

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og teknologi
Institutt for matematiske realfag og teknologi

Masteroppgave 2014
30 stp

Sammenligning av Filtralite og Zeolitt som filtermaterialer for fjerning av mikroorganismer i drikkevann

Comparison of Filtralite and Zeolite as a filter material for removal of microorganisms in drinking water

Pablo Bolbasi



FORORD

Med denne masteroppgaven avslutter jeg min tid som student ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Takk for to lærerike og spennende år!

Arbeidet med oppgaven har vært veldig krevende og utfordrende med tank på at jeg har bygget anlegg fra bunnen av. Det har vært mange sene kvelder og netter på Universitet hvor jeg har brukt mye tid på å sett i gang selve prosessen. Det har vært en del feiling underveis, men det har vært veldig lærerikt i forhold til teoridelen.

Først vil jeg rette en stor takk til min hovedveileder under masteroppgaven, Dr. Arve Heistad, for gode råd og innspill til det faglige innholdet og metoder som er benyttet i oppgaven, og vært til stor inspirasjon under hele perioden. Jeg vil også takk Arne Svendsen som har hjulpet til med å lage de forskjellige delene i anlegget, uten han ville det vært vanskelig å bygge det. Takk til Eshetu Melesse Moges for god hjelp på laboratoriet. Takk til Vegard Nilsen som alltid har vært tilgjengelig når jeg har hatt teoretiske spørsmål og Tom Ringstad i elektronikklaboratoriet.

Jeg vil takk familien og spesielt mamma som har vært stor støtte for meg gjennom hele studiet. Aller mest takk til kjæresten min Camilla for korrekturlesning og oppmuntrende ord underveis.

ÅS, 16.06.2014

Pablo Bolbasi



SAMMENDRAG

I flere deler av verden er det et økende problem å tilby drikkevann som et fritt for virus. Når man ser bakover i historien har fokuset vært på vannbehandling for å fjerne bakterier og andre parasitter. Filtrering har vært en av de viktigste metodene opp igjennom historien for fjerning av parasitter og bakterier. Det finnes for lite virusdata for dette. I eldre tider brydde man seg mer om at det var tilstrekkelige mengder med vann, i nyere tider er man mer opptatt av vannkvaliteten. Skulle det skje et uhell og drikkevannet blir tilført en eller annen form for virus, kan dette utgjøre en potensiell trussel for brukerne. For å karakterisere vannkvaliteten bruker vi vannkvalitetsparameter, for at man skal kunne vite hvor mye stoff som finnes i vannet setter man grenser (vannkvalitets standarder). Dette er for å vite hvor mye mikroorganismer som finnes i vannet.

Studiet er basert på kolonneforsøk hvor vi sammenligner Filtralite og Zeolitt som filtermateriale for fjerning av mikroorganismer i drikkevann. Vannet som er tatt i bruk i oppgaven er hentet fra Ås. Anlegget består av fire kolonner som har et to-mediafilter og det er brukt nedstrømsfilter. Anlegget er basert på Nedre Romerike vannverk, men er bygget i en mye mindre skala. Filtermaterialet er minsket med en god del på lengden, men samme oppholdstid i filteret er brukt. Anlegget blir kjørt kontinuerlig i fire døgn og den renser totalt 160 liter i døgnet. Salmonella Typhimurium phage 28B er blitt tilsatt og PAX-18 er kjemikalie som blir brukt som koagulering.

Resultatene konkluderer med at Zeolitt og Filtralite NC 0,8-1,6 mm har den samme effekten på å fjerne *E.coli* ved hjelp av filtering av overflatevann, tilbakeholdelsen har et gjennomsnitt på 99,4 %. Zeolitt har en lavere tilbakeholdelse enn forventet.

Tilbakeholdelsen av modellvirus dårligere i Filtralite og Zeolitt enn hva den er for bakterier. Med en filterhastighet på 1,204 m/time var tilbakeholdelsen av virus på ca. 22,8% og 28,3 % i nevnt rekkefølge Zeolitt og Filtralite, uten forutgående koagulering.



ABSTRACT

In many parts of the world there is a growing problem providing drinking water which is free of viruses. When we look at the history, the focus has been on water treatment to remove bacteria and other parasites. Filtering has been one of the main methods through history to remove parasites and bacteria. There is insufficient data for viruses. In olden times the main goal was to provide sufficient amounts of water, in recent times we have been more concerned with water quality. Should there be a unfortunate occurrence of virus outbreak in the drinking water it may certainly pose a potential threat to users. To characterize the quality of the water we use water quality parameter, in order to be able to know how much substance found in the water, which has limits for the amount of substance (water quality standards). This is to know the amount of microorganisms which is present in the water.

The program based on column experiments where we compare Filtralite and Zeolite as a filter material for removing microorganisms in drinking water. The water that is used in the task is taken from Ås. The facility consists of four columns that have a two-mediafilter and it is a downstream filter. The construct is based on waterworks at Nedre Romerike, but build in a much smaller scale. The filter material is reduced with a good deal at length, but the same retention time in the filter is used. The construct will run continuously for four days and it cleans a total of 160 liters a day. Salmonella Typhimurium phage 28B has been added and PAX-18 is being used as chemical coagulation.

The results conclude that the Zeolite and Filtralite NC 0.8 to 1.6 mm has the same effect of removing E.coli using the help from filtration of surface water, with an average of 99.4%. The detention of Zeolite is lower than expected. The detention of model viruses is worse in Filtralite and Zeolite than it is for bacteria. With a filter rate of 1.204 m / hr was the retention of the viral approx. 22.8% and 28.3% in that order Zeolite and Filtralite without prior coagulation.



INNHold

| | |
|---|-----------|
| FORORD | 2 |
| SAMMENDRAG | 3 |
| ABSTRACT | 4 |
| 1.1 BAKGRUNN | 7 |
| 2. VANN I VERDEN | 9 |
| 2.1 RENT DRIKKEVANN..... | 10 |
| 2.2 DRIKKEVANN..... | 11 |
| 2.3 DRIKKEVANNSFORSYNING I NORGE | 12 |
| 3. KLIMAENDRINGER | 14 |
| 3.1 FLERE EFFEKTER AV KLIMAENDRINGER..... | 15 |
| 4. RENSING AV DRIKKEVANN | 17 |
| 4.01 TJERN..... | 17 |
| 4.0.2 LITE FORURENSET OG KLART VANN | 17 |
| 4.0.3 VANN MED MYE HUMUS..... | 18 |
| 4.1 PARTIKLER I VANN..... | 18 |
| 4.1.1 E. COLI..... | 19 |
| 4.1.2 VIRUS..... | 20 |
| 4.2 KOF..... | 20 |
| 4.3 pH..... | 21 |
| 4.4 LEDNINGSEVNE | 21 |
| 4.4 TEMPERATUR..... | 22 |
| 4.5 OPPLØST OKSYGEN | 22 |
| 4.6 TURBIDITET..... | 23 |
| 4.7 FARGE..... | 23 |
| 4.7 NITROGENFORBINDELSER..... | 24 |
| 4.8 LUKT OG SMAK..... | 24 |
| 4.9 KOAGULERING OG FILETERING | 25 |
| 4.9.1 KOAGULANTBEHOV | 27 |
| 4.9.2 SLAMPRODUKSJON | 27 |
| 4.10 SANDFILTERING | 28 |
| 4.11 HURTIGFILTRERING | 30 |
| 4.11.1 NEDSTRØMSFILTER..... | 32 |
| 4.11.2 OPPSTRØMSFILTER..... | 32 |
| 4.11.3 TRYKKFILTER | 33 |
| 4.12 FILTRALITE | 33 |
| 4.13 ZEOLITT..... | 34 |
| 4.14 STØTTELAG..... | 34 |



| | |
|--|-----------|
| 4.14.1 TETTE STØTTELAG | 35 |
| 4.15 TURBIDITET I RENVANNET | 35 |
| 4.16 TRYKKTAP | 35 |
| 4.17 FILTERSYKLUSLENGDE | 36 |
| 4.18 VANNPRODUKSJON | 37 |
| 4.18.1 UTFORMING AV FILTRE | 38 |
| 4.18.2 TILBAKESPYLING AV FILTRE | 38 |
| 5. PROBLEMSTILLINGE | 40 |
| 6. MATERIALER | 41 |
| 6.1.1 LABORATORIUM UTSTYR | 41 |
| 6.1.2 TILLEGGSPRODUKTER | 42 |
| 6.1.3 VIRUS OG BAKTERIER | 43 |
| 6.1.4 KJEMIKALER | 43 |
| 6.1.5 PROTEINS | 43 |
| 7. METODER OG FORSØKS GJENNOMFØRING | 44 |
| 7.1.1 OPPSETTE AV FILTERKOLONNE | 44 |
| 7.1.2 RÅVANN | 47 |
| 7.2 METODE FOR Å FINNE OPTIMAL DOSE (JAR-TESTER) | 52 |
| 7.3 BETNME FARGE | 54 |
| 7.4 RESULTATER PÅ JAR-TESTEN | 55 |
| 7.5 KOLONNE FORSØKET | 59 |
| 7.6 ANLEGGET ER BYGD OPP OG FUNGERER PÅ FØLGENDE MÅTE: | 60 |
| 7.7 MISLYKKEDE FORSØK | 64 |
| 7.7 ANALYSE AV KOLIFORME BAKTERIER OG E. COLI | 66 |
| 7.8 MÅLINGER AV SALMONELLA TRYPHIMURIUM PHAGE 28B | 68 |
| 8. RESULTATER / DISKUSJON | 70 |
| 8.1 48 TIMERS FORSØK | 70 |
| 8.2 48 TIMERS FORSØK MED FORNYET MATERIALE | 74 |
| 8.3 1,5 TIMER FORSØK MED TILSETTING AV PAX-18 | 77 |
| 10. KONKLUSJON | 81 |
| 11. FIGURLISTE | 82 |
| 12. TABELL | 85 |
| 13. REFERANSER | 86 |
| 14 VEDLEGG | 89 |



1. INNLEDNING

1.1 BAKGRUNN

Å tilby drikkevann fritt for virus er et kritisk problem man står ovenfor i dag. Men den økende befolkningen og en livsstil som stadig er i endring, er det blitt en større etterspørsel for store mengder med rent vann. På samme tid er tilgjengeligheten på ferskvann i noen deler av verden blitt minsket, som en følge av den globale oppvarmingen. I fremtiden ville det trolig føre til mangel på ferskvann, og det vil også kunne være en faktor for fremtidige konflikter. Innen år 2100 har det blitt anslått at opp til en femtedel av verdens befolkning vil kunne merke en alvorlig mangel på vann med en 2°C graders økning av været's temperatur (Schiermeier, 2013)

Før i tiden var man mest opptatt av vannet i tilstrekkelige mengder, men nå i dag er vi mer og mer opptatt av kvaliteten på vannet. Dette resulterer i at man har lært at sammensetningen av vannet kan ha virkning på helsen til både mennesker og dyr og ha betydning på den økologiske balansen i naturen. Om det skulle oppstå en uønsket vannkvalitet kan dette stamme fra naturlige, økologiske prosesser eller fra forurensing.

Dersom drikkevannet blir tilført et utslipp av avløpsvann fører dette til et lavt oksygeninnhold i vannkilden eller det blir et for høyt innhold av organiske mikroforurensninger, vil vannet bli uegnet. Drikkevannet kan også bli uegnet på grunn av for høyt innhold av humus (som gjør at vannet får en gulbrun farge). Humus er et naturlig, organisk materialet som skjer når naturen selv setter i gang nedbrytning.

De ulike variantene av utslipp gir ulike varianter av forurensningsvirkninger, og derfor må forurensningsmyndighetene avgjøre hvor stor tilførsel av ulike forurensningskomponenter som kan være godkjent til en resipient slik at vannkvaliteten i resipienten ikke forringes.

Når vi snakker om kvaliteten på vann handler dette om i hvor stor grad hvilke stoffer som finnes i vannet, hvor mye det finnes av disse stoffene og av hvilke form stoffene som finnes i vannet. Vannkvalitetsparameter er det vi bruker for karakterisere vannkvaliteten, og det blir satt grenser



(vannkvalitet standarder) for hvor mye av det stoffet som finnes i vannet for at det skal være egnet for forskjellig bruk (drikkevann).



