
10. Østerhus, S.W. (1994): Behandling av grunnvann i alkalisk filter – Voss kommune, SINTEF NHL rapport STF60 F94069.
11. Oomen, J.H.C.M, Moel, P.J. og Van Dijk, J.C. (1983): "Marble Filtration of Groundwater Containing Iron and Aggressive Carbon Dioxide", DHV Consulting Engineers.
12. Letterman, R.D. og Kothari, S.: "Instruction for using DESCON – A Computer Program for the Design of Limestone Contactors", Department of Civil and Environmental Engineering, Syracuse University.
13. Storhaug, R., Eikebrokk, B., Østerhus, S.W., Fløgstad, H. og Thorsen, T. (1998): "Prosessløsninger for fjerning av humus", rapport nr 98, Folkehelse.
14. Vik, E. A. og Hongve, D. (1988): "Innvendig korrosjon av vannledninger", NTNFs utvalg for drikkevannsforskning, ISBN 82-7224-261-3.

15. Sjøvold, F (1996): "Ozonering/biofiltrering av humusvann. Vurdering av ulike filtermedier basert på metoder for karakterisering av biologisk stabilitet. Diplomoppgave Institutt for vassbygging, NTNU.
16. Herman, J.S. og White, W.B. (1985): "Dissolution kinetics of dolomite: Effects of lithology and fluid flow velocity", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol 49, side 2017-2026.
17. Busenberg, E. og Plummer, L.N. (1982): "The kinetics of dissolution of dolomite in CO_2 – H_2O systems at 1.5 to 65 °C and 0 to 1 atm P_{CO_2} ", *Am.J.Sci.*, 282, side 45-78.
18. Plummer, N.L., Wigley, T.M.L og Parkhurst, D.L. (1978): "The kinetics of calcite dissolution in CO_2 -water systems at 5-60 °C and 0.0-1.0 atm CO_2 ", *Amer. J. Sci.*, 278, side 179-216.
19. Sverdrup, H. og Bjerle, I. (1982): "Dissolution of calcite and other related minerals in acidic aqueous solution in pH-stat.", *Vatten*, 38, side 59-73.
20. Letterman, R.D., Haddad, M. og Driscoll, C.T.: "Limestone Contactors: Steady-State Design Relationships", *J. Env. Eng.*, Vol. 117, nr 3, side 339-358.
21. Tchobanoglous, G. og Schroeder, E.D. (1985): "Water Quality", Addison-Wesley Publishing Company, Inc., USA, ISBN 0-201-05433-7.

NORVAR-rapporter

- Rapport nr. 1: Aktuelle metoder for myk start/stopp av store motorer.
- Rapport nr. 2: Betongnedbrytning i kloakkbassenger.
- Rapport nr. 3: Register over industribedrifter tilknyttet offentlig avløpsnett. Forprosjekt for PC-basert registrerings- og rapporteringssystem.
- Rapport nr. 4: Bruk av PC i avløpsanlegg. Eksempel på system for registrering og bearbeidelse av driftsdata.
- Rapport nr. 5: Arbeidsmiljø i kloakkanlegg. Arbeid utført ved HIAS 1982-87.
- Rapport nr. 6: Organisasjons- og bemanningsplan for VAR-anlegg. Eksempel fra VAR-selskapet HIAS.
- Rapport nr. 7: Datasentral og EDB på avløpsrenseanlegg. Forprosjekt.
- Rapport nr. 8: EDB i VA-sektoren. Samordnet innsats.
- Rapport nr. 9: NORVAR's årsberetning 1988.
- Rapport nr. 10: NORVAR's årsberetning 1989.
- Rapport nr. 11: Forfellingens innflydelse på veksten i et biofilmanlegg. Forsøk i laboratorieskala ved VEAS.
- Rapport nr. 12: NORVAR's årsberetning 1990.
- Rapport nr. 13: Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Forslag til kravspesifikasjon ut fra VAR-bransjens behov.
- Rapport nr. 13A: Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Funksjonsblokker for avløpsanlegg.
- Rapport nr. 13B: Funksjonsbeskrivelser for avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 13C: Funksjonsbeskrivelser for ledningsnett.
- Rapport nr. 14: Drift av anlegg i VAR-sektoren. Behov for kompetanse og opplæring. anbefaling fra anleggseierne.
- Rapport nr. 15: Driftsovervåking av aktivert-karbonfilter
- Rapport nr. 16: EDB i VAR-teknikken. FDV – kravspesifikasjoner.
- Rapport nr. 17: EDB i VAR-teknikken. Driftskontrollanlegg for VA-transportssystemer. Innsamling og bearbeidning av data.
- Rapport nr. 18: EDB i VAR-teknikken. Sensorer og måleutstyr. Forprosjekt.
- Rapport nr. 19: EDB i VAR-teknikken. Økonomistyring i VAR-sektoren.
- Rapport nr. 20: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Hovedrapport.
- Rapport nr. 20A: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling.
- Rapport nr. 20B: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering.
- Rapport nr. 20C: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning.
- Rapport nr. 20D: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam.
- Rapport nr. 21: NORVAR's årsberetning 1991.
- Rapport nr. 22: EDB i VAR-teknikken. Fase 1 – kravspesifikasjoner m.m. Statusbeskrivelse og forslag til videre arbeid.
- Rapport nr. 23A: Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontrollhåndbok for VA-anlegg.
- Rapport nr. 23B: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og Omegn Avløpsanlegg.
- Rapport nr. 23C: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk.
- Rapport nr. 23D: Internkontroll for VA-anlegg. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg.
- Rapport nr. 23E: Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved vannbehandlingsanlegg.
- Rapport nr. 23F: Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 23G: Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks. Oltedalen kloakkrenseanlegg.
- Rapport nr. 23H: Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks. Smøla vannverk.
- Rapport nr. 23I: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel på aktivitetsstyrende håndbok for avløpsvirksomheten, Nedre Eiker kommune.
- Rapport nr. 24: NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor.
- Rapport nr. 25: NORVAR's Slamgruppe. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam.
- Rapport nr. 26: NORVAR's Slamgruppe. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 27: NORVAR's Slamgruppe. Mottak og behandling av avannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform.
- Rapport nr. 28: NORVAR's Slamgruppe. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt.
- Rapport nr. 29: Rapport fra SFT-prosjekt. Regnvannsoverløp.
- Rapport nr. 30: Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren. Erfaringer fra et pilotprosjekt.
- Rapport nr. 31: PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr. 1993. Leverandører – produkter – konsulenter. Referanseanlegg, litteratur, terminologi.
- Rapport nr. 32: Bruk av statistiske metoder (kjemometri) til å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann.
- Rapport nr. 33: Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere.
- Rapport nr. 34: Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister.
- Rapport nr. 35: Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier.
- Rapport nr. 36: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere.
- Rapport nr. 37: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning.
- Rapport nr. 38: NORVAR-prosjekter 1992/93.
- Rapport nr. 39: Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra et referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget Renseanlegg. Sjekke-/momentliste for bruk ved implementering av EDB-basert vedlikehold.
- Rapport nr. 40: Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover.
- Rapport nr. 41: PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. METRI-TEL. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune.
- Rapport nr. 42: Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekter.
- Rapport nr. 43: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk. Resultat fra fullskalaforøk.
- Rapport nr. 44: Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994.
- Rapport nr. 45: Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993. Kartlegging av slam- og slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94.
- Rapport nr. 46: Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll.