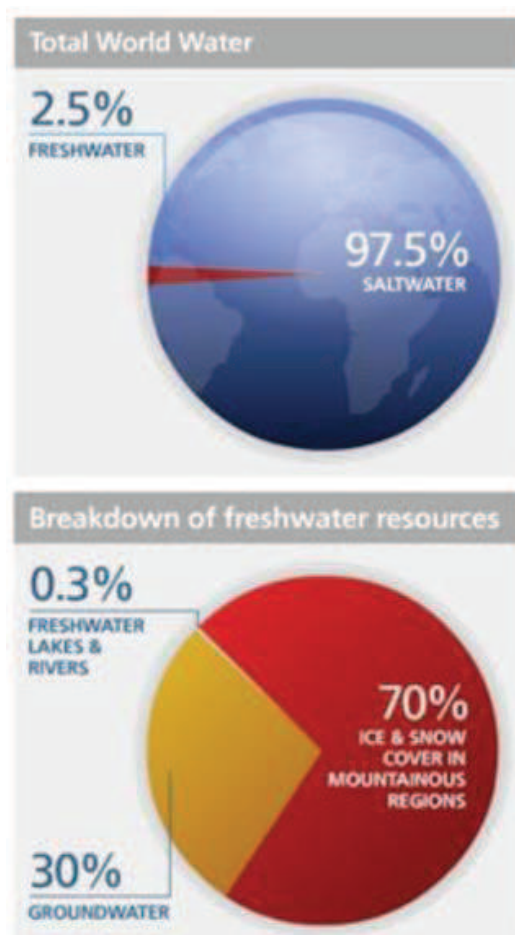
2. VANN I VERDEN

Det og ha tilgang til rent vann tar vi i Norge som en like stor selvfølge som det å ha luft. Uten at vi trenger å anstrenge oss kommer det ut av rør i veggen. Men så heldige som oss er det ikke alle som er. I verden er det ca. 800 millioner mennesker som mangler tilgang til rent vann. Dette fører med at 6000 mennesker mister livet hver eneste dag, de fleste av dem er barn. (Røde Kors, 2013)

På jorden er det nok vann til alle, men fordelingen er veldig ujevn. Når vi i Norge bare kan bøye oss og drikke fra bekken, er det mennesker i andre deler av verden som må gå i mange timer for å hente det absolutt aller mest nødvendige. (Røde Kors, 2013)

Korte fakta om vannsituasjonen i verden:

- Volumet av vannet på jordkloden er ca. 1,4 milliarder kubikkilometer. Av dette er 35 millioner – 2,5% - ferskvann.
- 70% av disse ferskvannsressursene er is og permanent snø i fjellregioner, Arktis og Antarktis.
- Rundt 30% av ferskvannet i verden er lagret under jorden som grunnvann. Dette utgjør rundt 97% av alt ferskvannet som potensielt er tilgjengelig for bruk av mennesker.
- Ferskvannssjøer og elver utgjør 0,3% av verdens ferskvannsbeholdning.
- Det totale volumet ferskvann som kan brukes av mennesker og økosystemer er 200 000 kubikkilometer – mindre enn 1% av ferskvannsressursene.
- Jordens atmosfære inneholder ca. 13 000 kubikkilometer vann.
1(FNs miljøprogram UNEP)



Figur 1: Oversikt over vannet i verden. (UN Water).

2.1 RENT DRIKKEVANN

Et voksent menneske trenger gjennomsnitt mellom 2 og 2,5 liter drikkevann per dag. Vann er viktig for mennesket fordi det transporterer næringsstoffer rundt i kroppen. I tillegg beskyttes både hjernen, ryggmargen, leddene og øynene av vann.

Hvis vannet du drikker ikke er rent kan det imidlertid være farlig å drikke det.

Det hjelper derfor ikke å drikke nok vann, dersom vannet som er tilgjengelig er

forurenset. Skittent vann er en av hovedsakene til at mennesker blir syke, og problemene rammer de fattige områdene i størst grad.

Tyfoidfeber, kolera, difteri, diaré og hepatitt er eksempler på sykdommer som smitter gjennom skittent drikkevann. De fleste av de nevnte sykdommene kan behandles lett hvis en har tilgang til medisiner. I fattige områder er det imidlertid mange som ikke har tilgang til legehjelp og medisiner. Dette fører blant annet til at to millioner mennesker før av diaré hvert år. (Verdens helseorganisasjon)



Figur 2: Rent vann er selvfølge i Norge.
(Foto: Vannverksregisteret)

2.2 DRIKKEVANN

Når vi snakker om drikkevann snakker vi om alle former for vann som er bestemt til å drikke, matlagning eller andre husholdningsformål, som rengjøring og dusjing. Uavhengig av det kommer via ledningsnett, på flasker, i tanker eller i annen form for emballasje.

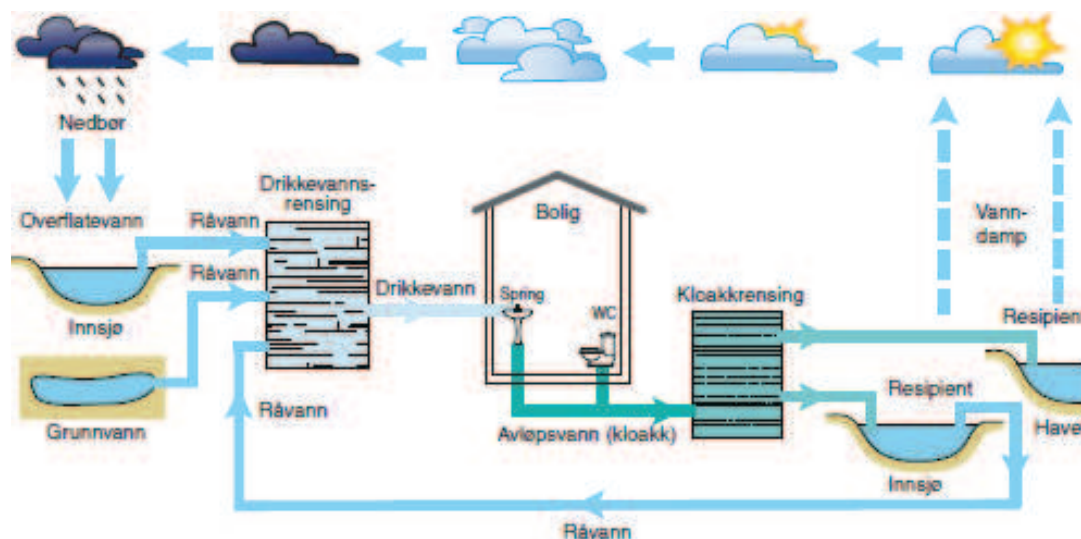
Vannverket har ansvaret for forsyningen av drikkevannet i tilfredsstillende mengder og kvalitet. Mattilsynet har ansvaret for godkjenning- og tilsynsmyndighet for vannverk. Folkehelseinstituttet har fått en sentral rolle som statens kompetanseorgan på drikkevannsområdet, de gir også råd basert på forskning til grupper innen norsk vannforsyning, også inkludert Mattilsynet. Kommunen har rollen som lokal planmyndighet.

Myndighetsansvaret til kommunen etter kommunehelsetjenesteloven blir tatt hånd om av kommunens medisinske faglige rådgiver. Planlegging på fylkesnivå er fylkeskommunens ansvar. Fylkeskommunen bestyrer også tilskuddsmidler som kan bruke til vannforsyningstiltak. Fylkesmann er myndighet i henhold med beredskapslovgivningen. NVE er myndighet i henhold til vannressursloven. (Vannportalen, 2008)

Ved valg av drikkevannskilder ser man etter vann som gir godt og sikkert råvann med stabil og god kvalitet. Dette er for å unngå mest mulig behandling av vannet. Ved å gjennomføre gode og tilstrekkelige tiltak for å bestyke rundt tilsigsområdet av kilden. I forbindelse med drikkevann er arbeidet med norsk vannforskriften viktig. Oppgaven til vannforskriften er at den skal sørge for at miljøtilstanden i alt vann, også inkludert vann som skal brukes som drikkevann, er god.



2.3 DRIKKEVANNSFORSYNING I NORGE



Figur 3: Vannrensing og forurensninger i drikkevannskilder (Lokus).

Man deler drikkevannsforsyningen inn i tre deler; råvann, renvann og nettvann (Vannforsyningens ABC). Det vannet som blir ledet til vannverk for behandling, kalles råvann. Råvann er det vannet som kommer fra drikkevannskilden. Det vannet som er ferdig renset og kommer ut fra behandlingsanlegget kalles renvann, og det vannet som blir sendt ut på ledningsnettet til forbrukerne blir kalt nettvann.

De aller fleste store vannverkene i Norge bruker overflatevann som sin råvannskilde. Overflatevannverk forsyner totalt hele 90% av kundene her til lands (Vannforsyningens ABC). Mindre vannverk velger som regel grunnvann som sin drikkevannskilde, dette er fordi små vannverk ofte forsyner mindre tettsteder og en bebyggelse som er spredt. Vannverk som dette forsyner derfor bare 10% befolkningen, men allikevel er det ca. 35% av vannverkene i Norge som velger å hente sitt råvann fra grunnvannet. Overflatevannet i Norge inneholder lav alkalitet og har et lavt innhold av kalsium, pH-verdien er også ofte lav. Utløsning av metaller i vannet påvirkes i stor grad på grunn av surheten i vannet, tidlig på 70-tallet ble det allerede innført



kvalitetskrav for drikkevannets pH-verdi. For å redusere utløsningen av tungmetaller fra armaturer og vannledninger, ble det anbefalt en pH-verdi på 8,0-8,5.

Vannforsyningsnett er til for å transportere nok drikkevann ut til forbrukerne, dette skal gjøres på en hygienisk og trygg måte. (Vannforsyningens ABC) Vannforsyningsnett består av overføringsledninger eller tunneller fra vannkilden til vannbehandlingsanlegget, og fordelingsnett og stikkledninger i områdene forbrukeren holder til. En av de viktigste hensiktene er å hindre begroing, korrosjon og lekkasje ved drift og vedlikehold av vannforsyningsnett. Korrosjon kan føre til endring på vannkvaliteten.

Typisk norsk vann er surt, bløtt og humusholdig. Nettopp på grunn av dette vil vanne virke svært korrosivt ovenfor de fleste materialene som er benyttet på ledningsnett. Dette kan føre til redusert levetid på ledningene og kan gi dårlig kvalitet på vannet. Svakheter og en stor del av bruddene kan knyttes til korrosjonen. Korrosjon kan skje både på innsiden og utsiden av røret, dette medfører svakheter på rørets styrke.



3. KLIMAENDRINGER

I årene som kommer vil klimaendringer ha stor påvirkning på råvannskvaliteten. Hvis vi ser bort i fra økt globalisering/reisevirksomhet og økt innhold av NOM, vil det falle mer nedbør og nedbørsperiodene vil være kraftigere. Dette vil føre til at noen patogener fra både naturlige og menneskeskapt forurensningskilder lettere vil kunne havne i en råvannskilde. Smittepresset vil derfor kunne øke. For de koaguleringsanleggene som finnes i Norge kan effekter med stor betydning av klimaendringer være disse: en økning av farge/NOM-innhold i flere drikkevannskilder og en risiko for økning av innhold av alger og mikroorganismer, også patogener.

Økning av temperaturen og vintre som er mildere vil være med på å gi økt hyppighet på vinterflommene og dårligere termisk sjikting i vann kildene. En økning i algeveksten vil forekomme hvis temperaturen øker og tilføres næringssalter fra nedbørfeltet. Dette kan føre til at hygienisk sikkerhet i vannkilden og nedslagsfeltet reduseres.

Endringene i klimaet vil derfor kunne medføre redusert UV-transmisjon og redusert mikrobiologisk og fysisk/kjemisk kvalitet på råvannet. Variasjonen på kvaliteten vil kunne øke, dette vil være med på å øke dimensjonsgrunnlaget for UV-anleggene. På lang sikt vil det også kunne medføre at kravene til barrierehøyde og inaktiveringsgraden øker, noe som vil forbedre kravet til UV-dosering i forhold til hva som er kravet for dosering i dag (40 mJ/cm²).

Med tanke på de klimaforandringene som kan skje og dens effekt, vil vannbehandlingsmetoder som koagulering, membranfiltrering med flere, fremdeles kunne fjerne store deler av patogene organismer som UV-absorberende stoffer om driften av anlegget fungerer godt. For farge og UV-transmisjon vil metodene som er skrevet ovenfor vanligvis kunne gi en reduksjon på 85-90% eller høyere. Mye lavere vil reduksjonen av organisk stoff (TOC, DOC) være, 50-70%.

Klimaendringene vi står ovenfor, som allerede er godt i gang, de kan de større biologiske vekst problemer på ledningsnett. Valgene av vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder vil kunne påvirkes av dette. (Eikebrokk B. 2012).



3.1 FLERE EFFEKTER AV KLIMAENDRINGER

Klimascenariene vi ser for oss er at det blir her i Norge er varmere, mer ekstrem vær og våtere. Været vil variere veldig fra område til område. Høye temperatur vil kunne føre til algevekst som igjen vil føre til problemer som lukt/smak og algetoksiner. Primærproduksjonen vil øke med skogvolum, vekstarter og løvskog/barskog. Tregrensen vil også føre til at mengden organisk stoff og biologisk omsetning av organisk avfall som løv og barnåler.

Reduksjonen av tilførselen av sur nedbør vil gi mindre utløsning av aluminium- og jernforbindelser fra berggrunn og jorden. På grunn av dette vil den naturlige koaguleringen/utfellingen av stoffer minske, som igjen fører til at NOM/fargen i vannet øker. Fordi det skjer en økning av nedbørsmengde og økt nedbørintensitet vil dette føre til hyppigere avrenning fra nedbørsfeltet. Dette vil føre til at avrenning øker og at konsentrasjoner av NOM, partikler (turbiditet) og mikroorganismer.

NOU 2010 "Klimatilpasning" viser til endringer i forhold til nedbør og temperatur på grunn av klimaendringene. Det vil bli mer ekstremvær og større variasjon.

Følgende endringer i klimaet i år 2050 sammenliknet med år 2000¹ er beregnet. Årsmiddeltemperaturen vil stige med 0.2-0.5°C per tiår. Om vinteren vil man merke størst økning, og det vil merkes bedre i innland enn langs kysten. Nedbøren som faller om høsten vil øke mellom 5 og 35%, og man kan vente seg flere dager med kraftig nedbør. Dager med snøfall vil synke fra mellom 10 og 20. De fleste steder, på vinterhalvåret, vil de mildere vindhastighetene øke.

Det vil bli stor forskjell på området til området.

Koaguleringsanlegg venter først og fremst og få følgende konsekvenser som: en økning av fargetall, mer nedbør og større utvasking av NOM, på grunn av korte perioder om vinteren som har frossen mark. Planteproduksjon vil øke grunnet temperaturøkning, og fordi det vil skje en forskyvning av bartrær og løvtrær, som igjen fører til økt avrenning av NOM.



Temperatursprangsjikt blir svakere. De korte periodene med islagt vann vil gjøre ”høstomveltningen” lenger. Dersom innsjøene ikke blir dekket med is kan de ha en periode på hele seks måneder uten temperatursprangsjikt. Det vil også forekomme kraftigere vinder og noen steder også kraftigere nedbør som vil være med på å svekke sprangsjiktet. På grunn av svakere sprangsjiktet vil det være en lengre periode med raske endringer i råvannskvaliteten og det vil forhøye innholdet av uønskede mikroorganismer. Man tror også at den uheldige påvirkningen av råvannskvaliteten er dypere enn før.

Det vil forekomme flere tilfeller av storflom eller ras. Dersom det skulle skje et jordras i kilden vil dette øke partikkelinnholdet i vannet betydelig. Økningen av næringssalter og dertil høyere temperatur i vannet kan øke forekomsten av lukt/smak- eller giftproduserende cyanobakterier (blågrønnalger) og andre alger.

Noen anlegg vil finne det positivt at den laveste vanntemperaturen vil stige noe, som vil påvirke separasjonsprosessen. Spesielt hvis det er snakk om å unngå temperaturer under 1-2°C. Det kan føre til en reduisering av isdannelse på underkjølt vann. (DNMI Klima 2000).



4. RENSING AV DRIKKEVANN

4.01 TJERN

Kvaliteten på vannet påvirkes av flere faktorer. Bergarttyper og løsmasser i nedbørsfeltet, av hvor mye og hvilke type vegetasjon, av hvor mye nedbør som faller og i hvilke sesong nedbøren faller og av hvor lenge vannet forblir i innsjøen, altså oppholdstiden. Tjern her til lands har ofte disse hovedegenskaper:

- Surt vann, ergo pH er mindre enn syv
- Vannet er humusholdig som fører til høyt fargetall
- Bløtt vann, på grunn av lavt innhold av salt og liten bufferkapasitet ovenfor sure komponenter

I det området nedbøren faller vil graden av menneskelig aktivitet være svært viktig med hensyn til forurensing fra kloakk, industri, landbruk m.m., dette vil også ha en betydning for graden av algeoppblomstring. Oppholdstiden til vannmassen i innsjøbassenget vil også ha en betydning når man skal vurdere hvilke vannbehandling som er nødvendig.

4.0.2 LITE FORURENSET OG KLART VANN

Vanlig vannbehandling for vann med vannkvalitet som dette, hvor kilden også er godt skjermet mot tilfeldige forurensinger og har vist stabil vannkvalitet, er siling desinfeksjon, alkalisering og eventuelt karbonatisering.



4.0.3 VANN MED MYE HUMUS

Høyt innhold av organiske materialer har de fleste overflatevannkildene, for det meste naturlig organisk materiale som humus, det er dette som gir vannet den gulbrune fargen. Vann som inneholder høye fargetall er et bruksmessig problem, det kan også skape et hygienisk problem hvor det høye innholdet av humus kan minske effekten på den etterfølgende desinfeksjonen. Det verste som kan forekomme er at det dannes helsemessige forbindelser når man bruker sterk klorering av vann som inneholder mye organiske materialer. (Ødegaard H, 2002)

4.1 PARTIKLER I VANN

Man kan på flere måter karakterisere partikler i vann, som for eksempel:

- partikkelstørrelse og partikkelmengde
- grumsethet (turbiditet)
- vekt (suspendert stoff)

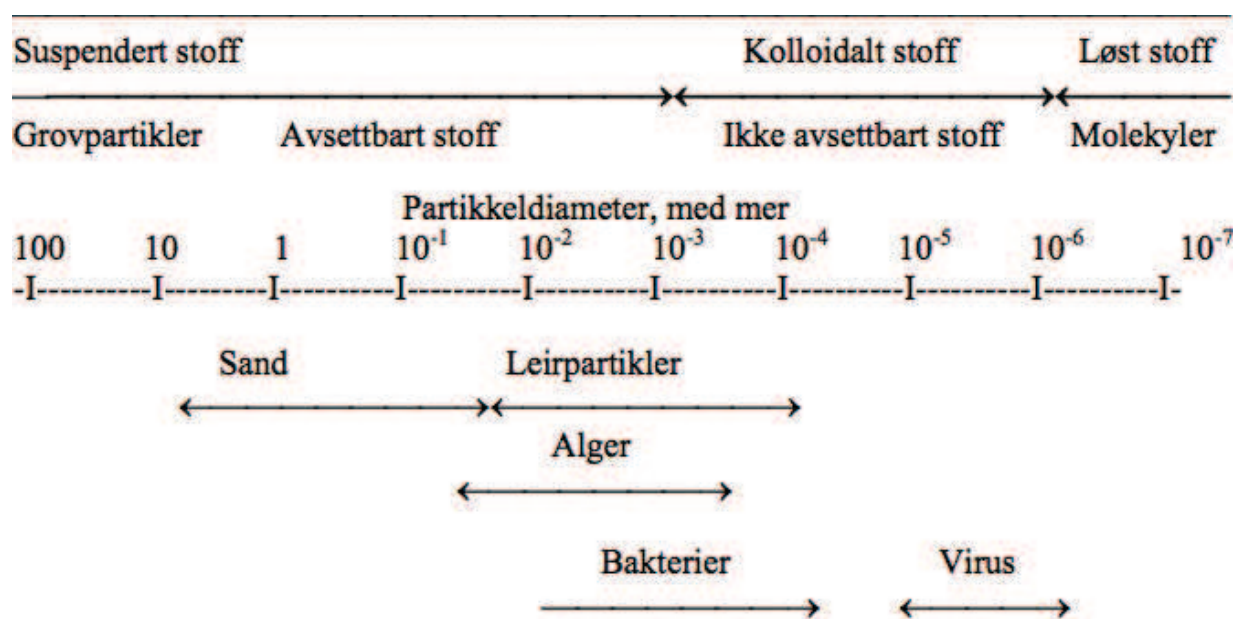
For å vite hvordan partiklene vil oppføre seg i ledningsnett eller i et renseanlegg, er man meget interessert i å finne ut mengde og størrelsesfordelingen av partiklene.

Vi kan grovt skille mellom:

- 1) kolloidale partikler med partikkelstørrelse: 0,01-1 μm
- 2) suspendert partikler med partikkelstørrelse: 1,0 μm
- 3) sedimenterbare partikler med partikkelstørrelse: 100 μm

Fordi de kolloidale partikkelen er så små vil hode seg ”flytende” i vannet og hjelpe til med å skape turbiditet i vannet. De suspenderte partiklene vil bruke lenger tid til å synke og i praksis holde seg ”flytende”, sedimenterbare partikler på grunn av sin store størrelse vil bunnfelle (sedimentere) innen rimelig tid. (Ødegaard H, 2012).





Figur 4: Partikkelstørrelser (Vannforsyningens ABC)

4.1.1 *E. COLI*

E.coli er en bakterie som normalt finnes i tarmen hos dyr, fugler og mennesker. Det eksisterer mange hundre varianter av bakterien, men bakteriene er vanligvis ikke skadelige for oss mennesker. Noen typer kan feste seg i tarmen hos mennesker og dannet et spesielt giftstoff, dette kan føre til alvorlig infeksjoner. (Veterinærinstituttet, 2011)

Det skal ikke være spor av *E.coli* i drikkevannet. Bakterier som dette overlever ikke dersom de ikke har et varmblodig dyr, men kan leve i få uker ute i naturen. Dersom det skulle dukke opp *E.coli* i vannet må vannet enten kokes eller desinfiseres før det kan brukes som drikkevann eller til matlagning.

Grenseverdi til *E.coli* i drikkevann er <1 cfu/100ml. (Drikkevannsforskriften)



4.1.2 VIRUS

Virus er parasitter som lever av andre celler, de kan verken leve eller reproduseres på egenhånd. I motsetning til andre celler har virus enten DNA eller RNA, men ikke både DNA og RNA. Virus er i stand til å kopiere seg selv ved hjelp av en vertscelle. Den vertscellen som trengs for at det skal kunne skje en virusreplikasjon er forskjellig, avhengig av typen virus. Virus kan infisere virvelløse dyr, virveldyr, planter, sopp og bakterier. Denne type virus, som infiserer bakterielle celler, er kjent som bakteriofager.

Bakteriofager replikering finner sted inn i et vertsbakterie. For at en bakteriofag skal infisere en bakterie trenger den inn gjennom celleveggen eller via forplantningsføret til bakterie. Deretter injiseres virusets dens DNA eller RNA i vertscellen. Vert bakterie er derfor tvunget til å produsere virale komponenter, som deretter settes sammen til virioner. I det siste steget av virusreplikasjonen oppstår nedbrytningen av vertscellen og nye virus frigjøres. Disse virusene jakter etter nye bakterieceller å infisere.