NORVAR-rapporter forts.:

- Rapport nr. 47: Oslo kommune, Vann- og avløpsverket: Strategidokument for industrikontrollen.
- Rapport nr. 48: NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt.
- Rapport nr. 49: Grunnundersøkelser for infiltrasjon – små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging av separate avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 50: Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok. Standarddefinisjoner.
- Rapport nr. 51: Slambehandling
- Rapport nr. 52: Bruk av slam i jordbruket
- Rapport nr. 53: Bruk av slam på grøntarealer
- Rapport nr. 54: Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder.
- Rapport nr. 55: Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
- Rapport nr. 56: Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til vannkvalitet. Vannverkens erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen.
- Rapport nr. 57: Trykkreduksjon. Håndbok og veileder.
- Rapport nr. 58: Karbonatisering på alkaliske filter.
- Rapport nr. 59: Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier.
- Rapport nr. 60: Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg.
- Rapport nr. 61: Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett.
- Rapport nr. 62: Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett.
- Rapport nr. 63: Mal for søknad om godkjenning av vannverk.
- Rapport nr. 64: Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge. Forprosjekt.
- Rapport nr. 65: Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett.
- Rapport nr. 66: EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren.
- Rapport nr. 67: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere. Fase 3: Resultater for pilotforsøk og praktiske erfaringer fra vannverk.
- Rapport nr. 68: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Stange Vannverk. Forsøk med tilsetning av mikronisert marmor og CO₂ ved Råvannspumpestasjonen.
- Rapport nr. 69: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2: Siler/finnister
- Rapport nr. 70: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2: Store slamavskillere samt underlag for veileder.
- Rapport nr. 71: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3: Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter.
- Rapport nr. 72: Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging (LTP) i VA-sektoren.
- Rapport nr. 73: Etablering av NORVARs VA-INFOTORG. Bruk av Internett som kommunikasjonsverktøy.
- Rapport nr. 74: Spesialrapport – 5. utgave. Beskrivelse av 34 EDB-programmer/moduler for bruk i VA-teknikken.
- Rapport nr. 75: NORVARs faggruppe for EDB og IT: IT-strategi i VA-sektoren.
- Rapport nr. 76: Dataflyt-Klassifisering av avløpsledninger.
- Rapport nr. 77: Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt.
- Rapport nr. 78: Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere.
- Rapport nr. 79: Informasjonssystem for drikkevann, forprosjekt
- Rapport nr. 80: Sjekkliste/veiledning for prosjektering og utførelse av – VA-hoved og stikkledninger – sanitærinstallasjoner
- Rapport nr. 81: Veileder. Kontahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
- Rapport nr. 82: Veileder for prøvetaking av avløpsvann
- Rapport nr. 83: Rørinspeksjon med videokamera: Veiledning/rapportering – hovedledninger, stikkledninger, avløpskummer
- Rapport nr. 84: Forfall og fornyelse av ledningsnett. Sammendragsrapport fra perioden 1992–1997
- Rapport nr. 85: Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken. Strategisk forprosjekt
- Rapport nr. 86: Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
- Rapport nr. 87: Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Uprøving av forskjellige marmormasser