(Stefan et. Al, 1979)

4.2 KOF

Når man skal måle kvaliteten på vann bruker man kjemiske oksygenforbruk (KOF). For å overvåke effektiviteten på vannbehandlingsanlegg bruker man ofte en COD-test. Denne testen fungerer på den måten at et sterkt oksidasjonsmiddel, under sure forhold, kan oksydere ut nesten hvilke som helst organisk forbindelse som karbondioksid. Om man skal måle COD blir det ofte målt ved hjelp av et sterkt oksidasjonsmiddel (for eksempel kaliumdikromat, kaliumjodat, kaliumpermanganat) under sure forhold. Oksidasjonsmiddel i et visst overskudd blir tilsatt i prøven. Når prosessen rundt oksidasjonen er fullstendig, beregner man konsentrasjonen av det organiske stoffet i prøven ved å måle hvor mye av oksidasjonsmiddelet som fremdeles er igjen i



løsningen. Vanligvis gjøres dette ved titrering ved hjelp av en indikatoropløsning. Når man måler COD uttrykker man dette i mg/l, dette viser massen av oksygen som blir brukt per liter oppløsning. En COD-test varer bare i to-tre timer. (H. Mahvi, 2005)

4.3 pH

Når man måler pH-verdien er det for å finne ut hvor høyt innhold av hydrogenioner (H^+) det finnes i vannet, dette angis på en logaritmisk skala fra 0-14. Nøytralt vann viser en pH-verdi på 7, pH-verdier som er under 7 er surt og de pH-verdiene over 7 er basisk. Lav pH-verdi kan være skadene på rørsystemer og armaturer og dette kan igjen føre til at helseskadelige stoffer som blant annet tungmetaller.

pH er som nevnt tidligere en veldig viktig styringsparameter. Det kan være smart å sette pH-elektroden i utløpet fra filteret. Vanligvis vil dette gi noe høyere pH enn hvis sonden hadde vært plassert mellom koaguleringsstrinnet og filteret, man unngår utfellingsproblemer/beleggdannelser på elektroden til en fordel.

Grenseverdien til pH i drikkevann er 6.5-9.5 (Drikkevannsforskriften)

4.4 LEDNINGSEVNE

Målet for innholdet av salt i vannet kaller vi ledningsevne. Det måles i $\mu S/cm$, og normale verdier er $4 \cdot 10^{-2}$ i destillert vann, 1 i naturlig ferskvann og $330 \cdot 10^3$ $\mu S/cm$ i vannet i havet. Ionene i karbonatsystemet (HCO_3^- og CO_3^{2-}) er innenfor de mest vanlige saltene i vann som kan forekomme, men det finnes også en del andre ioner som er aktuelle. I VA-teknikken har parameterne en avgjørende betydning med tanke på korrosjon og avherding. Bestemmelsen av ledningsevnen ved hjelp fra elektrosensorer er veldig enkel og blir ofte brukt til styring av prosesser, for eksempel som et substitutt når man måler alkalitet. I forbindelse med analyser av



havvann (for eksempel det som er knyttet til avsalting) eller ferskvann som er blitt påvirket av havvann gjennom saltinntrengning, er det mest vanlige å bruke totalt løst stoff (TDS – total dissolved solids), som er det mål for alle ionene som finnes i løsningen. Det skjer en filtrering fra alle partikler i prøven, inndamper det vannet som renner igjennom filtet og det som er igjen veier man. Havvannet TDS ligger på ca. 35 000 mg/l, i forhold til den øverste grensen for TDS i vann som brukes til vannforsyning ofte er 500 mg/l. (Ødegaard et al, 2012)

4.4 TEMPERATUR

Temperatur er en viktig fysisk vannkvalitetsparameter fordi den er med på å påvirke tetthet, viskositet, damptrykk, overflatespenning og oksygeninnhold i vannet. I forbindelse med dimensjonering og drift av behandlingsprosess for vann er også temperaturen utrolig viktig. Dersom det skulle skjer en 10°C temperatur økning, kan man på grovt sett si at det skjer en fordobling av hastigheten på både biologiske prosesser og kjemiske reaksjoner. (Ødegaard et al, 2012)

4.5 OPPLØST OKSYGEN

Løseligheten av gass som finnes i vannet er avhengig av temperatur, trykk og saltholdighet (salinitet). Som en slags regel kan vi si at konsentrasjonen i ferskvann i ferskvann er 10 mg O₂/l ved 15°C og 12 mg O₂/l ved 5°C ved én atmosfære trykk. Veldig viktig for akvatiske organismer er temperatursammenhengen, nettopp fordi raske, store temperatursvingninger kan med føre ulevelige oksygenkonsentrasjoner for noen organismer, noen som betyr mye i forhold til naturlige vannforekomster og som i biologiske renseprosesser. 5-6 mg O₂/l er det minste vannforekomster bør innholdet, dette er for at aerobe forhold skal bevares og sikre et bra miljø for fisk og de andre akvatiske organismene. Om det skulle skje at vannforekomstene blir overbelastet med organiske stoff, for eksempel som kan skje dersom det blir slippet ut avløpsvann, vil anaerobe forhold



(fravær av oksygen) dannes, dette vil kunne føre til fiskedød og dannelse av hydrogensulfid og metan, ergo lukt. Gjennom en titreringsanalyse kan man måle oksygeninnholdet, eller det kan bestemmes i et oksygenmeter baster på en oksygenelektrode. (Ødegaard et al, 2012)

4.6 TURBIDITET

Turbiditet er det vi bruker for å måle hvor uklart vannet er. Den måler hovedsakelig hvor mye finpartikulært materiale som finnes i vannet, som kan bestå av blant annet sand, leire og jern. FNU som står for Formazing Nephelometric Unit, er måleenheten for turbiditet som blir brukt i norske forskrifter. Partikler kan minske desinfeksjonseffekten ved at de innkapsler mikrober og "beskyttet" den fra UV-bestråling eller klorering. Å suge til seg UV-lys er noe partiklene også vil kunne gjøre, dette fører til at lysintensiteten blir dårlig. Det vannet som har høy turbiditet vil derfor ha et dårlig estetisk utseende. Partikler kan forårsake tettelse av rør og utstyr. Partikler kan også skade pakninger, noe som kan medføre lekkasjer (Drikkevannsforskriften).

Grenseverdien for turbiditet i vann er 4,0 FNU.

4.7 FARGE

For å finne ut vannets innhold av organiske stoffer (humusstoffer) brukes farge som et mål. Farge er dimensjonsløst eller kan oppgis i mg/l Pt. Verdien på tallene tilsvarer referanseløsningens konsentrasjon i uttrykk i milligram per liter. Dannelse av humusstoffer skjer ved en nedbrytning av plantemateriale i naturen. Humusvann er ofte surt dette kommer av at humusstoffene har svakt sure egenskaper. Inneholder vannet humus vil det få en gulbrun farge. Jern og magan vil også kunne gi farge til vannet. Humus suger til seg ultrafiolett stråling og kort bølget synlig lys. Om vannet har et høyt innhold av humuskonsentrasjon blir det vanskeligere å gjøre en desinfeksjon. Under UV-desinfeksjon vil humuskonsentrasjon suge til seg mye av strålingen, derfor må man ta i bruk et større anlegg enn det man tidligere hadde antatt. Bruker man klorbehandling på høyt



humusinnholdig vann kan dette føre til at det vil kunne dannes helseskadelige klororganiske forbindelser og/eller føre til at det blir vond lukt og smak på vannet. (Drikkevannsforskriften)

Grenseverdien til farge i vann er 20.

4.7 NITROGENFORBINDELSER

Nitrat i vann stammer som regel fra nedbør, men noe kommer også fra gjødsling i jordbruk. Om verdiene for nitrat, nitritt og ammonium er høy kan dette komme av bruk av kunstgjødsel. Ved nitrat og nitritt er det satt en grense til mulig direkte helseeffekter ved høy konsentrasjon. For å finne en indikator for tilsig av kloakk kan man bruke ammonium sammen med en analyse for tarmbakterier. (Drikkevannsforskriften)

Grenseverdien til nitrogenforbindelser i vann er nitrat=10mg/l, nitritt=0,05mg/l, ammonium=0,05mg/l.

4.8 LUKT OG SMAK

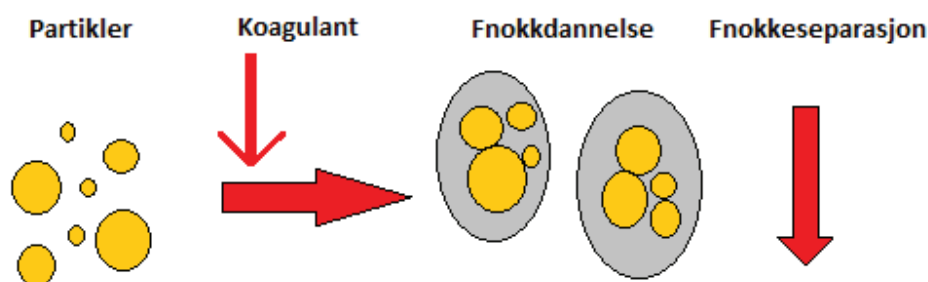
Lite oksygen i vannet kan være årsaken til dårlig lukt og smak. Når det skjer en nedbrytning av organiske stoffer uten at det er tilgang til nok oksygen (råtner), kan det dannes illeluktende svovelforbindelser, for eksempel H_2S , dette har en lukt som minner mye om råtne egg. Det er mange andre grunner til at vannet har en vondt lukt, for eksempel at det kan være grunnvannet har et høyt innhold av karbondioksid (CO_2), dette gjør vannet aggressivt og kan medføre problemer til korrosjon og for høyt innhold av radon. Bakterier kan også produsere stoffer som gir vondt lukt.



4.9 KOAGULERING OG FILETERING

Vannbehandlingsmetodene som omhandler koagulering og filtrering, og eventuelt også sedimentering eller flotasjon – en avanserte renseprosesser. Disse fjerner i stor grad partikulært materiale og løste organiske forbindelser. De vannverkene som har denne formene av behandling av vann, med sedimentering eller flotasjon, blir kalt «fullrenseanlegg», men begrepet er ikke helt riktig, for fullstendig rensing av vannet vil også ha desinfeksjon som et steg i prosessen. Da bruker man uttrykket «konvensjonell fullrenseanlegg», og anleggene som verken har sedimentering eller flotasjon blir kalt «direktefiltrering» eller «kontaktfiltreringsanlegg».

Vannbehandlingsmetoder som koagulering og filtrering blir et eller kjemikalier tilsatt, dette før til at partiklene vi ønsker å fjerne koagulerer og fnokker. Dette betyr at partiklene slår seg sammen/binder seg til hverandre og/eller andre partikler, dette danner store og sterke fnokker som fjernes fra vannet med sedimentering, flotasjon og/eller filtrering (fnokkeseparasjon).



Figur 5: Koagulant prosess. (Ødegaard, H. red, 2012)

Kolloider er bitte små partikler, det kan kun sees med mikroskop og kan heller ikke holdes tilbake i vanlig filter. Overflaten er normalt elektrisk ladet (negativt), partikler med samme overflateladning vil ikke slå seg sammen uten videre til større agglomerater (sammenhopninger) som kan separeres fra vannet. For at dannelsen av fnokkene skal skje fortere tilsetter man et flokkuleringsmiddel/hjelpekoagulant. Fnokkene bli også større og sterkere av dette.

Når kjemikaliene blir tilsatt vannet med vannets egne kjemikalier, koagulanter, med en overflateladning som er positiv, vil landingsforholdet på overflaten av kolloidene gjøre at frastøtningskreftene mellom partiklene brytes og det i stede blir en tiltrekningskraft mellom de. De vil da koagulerer og partiklene vil bli større.

Når man tilsetter kogulanter i drikkevannet, brukes vanligvis salter av jern og aluminium. Kjemikalie vil umiddelbart dissosierer til ioneform. Mellom flere mellomprodukter vil metallionet reagerte med vannet, og felle ut metallhydroksid.

Prosessen med koagulering er pH-avhengig, og den best mulig pH-verdien man kan oppnå, altså den som gir best koaguleringen. Doseringmengden av koagulanten er avhengig av vannkvaliteten og vanntypen som skal behandles. Det noe vanlig i områdene som er skrevet i tabellen under. Alle kjemikaliene som brukes i vannet må være godkjent av helsemyndighetene.

Tabell 1: praktisk dose for koagulantane jern, aluminium og (Pax-18) ved norske vannverk.

| Koagulant | Optimal PH | Normal dosering, mg Al/l |
|------------------------------------|-------------------|---------------------------------|
| Aluminiumsulfat | 6,0 – 7,0 | 1,5 – 3 mg Al/l |
| Jernklorid | 4,5 -5,5 | 3- 6 mg Al/l |
| Perpolymerisert Al-klorid (PAX-18) | 6,5 -7,5 | 1,0 – 2,5 mg Al/l |

Koaguleringsprosessen er også avhengig av temperatur. Det kan være spesielt krevende dersom man har temperaturer under 0,5°C. Da samler vannmolekylene seg i aggregater (en vannfilm) rundt partiklene i vannet, viskositeten i vannet vil øke (i stor grad vannfilmen), det er mer utfordrerne å få en kompakt nok kontakt mellom koagulant og partiklene som skal koaguleres.

Koagulering fjerner som regel 50-70% av innholdet av TOC-innhold (innhold av total organisk karbon) i vannet. Renseeffekten for farge er svært mye høyere, dette er fordi koagulering fjerner de største humusfraksjonene mer effektive enn de lavmolekylære, de humusfraksjonene er mest med på å skape farge i vannet. (Ødegaard et al, 2012)



4.9.1 KOAGULANTBEHOV

Koagulantbehovet vil ved bruk av metallbaserte koagulanter normalt være bestemt av kravet til restmetall (< 0.15 mg me/L) i behandlet vann. For koagulering med de vanligste metallbaserte koagulantene (for eksempel ALG, JKL, PIX, PAX, Ca-PAX) er det utviklet empiriske modeller der minste nødvendige koagulantdose er relatert til råvannsfargen.

Ligningen er enkelt form og gjelder for råvann med fargetall mellom 10-70 mg Pt/L hentet fra (Eikebrokk 2005):

$$D = a \cdot \text{Råvannsfarge} + b$$

D = Det er minste nødvendige koagulantdose (mg Me/ L)

A og b = Det er kostnader som avhenger av avendt type koagulant og ønsket vannkvalitet/bredde på optimalt område for koagulerings-pH.

For aluminiumsulfat:

- D_{\min} (mg Al/L) = 0.043 · F (mg Pt/L) + 0.30
- D_{prak} (mg Al/L) = 0.054 · F (mg Pt/L) + 0.37

4.9.2 SLAMPRODUKSJON

For norske overflatevann med lav turbiditet og høyt NOM-innhold vil slamproduksjonen i hovedsak utgjøres av utfellingsprodukter (hydroksider) fra koagulantene.



$$SS \text{ (mg/L)} = SS_{RW} + k \cdot D$$

SS = slamproduksjon (mg SS/L) normalt målt som SS i koagulert vann

SS_{RW} = SS-innhold i råvannet (ofte lik eller nær 0 i mange norske overflatevann)

k = konstant

D = koagulantdose (mg Me/L)

For en situasjon der $SS_{RW} = 0$, er det for ALG utviklet følgende empiriske modeller:

$$\text{ALG: } SS_{ALG} \text{ (mg SS/L)} = 4.2 \cdot D \text{ (mg Al/L)}$$

4.10 SANDFILTERING

Prosessene i filtrering foregår som følgende; vannet strømmer langsomt gjennom et sjikt av granulært medier, som vanligvis er sand, antrasittkull eller granat. Når vannet renner igjennom mediet blir partiklene fanget på grunn av flere mekanismer, avskjæring, siling, flokkulering og sedimentering. Fordi partiklene er for store til å passere hulrommene av mediet, og blir derfor fanget i det øvre dypet av filtret. De partiklene som strømmer med lav hastighet blir fanget opp og festet av svake elektrostatiske krefter til porerommene av mediet. Dersom vannet er behandlet med kjemikalier før filtrering, kan flere flokkuleringer oppstå, på denne måten vil størrelsen på partiklene vokse sånn at de større partiklene vil kunne fjernes ved andre mekanismer. De partiklene som er tunge vil felles ut på filtermediet. (Ødegaard et al, 2012)

Når hulrommene i filtermediet fylles opp av partikler, vil også hastigheten med vannet øke, og dette vil forårsake at noen av partiklene blir skåret av mediet. Partiklene vil strømme videre og bli fanget dypere i filteret. Når hulrommene er blitt fylt opp til kapasitet og turbiditeten overstiger en kritisk verdi, filterlaget må da tilbakespyles. Når porene fylles opp med partikler økes de, og da



fortsetter falltapet gjennom filteret å øke. Det blir stadig mer utfordrende å passere vannet igjennom filteret.

Filteret skal enten virke som et sakte eller hurtig sandfilter. Det sakte sandfilteret i utgangspunktet bare sand (med en laget grusstøtte), men hurtig sandfilteret derimot bruker en rekke medier. Noen enkelt medium senger bruker kun sand, mens to-meia filter bruker filtralite kull og sand.

Filtrering er brukt, på grunn av de strenge reguleringene for å fjerne Giardia cyster og Cryptosporidium cyster. Sandfiltrene som er langsomme er mer effektive for å fjerne biologiske partikler, enn hva de hurtige sandfiltrene er. De aller viktigste design parametere i dimensjonering av filtre er arealbelastning [$\frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{hr}}$]. Lastingen rat er strømningshastigheten på vannet som påføres per arealenhet av filteret.

Med de langsomme sandfiltre blir vannet påført sanden med en overføringshastighet på 2.9 til 7.6 [$\frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{hr}}$]. Filtre bli naturlig tettet når hulrommene fylles med partiklene som blir fjernet. Filtrene må rengjøres nå dette skjer. Rengjøringen av de langsomme sandfiltrene gjøres ved å fjerne det flytende materiale, vannet må dreneres slik at vannivået er 4-5 cm under overflaten av sanden og der ifra skrape av toppen for 6-12 mm for sand. Rengjøringscyklusen kan være alt fra én til flere måneder. Langsomme sandfiltre egner seg godt for steder med lite befolkning. Tatt i betraktning at de krever store landarealer, er langsomme sandfiltre til å stole på, de krever mindre operatørtid enn de hurtige sandfiltrene, og har lave tekniskoperative krav (Ødegaard et al, 2012).

Hurtige sandfiltre rengjøres ved å tvinge vanne oppover igjennom sanden. Dette kalles tilbakespyling. Strømhastigheten til vaskevannet virker sånn at sanden utvides, og de filtrerte partiklene legger først, dette resulterer i at det fine sanden bli liggende på toppen, og den grove sanden på bunnen. Tilbakespylingsvannet blir enten pumpet rett ut i kloakken for avhending eller så blir den behandlet ved sedimentering. Slammet fra slamavskilleren blir enten sluppet ut i vannkilden eller sanitær avløpssystem og slammet blir deponert. (Vannforsyningens ABC)



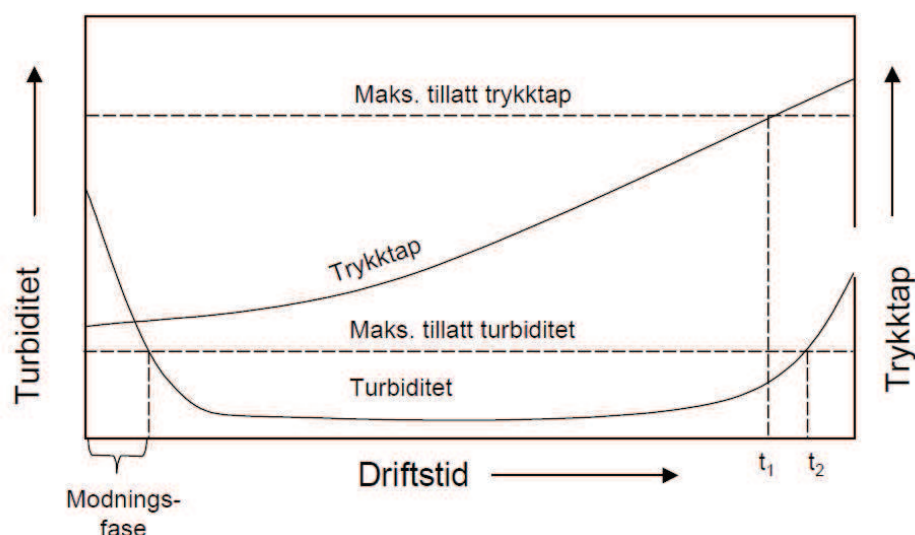
4.11 HURTIGFILTRERING

Denne prosessen brukes for å fjerne partikulært materiale og utfelt slam, og den gjør vannets fysikalske-kjemiske kvalitet bedre enn bare ved siling. I filteret er det en slags ”seng” som er fylt opp med granulært materiale eller medium, når vannet strømmer igjennom filteret holdes partiklene tilbake i mediet.

Over tid vil mer og mer partikulært materiale blir fanget opp av filteret, da vil trykktapet/falltapet over filtret øke. Om det hele tiden strømmer vann inn på filtret, vil vann-nivået over filtersengen (nedstrømsfilter) stige. Vannet vil stige, og hvor mye det vil stige bestemmes av utformingen av filtertanken. Med dette mener vi hvor stor volum som er tilgjengelig, og da bestemmes også maksimalt tilgjengelig trykktap. Når grensen er nådd må det partikulære materialet som er samlet opp vaskes ut av filteret. Filteret må derfor spyles, fordi dette som de fleste andre filtertyper, ikke har et konturerende spylende filter. Det vil skje et filtergjennomslag når filteret er mettet med partikulært materiale. Med dette mener vi at de materialene som tidligere er avsatt løsner og strømmer med vannet videre ut av filteret. Dette fører til økt turbiditet i utløpsvannet. Drikkvannforskriftene har satt en grense for innhold av partikulært materialet og turbiditet i vannet.



Driftssyklus er det man kaller tiden det tar fra starten av driften til det stenges på grunn av spyling. Trykktapet over filteret og/eller utløpsvannets kvalitet er det som bestemmer lengden av driftssyklusen. Før filtergjennomslaget skjer skal driftssyklusen stoppe i god tid. Lengden av en slik syklus er forskjellig fra filter til filter, oppbygning av filteret og hvor mye partilør det finnes i råvannet.



Figur 7: Hurtigfiltrering - typisk utvikling av turbiditet i utløp fra og trykktap over filteret i løpet av en driftssyklus. (Vannforsyningens ABC)

Varigheten til vaskesyklusen vil også variere, det kommer an på hvilke type filter, mengde og type filtermedium, hvor mye avsatt partikulært materiale og spyling-/rengjørings-arrangement. Vannet må ha høy hastighet under filtervaskingen slik at filtermediet utvider seg ca. 20-25% (spylehastighet ca. 20 -50m/t.) Det tar som regel 3-5 minutter med spyling av vann. Det slammet som løsner fra filteret strømmes med vaskevannet til avløpet. Som hjelpemiddel til vaskeprosessen kan man for eksempel bruke en mekanisk omrører eller luftspyling. Dette gjør det enklere å løse opp klumper med sand.

Så når spyleprosessen er over lar man filtrert vann, i en liten periode, gå til avløpet. Deretter settes filteret tilbake i driftsmodus (modningsfase), dette gjør man fordi at renvannet rett etter

spylingprosessen vil inneholde noe partikulært materiale og ha høy turbiditet. For at man alltid skal kunne ha én enhet i drift under spyling, har man som regel installert minimum to filterenheter. (Norvar, 1994)

4.11.1 NEDSTRØMSFILTER

Åpne nedstrømsfiltre omfavner den konvensjonelle typen filtre. Filtrene er da åpne, og det vanlige filtermedia er sand, som brukes i én-media filter. Eller sand + andre medier som brukes i flere-media filter. Sand + hydroantrasitt kan et to-media filter bestå av, hydroantrasitt + sand + granittsand kan et flere-media filter bestå av. I tillegg til sand brukes også andre medier som filtralite, vulkanske materialer og plastmaterialer. Mediene har variert kornstørrelse og tetthet. Ved hjelp av gravitasjon skjer filtreringen. I flere-media filtret vil det letteste mediet, som består av de groveste partiklene, vil være øverst i sjiktet av filteret. Det mediet som er tyngst, som består av de fineste/minste partiklene, ligger i bunnen av filteret med et støttesjikt nederst. Ved å snu vannstrømmen spyles de. (Asplan vika, 2007)

4.11.2 OPPSTRØMSFILTER

Vannet føres inn fra bunnen av filteret og renvannet renner ut på toppen, bruker vi betegnelsen ”åpne oppstrøms filter”. Man bruker som regel sand som filtermedium, men også her kan man bruke flere-media filtre. Ved øke vannhastigheten blir disse spylt.



4.11.3 TRYKKFILTER

Trykkfiltrering er det vi kaller filtrering som skjer under trykk, det vil si at filteret er bygget inn i en trykkbeholder. Denne type filtrering kan skje i oppstrøms eller nedstrøms og med et eller flere medier.

Alle de tre nevnte filtertypene nevnt ovenfor blir rengjort for slam ved hjelp av spyling med luft og vann eller bare vann. For det åpne nedstrømsfiltre og trykkfiltre vil dette skje som en tilbakespyling (motsatt retning av råvannstrømmen). (Vannforsyningens ABC)

4.12 FILTRALITE

Filtralite er laget av leire som brennes under svært høy temperatur som tilsettes stoffer som igjen forsvinner når forbrenningen skjer, dette gjør at materialet blir porøst. Om man varierer produksjonsbetingelsen og tilsetningsstoffene kan man produsere Filtralite i ulike kvaliteter med forskjellige egenvekter (densiteter).

Flere vannverk bruker i dag Filtralite, den brukes oftest sammen med sand.

Man kan bruke Filtralite som en erstatte for antrasitt, som er med samme kornfordeling i kombinasjonen med sand, og de gir så å si samme forløp når det gjelder filtermodning og utløpsvannkvalitet. Filtralite kan også brukes som det eneste filtermaterialet, hvor man kombinerer to eller flere materialkvaliteter med forskjellig – og egnet – kornstørrelse og densitet. I stor grad kan Filtralite gi kapasitetsøkning i anlegget der filtersykluslengden blir begrenset av trykktapet. Dette er på grunn av kornformen, strukturen på overflaten og/eller porøsitet som gir lavere trykktap enn hva antrasitt gjør. Før Filtralite blir tatt i bruk burde det bli holdt neddykket i vann i ca. tre uker først, dette er for at vannet skal få tid til å erstatte luft i porene i filterkonene og dermed oppnår materialet sin endelige sluttdensitet. Om det skulle skje at materialet blir tatt i bruk for tidlig, kan det skje at man taper filtermasse på den måten at de kornene som er lette med



lav densitet der hvor porene fremdeles inneholder store mengder med luft, føler med spylevannet ut. (Eikebrokk, 2001)

4.13 ZEOLITT

Zeolitt i naturlig form har eksistert i mer enn 200 år. Tilbake i 1756 ble zeolitt som mineralstoff oppdaget av den svenske mineralogen Cronstedt. Siden den gang har mer enn 35 typer av zeolitt blitt oppdaget og beskrevet. Men Zeolitt ble ikke tatt i bruk før etter lang tid. Nye indentifiseringsmetoder har de siste 30 årene, bidratt med over 1000 vesentlige funn, hvor mer enn 50 typer Zeolitt i 40 land er blitt registrert. På 1980-tallet ble det funnet naturlig zeolitt som hadde et høyt innhold av zeolittiske materiale, kalt «clinoptilolite.» Dette ble funnet i Nižný Hrabovec regionen i Øst-Slovakia.

Naturlig Zeolitt ble dannet av en langsiktig virkning av mineral alkaliske løsninger på ulike petrografiske type bergarter av forskjellig alder, og hvor det var varmt. Det ikke overraskende at tilføringen av disse aluminium silikatene er i områder hvor det finnes varme mineralkilder eller vulkankrater. I området der de ble dannet gjenspeiler deres struktur og kjemiske sammensetning. I et naturlig miljø vil ikke dannelsen av ren Zeolitt forekomme, men vanligvis sammen med andre mineraler og bergarter vil dannelsen skje. Hver forekomst av bergarten har en bestemt mineralogisk struktur. Dette faktumet forklarer hvor viktig og omfattende forskningen som er fokusert på egenskapene til naturlig Zeolitt og alternativ for dens bruksområdet. (Danka, 2008)

4.14 STØTTELAG

På markedet finnes det flere forskjellige filterbunnløsninger. Nedenfor er det skrevet om en rekke varianter som blir brukt i Norge. Å si at den ene løsningen er bedre enn den andre er vanskelig å si, for alle er det viktig at de konstrueres og settes i sammen riktig, og at de støttelagene man velger er tilpasset bunnløsningen.



4.14.1 TETTE STØTTELAG

Det rapporteres flere hendelser hvor støttelanget er gjennomført med for grove korn. Dette fører til at de overliggende sandkornene trenges ned i støttelaget og fyller rommet mellom gruskornene, som igjen medfører at støttelaget blir tett og får et høyt trykktap. For å unngå nedtrening av sand i støttelaget/blanding av filterlag og støttelag, velger man støttelag som har en korngradering som er tilpasset det nederste filterlaget (normalt sand 0.4 – 1 mm eller 0.6-1 mm).

4.15 TURBIDITET I RENNVANNET

Det måles kontinuerlig turbiditet i renvannet ut ifra filteret. Det har vist seg at turbiditet samsvarende til andre prosessparameter som farge og restkoagulant, dette gjør at parameterne fungerer bra når det kommer til overvåking av partikkellekkasje igjennom filteret, og da for kontrollen av koagulantdose og koagulerings-pH, og for noe deteksjon av gjennombrudd i filteret. Også når det er snakk om filterets modningsperiode viser turbiditet seg å være en god og sensitiv parameter. Det utføres partikkeltelling i renvann fra hver eneste filter, dette er også en god måte å overvåke funksjonene av hvert enkelt filter både med tanke på partikkellekkasje og gjennombrudd. (Eikebrokk, 2002)

4.16 TRYKKTAP

Trykktapet og trykktapsfordelingen over filtersengen kan være med på å gi god informasjon når det gjelder filtersengens sammensetning når det kommer til vannet som skal filtreres. Fordelingen av trykktapet i filteret viser til lagringsfordelingen av partikler/slam, og man ønsker å oppnå jevnes mulig trykktap (jevn lagring) som overhodet mulig over hele dybden på filtersengen. En stor del av andelen av lagringen, ergo stort trykktap, i den øverste delen i



filterlaget viser at filterkornene i akkurat dette laget er enten for små eller at det opereres med for stor dose av polymer (hjelpekoagulant).

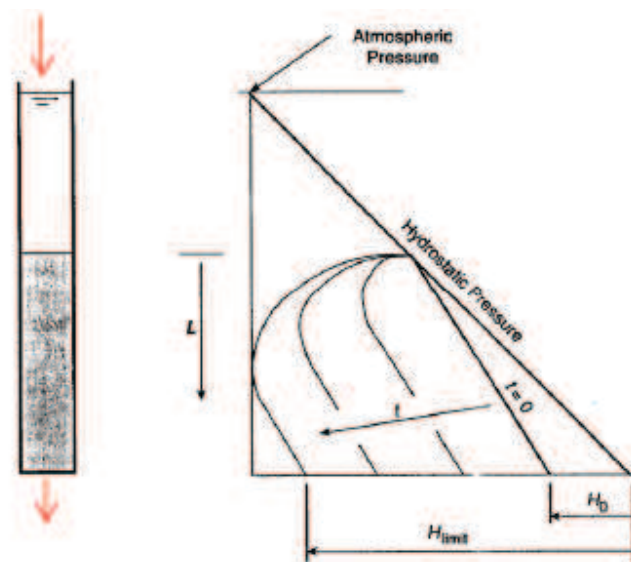


Figure 8: Eksempel på trykktapsfordeling i en filterseng, og utviklingen av denne med tiden. Trykktapsfordelingen (Michau-kurvene) gjenspeiler fordelingen av avsetninger og partikler i sengedybden (McEwen, 1998).

4.17 FILTERSYKLUSLENGDE

Når man bruker metallsalter ved koagulering (eksempelvis aluminiumsulfat) fra typisk norsk, humusholdig råvann og når man bruker én- eller to-media filtersenger av den konvensjonelle typen, vil også avsetninger/fnokker som fastholdningskrefter i filteret være ganske svake, dette vil si at turbiditetsgjennombrudd skjer ofte ved lave totale trykktap (< 0.5 m vannsøyle). Om man i tilfeller som dette bruker små mengder med polymer (typisk 0.1 mg/L) som filtreringshjelpemiddel, vil kunne forlenge filtersykluslengden betraktelig, muligens belaste filteret mer, men allikevel opprettholde relativt lange filtersykluser. Når man bruker polymer på en måte som dette er det ikke uvanlig at det vil skje et trykktapsnivå på 1.5 - 2 m uten at det oppstår et gjennombrudd. Polymer burde brukes forsiktig, for om man bruker for høye

polymerdoser over en lenger tidsperiode kan dette føre til at det skjer en dannelse av slamklumper (mudballs) i filtersengen man ikke ønsker.

For at man skal kunne registrere trykktap og utløpsturbiditet, er det lurt at man minst én gang tvangsdriver filterenhetene helt frem til det skjer et turbiditetsgjennombrudd eller til et trykktapsbegrensning inntreffer. Dette vil gi nyttig informasjon om kapasiteten og egenskapene til filteret, og det vil være til stor hjelp for blant annet optimaliseringstiltak og for fastsettelse av alarm- og tiltaksgrenser.

Når man går igjennom data/tidsserier over filterbelastning og filtersykluslengde (tiden mellom hver filterspyling) kan gi viktig informasjon angående filtersengens drift og hvilke tilstand det er i. Informasjon som dette avslører ofte avvik og svakheter i filterenheten. (Eikebrokk B. 2012)

4.18 VANNPRODUKSJON

Hvis man skal forebygge overbelastning og slitasje på ventiler, pumper og annet utstyr som blir bruk når prosessen for tilbakespyling skjer, er det best om filtersykluslengden er på minimum seks timer. Er syklusen kortere enn seks timer vil dette føre til at det vil skje en rask økning i spylevannsforbruket, og det vil gi en negativ påvirkning på netto vannproduksjonen.

Som nevnt tidligere er filtreringshastigheten veldig avgjørende for netto vannproduksjon og derfor for det filterarealet som er viktig og pumpekapasiteten for spyling av et filter. Filterhastigheten blir valg slik at vannkvalitetskravene holder, og slik at filtersykluslengden er minimum seks timer. Vanligvis kreves det at filterhastigheten er på ca. 8 m/t eller lavere dersom det anvendes aluminiumsulfat alene som koagulant, og ca. 16 m/t eller lavere når det tilsettes polymer i tillegg som filtreringshjelpemiddel. For å utnytte bruke av polymer-forbindelser på best mulig måte, må vannbehandlingsanlegg dimensjoneres for dette. (Vannforsyningens ABC)



4.18.1 UTFORMING AV FILTRE

Med tanke på filtreringsteorien og ønske om å oppnå en filterseng hvor partiklene blir avsatt på jevnest mulig måte over hele dybden for da å minske trykktapet og øke filtersykluslengden, vil man ha en filterseng hvor kornstørrelsen avtar i vannets strømningsretning. Ønsket kan man på en enkel måte oppfylle ved hjelp av et oppstrømsfilter, der spyleprosessen virker på den måten at det skjer en lagdeling i filtersengen hvor de minste kornene på toppen og en gradvis økning av kornstørrelse ned mot bunnen. Grunnen til dette er fordi kornene som er størst sedimenterer raskest.

4.18.2 TILBAKESPYLING AV FILTRE

Tilbakespyling av filteret skjer vanligvis med enten vann eller kombinert vann og luft. Normalt skjer en spylingen i følgende rekkefølge: med vann, så luft, og til slutt vann igjen for å opprette lagdelingen i filtersengen på ny. Det finnes også systemer som bruker luft og vann samtidig, og systemer som benytter spesielle dyser eller lignende for overflatevask.

Under tilbakespyling fjernes partikler (slam) fra filterkornene ved hjelp av vannets høye hastighet og filterkornenes bevegelse. Det er viktig at vannhastigheten er så stor at filtermassen ekspanderer så filterkornene gnisser imot hverandre. Men er vannhastigheten for høy vil dette føre til at filtermassen spyles bort. Normalt bruker man derfor en hastighet på 30-70 m/time.

Den normale spyletiden for vann er 4-8 min. Bruker man luft er spyletiden noe kortere, 1-2 min, og hastigheten er nesten det samme som for vann eller lavere. Først burde man anvende vann for å fjerne store deler av slammet, så kan man bruke luftspyling for å oppnå en enda bedre skuring og rengjøring av filterkornene, og så avslutt med vann igjen for å fjerne siste rest av partikler etter luftspylingen og for å sette i gang lagdelingen i filteret igjen.



Tilbakespyling med renvann fremfor råvann, eventuelt med råvann med pH justert til nær optimal verdi for koaguleringen. Spyling med råvann vil imidlertid uansett innebære en økt hygienisk risiko. (Eikebrokk B., 2002)



5. PROBLEMSTILLINGE

- Hvilken virkning har bruk av overflatebehandlet Zeolitt med hensyn på fjerning av virus og bakterier?
- Kan vi kompensere for eventuelt redusert effekt ved å fornye materialet og tilsette kjemikaler?



6. MATERIALER

Utstyr, kjemikalier og materialer som er blitt brukt i denne undersøkelsen.

6.1.1 LABORATORIUM UTSTYR

| Utstyr | Beskrivelse | Leverandør |
|-------------------------|---|---|
| Varmeapparat 44 | T 1056 | Termaks |
| Autoklav | Matachana 80 LRV-1 | Thune Produkter |
| Automatiske Pipettes | Finnpipette | Digital Labsystems and Thermo Labsystems |
| Sentrifuger | Mini Spin | Eppendorf AG |
| Kolonne | PVS rør, 42 x460 mm (Di x L) Myggnetting | Finn Løken as |
| Glass utstyr | 1 liter begerglass | Schott Duran |
| | 100ml tuber | Schott Duran |
| | 10 ml Petri pipette | Schott Duran |
| | Petri pipette 47mm Diameter | GE Healthacare |
| Glass microfiber filter | | |
| Slanger | | |
| Lab pumpe | Matson Marlow 620 | Wärtsilä |
| | Matson Marlow 120U | Wärtsilä |
| | Heidolph Pumpdrive 5201 | Heidolph |
| Mini vakuum gas pumpe | VP 86 | VWR |
| Ovn | 150 °C | |
| | 36 °C | |
| SS vekt mål | Mettler AT200 | FACT |
| Spektrofotometer | HACH DR 3900 | Hach Lange GMBH |
| | HACH-CANGE LT200 | Hach Lange GMBH |



| | | |
|---------------------|--------------------------------|--------------------|
| Turbidimetre | HACH 2100Q is | Hach Lange GMBH |
| Ledningsevne målere | Conductivity Monitor 181500-00 | Pharmacia Biotech |
| pH-meter | Mettler Delta 320 | Mettler Toledo |
| Fortynning flaske | 100 ml | Interfarm AS |
| Quanti-Tray 2000 | 49x48 | Interfarm AS |
| Quanti-Tray sealer | Model 2X | Interfarm AS |
| UV-lys | Spectroline EA-160/FE | Interfarm AS |
| Gummi innsatser | 49x48 | Interfarm AS |
| Fotoutstyr | Digital fotokamera | iPhone |
| Tidsur | S-system, SC 185 220 | Electromatic |
| 8xVentil | Acetal-ventil 1/4 | GPA Flowsystem A/S |
| 4xT-rør | PVS-T-rør 3/8 | GPA Flowsystem A/S |
| 8xSlangsocket | PA-Slangsocket 10x1/4 | GPA Flowsystem A/S |
| 4xSlangsocket | PP-Slangsocket 10x3/8 | GPA Flowsystem A/S |
| 8xBussning | PA-bussning 3/8x1/4 | GPA Flowsystem A/S |

6.1.2 TILLEGGSPRODUKTER

| Produkt | Beskrivelse | Leverandør |
|------------|--|-------------------------------------|
| Filtralite | Ekspandert brent leire 0,8-1,6mm | Maxit Group |
| Rådasand | Spesial sand 0,4-0,8mm Inneholder kvarts | Rådasand AB |
| Zeolitt | Alminnelighet fargeløse Z71 Behandlet Zeolitter | Coating Systems Laboratories USA |
| Glasskuler | Glassperler 4mm Glassperler 2mm | Assistent Assistent |



6.1.3 VIRUS OG BAKTERIER

| Type | | Leverandør |
|---------------|-------------------------------------|--|
| Virus | Salmonella Typhimurium phage 28B | Swedish Institute for Infection Disease Control |
| <i>E.coli</i> | | NMBU |

6.1.4 KJEMIKALER

| Type | | Leverandør |
|---------------------------------|-----------------------------|-----------------|
| LCK 314 COD, 15-150 mg/l O_2 | Kjemisk oksygenforbruk | Hach Lange GMBH |
| LCK 339, 1-60 mg/l NO_3^- | Nitrat | Hach Lange GMBH |
| LCK 304, 0.02-2.50mg/l NH_4^+ | Ammonium | Hach Lange GMBH |
| LCK 341, 0.05-2.0 mg/l NO_2^- | Nitritt | Hach Lange GMBH |
| Pax-18 | Jernfri polyaluminiumklorid | NBMU |

6.1.5 PROTEINS

| Type | | Leverandør |
|------------------|--------------------------|--------------|
| Coliart-18 IDEXX | Brukt med 100ml eksempel | Interfarm AS |



7. METODER OG FORSØKS GJENNOMFØRING

Målet er å få til en god prosess for fjerning av virus og bakterie ved bruk av to-media filtrering med koagulering som forbehandling.

7.1.1 OPPSETTE AV FILTERKOLONNE

Filterkolonne er laget av PVC rør med indre diameter på 42 mm og en høyde på 460 mm, og på bunnen ligger 1.0 mm netting (figur 9) for å holde tilbake støttelaget og ikke minst filtermaterialet. Dette er bygd i forhold til Nedre Romerike vannverk ved Lillestrøm. Vi har forminsknet lengde på filtermaterialet med 80%, men har brukt samme oppholdstid i filteret, som er 13 minutter (0,216 timer). Regnestykket vises nedenfor:

$$v_f \left(\frac{m}{h} \right) = \frac{Q \left(\frac{m^3}{h} \right)}{A_f (m^2)} \qquad v_f \left(\frac{m}{h} \right) = \frac{L (m)}{T (time)}$$

V_f = filterhastighet

Q = dimensjonerende vannmengde

A_f = filteroverflaten

L = materialelengden

T = oppholdstid

$$v_f \left(\frac{m}{h} \right) = \frac{0,26 (m)}{0,216 (time)} = 1,204 m/h$$

$$A_f = \left(\frac{0,0042}{2} \right)^2 \cdot \pi = 0,001385 m^2$$

Q = 40 l/dag per kolonne

Total (160 l/dag)

Strømhastigheten(Q) = 28 ml/min



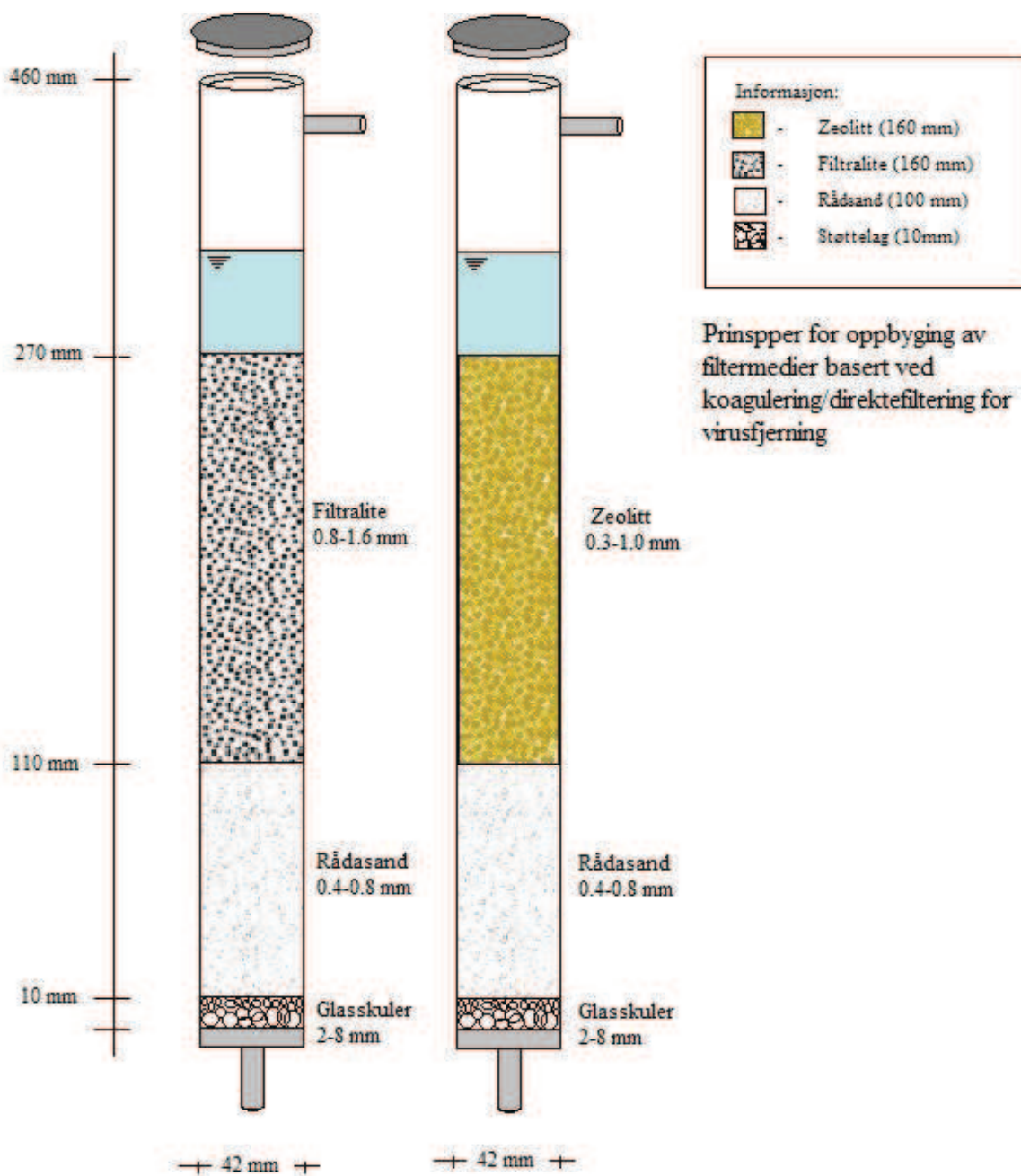
Jeg har laget fire like kolonner med fire kapsler med gummipakning som kan tetter kolonnen når vi kjører oppstrøm tilbakespyling for å få høyere trykk og for at vannet ikke skal renne over kolonnene. Forsøkene er gjennomført med nedstrøms filtrering i to-media filter. To av dem er Rådasand (0.4-0.8 mm) og Filtralite (0.8-1.6 mm) og de to andre er Råndsand (0.4-0.8 mm) og Zeolitt (0.3-1.0 mm). Støttelaget har en høyde på ca. 10 mm og består av glasskuler (2-8 mm). Alle fire kolonnene (figur) har Rådasand i bunnen (100 mm) og etter det er (160 mm) av Filtralite eller Zeolitt.



Figur 9: Flere fasader av kolonnen.



Figur 10: Detaljerte bilder fra to-media filteret.



Figur 11: Oppbygning av filtermedier basert ved koagulering/direktefiltrering for virusfjerning.

7.1.2 RÅVANN

Råvannet som er brukt i oppgaven er hentet fra tjernet i Ås som ligger rett ved NMBU-universitetet. Det er typisk norsk overflatevann med litt høyt humusholdig og pH-verdien er minere enn syv. Vi har hentet 2000 liter vann og brakt det til en tank som ligger bak bygget hvor vi har laget og satt opp to-media filtrerings anlegget. I hovedtanken er det en liten pumpe som gjøre at vannet kontinuerlig er i bevegelse.

Før vi begynte selv forsøket tok vi prøver av vannet for å analysere og karakterisere vannkvaliteten. Krav til kvalitet på drikkevann er fastsatt i §12 i Forskrift om vannforsyning og drikkevann av 4.12.2001.

| Parametre | Benevning | Veiledende verdi | Største tillatte konsentrasjon |
|--------------------------------|-----------|------------------|--------------------------------|
| Heterotroft kimtall | /ml | <100 | - |
| Koliforme bakterier | /100ml | 0 | 0 |
| <i>E.coli</i> | /100ml | 0 | 0 |
| Intestinale enterokokker | /100 ml | 0 | 0 |
| <i>Clostridium perfringens</i> | /100ml | 0 | 0 |
| pH, surhetsgrad | . | 7,5-8,5 | 6,5 - 9,5 |
| Farge | µg Pt/l | 1 | 20 |
| Konduktivitet | mS/m | 40 | 250 |
| Turbiditet | FNU | 0,4 | 4 |
| Jern | µg Fe/l | 50 | 200 |
| Mangan | µg Mn/l | 20 | 50 |
| Kalsium | mg Ca/l | 15-25 | - |

Tabell 2: Middelerverdier av kjemiske og hygieniske drikkevannsparemetre. (Drikkevannsforskriften)



For å karakterisere vannkvaliteten til råvannet fra Ås går vi igjennom disse hovedparameterne:

- PH/Temperatur
- Turbiditet
- *E.coli*
- Farge(NOM)
- Ledningsevne
- KOF/COD
- Suspendert stoff SS

Uorganisk nitrogen

- Ammonium NH_4^+
- Nitritt NO_2^-
- Nitrat NO_3^-
- Farge

Kvaliteten på råvannet er oppsummert i tabellene nedenfor:

SUSPENDERT STOFF

SS

250 ml vann

1 Glass microfiber filter

Oven 105C / 1 time

I(start vekt)= 1,5714

Dry. vekt = 1,5717

0,0006 gSS/m³



KJEMISK OKSYGENFORBRUK

KOF/COD

2 ml vann

LCK 314 COD, 15-150 mg/l O_2

2 Petri pipette

Kokt 148C / 2timer i HACH-CANGE

LT200

 KOF_{TOT} = 19,7 mg/L **$KOF_{ETTER\ FILTERING}$** = 16,2 mg/L

AMMONIUM

 NH_4^+

5 ml vann

LCK 304, 0.02-2.50mg/l NH_4^+

1 Petri pipette

Spektrofotometer HACH DR 3900

 NH_4^+ = 0,082 mg/L

NITRATT

 NO_3^-

1 ml vann

LCK 339, 1-60 mg/l NO_3^-

1 Petri pipette

Spektrofotometer HACH DR 3900

 NO_3^- = 0,257 mg/L



NITRITT

 NO_2^-

2 ml vann

LCK 341, 0.05-2.0 mg/l NO_2^-

1 Petri pipette

Spektrofotometer HACH DR 3900

 NO_2^- = 0,007 mg/L

LEDNINGSEVNE

Måles i $\mu\text{S}/\text{cm}$

20 ml vann

Terumo sprøyte

Conductivity Monitor 181500-00

315 $\mu\text{S}/\text{cm}$

TURBIDITET

Måles i FNU (Formazine Nephelometric Units)

20 ml vann

Turbidimetre

2,67 FNU



*E.coli***Bakterie**

100 ml vann

1 Coli-18

Oven 36C / 20 timer

Fortynning flaske

Quanti-Tray 2000 (49x48)

Quanti-Tray sealer

UV-lys

Fortynning 1/1

E.coli < 1/100 ml

Totalt Coliform < 2/100 ml

pH

potentia Hydrogenii

750 ml vann

19,2C

pH-meter WTW pH 3110

pH = 8,2

FARGE (NOM)

Måles i mg/l platia ion

50 ml destillert vann

50 ml vann

NaOH

1 Glass microfiber filter

pH ± 8

pH-meter WTW pH 3110

Spektrofotometer HACH DR 3900

Farge = 34 mg Pt/l



7.2 METODE FOR Å FINNE DEN OPTIMAL DOSE (JAR-TESTER)

Eksperimentet

Oppgaven er å finne en måte til å rense det vannet vi har hentet fra det lille tjernet ved NMBU-universitet i Ås, ved hjelp av kjemisk utfelling, som er en vanlig måte å rense drikkevann som gjøres over hele verden. Polyaluminiumklorid (Kemira PAX-18) er den kjemiske prosessen som blir brukt i disse prøvene. Målet med eksperimentet er å finne den optimale dose av PAX-18 ved å bestemme følgende parametere både før og etter behandlingen.

- Totalt tørrstoff , KOF/COD, farge og turbiditet.

PAX-18 fungerer ved såkalte ladningsnøytralisering og koagulasjon mekanismer. I nøytralisert ladning, den positive ladningen aluminium-molekyler kobles til den negative ladede urenheter som finnes i vannmolekylene, reagerer ikke direkte med forurensninger, men reagerer med vannmolekyler i stedet, og dermed nøytraliserer de ladningene og danner dermed større partikler som kan separeres lettere.

Materialer

- Vannprøver fra tanken
- Kemira PAX-18 (polyaluminiumchloride)

Utstyr

- Kemira 2000 Flocculator
- pH-meter med termometer
- HACH Lange metode for fastsettelse av
COD og spektrofotometer for å bestemme fargen av prøvene
- filtreringsapparat (0,45 mikron membranfilter)



Prosedyre

Eksperimentet blir utført i 1 liters porsjon med flokkulator. Jeg har åtte begerglass og hvert begerglass har jeg én liter råvann. Polyaluminiumklorid (PAX-18) brukes som et koaguleringsmiddel i forskjellige konsentrasjoner i hver prøve. Før tilsetning av koaguleringsmiddel register jeg pH og temperatur fra det ubehandlede råvannet. pH-verdien var på 8,2 så vi må fortynne saltsyren før pH justering. Så ved hjelp av en volumetrisk pipette sprutet jeg PAX-18 inn i hver prøve, som er vist i tabellen nedenfor.

| Prøve | Volum av PAX-18 |
|---------------|------------------------|
| Råvann | 0 mL |
| 0 | 0 mL |
| 1 | 20 mL |
| 2 | 30 mL |
| 3 | 40 mL |
| 4 | 50 mL |
| 5 | 60 mL |
| 6 | 70 mL |

Tabell 3: Forskjellige Pax-18 doser.

Testen foregår ved å skru på høy hastighet på mikseren som er plassert i begerglasset med blandingen av flokkulator i 15 sekunder og samtidig tilsetter man de kjemiske (PAX-18) til vannet, for å sikre god fordeling av kjemikalier i vannet. Etter den raske miksing er avsluttet, bremser flokkulatoren ned miksings hastighet i 5 minutter for å øke størrelsen på de små fnokker slik at de vokser. Etter den langsomme blandings tiden er gått ut, blir mikseren hevet fra begerglasset og sedimenterings tiden på 10 minutter starter. I løpet av denne tiden dannes fnokker og de legger seg på bunnen av begerglasset.

I begynnelsen av eksperimentet er fargen til vannet litt gulbrunt. Under blandingen av partikler i vannet begynner de å danne gul farge og bunnfalle. Etter blanding, etter blandingen stopper man mikseren og venter på at sedimenteringen skal forekomme. Etter sedimentering er det lett å se et



tynn lag av bunnfallet på bunnen av hver beholder. Det vann over bunnfallet er tydelig i alle prøvene, 400 ml av dette vannet tok jeg analyser av på laboratoriet.

Så brukte jeg HACH Lange COD_{TOT} (15-150 mg /l O₂) i hver test . Jeg målte 2 ml vann for hver prøve ved hjelp av en pipette og satte dem inn i LCK314 reagensglass . Jeg rister reagensglassene et par ganger, venter i 10 minutter og snur noen ganger til. Deretter settes dem inn i Lange LT 200 i 120 minutt ved 148⁰ C. Deretter tas de ut, og etter reagensglassene har fått romtemperatur rengjøre jeg utsidene av glassene og analysere prøvene med et spektrofotometer.

Jeg bruker COD-funksjonen fra spektrofotometer for å få O₂ konsentrasjoner fra hver prøve.

7.3 BESTEMME FARGE

For å bestemme farge, må vi fortynne NaOH for pH justering. Deretter heller vi 50 ml destillert vann gjennom et 0,45 mikronmembranfilter for å skylle filteret og så kaster vi det vannet som har rent igjennom. Etter vi har skylt filteret heller vi 50 ml destillert vann en gang til. Jeg fyller en (50 mm) pathlength glass med 10 ml destillerte vannet som er filtrert og tørker forsiktig av og sjekker glasset for luftbobler eller flekker på glassvindu . Så setter jeg det inn i spektrofotometeren og trykker på ”zero” knappen. Jeg heller 50 ml vann fra hver prøve gjennom mikronmembranfilteret igjen og analysere hver enkel prøve med spektrofotometeren. Fargeenheter basert på APHA-anbefalte standard, så en fargeenhet blir lik 1 mg / l platina som platinat ion og farge bestemmelser for 455nm. Videre undersøkte jeg de samme vannprøvene for turbiditet (FNU) og totalt tørrstoff (TSS).





Figur 12: Flokkulering, sedimentering og HACH Lang LCK314

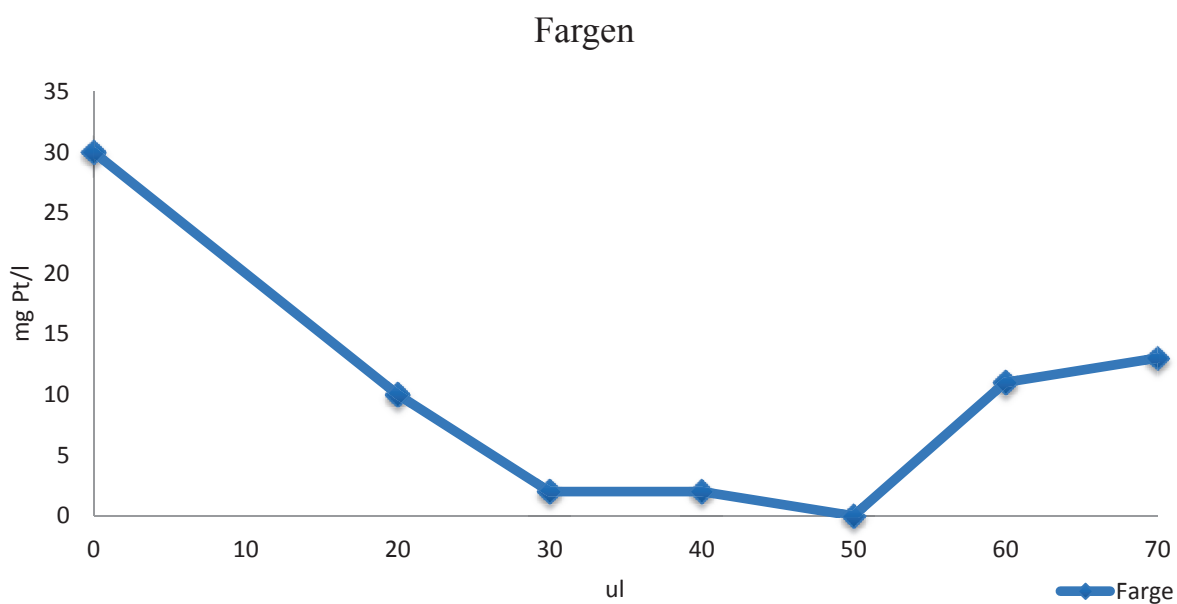
7.4 RESULTATER PÅ JAR-TESTEN

Tabellene viser alle resultatene av forsøkene som er gjort.

| PAX 18 µl | Farge mg/l | KOF mg/l | TSS gSS/m ³ | Turbiditet FTU | pH | Temperature, °C |
|---------------|---------------|-------------|---------------------------|-------------------|-----|--------------------|
| Råvann | 34 | 19,7 | 0,0006 | 2,67 | 7 | 21,2 |
| 0 | 30 | 19,4 | 0,0004 | 1,81 | 6,9 | 21,2 |
| 20 | 10 | 13,9 | 0,0008 | 0,69 | 6,8 | 21,2 |
| 30 | 2 | 8,73 | 0,001 | 0,34 | 6,7 | 21,2 |
| 40 | 2 | 9,77 | 0,001 | 0,58 | 6,5 | 21,2 |
| 50 | 0 | 10,1 | 0,0011 | 0,55 | 6,2 | 21,2 |
| 60 | 13 | 10,4 | 0,0023 | 0,77 | 6 | 21,2 |
| 70 | 11 | 11,3 | 0,0028 | 1,71 | 5,8 | 21,2 |

Tabell 4 : Resultatene av Jar-testen.

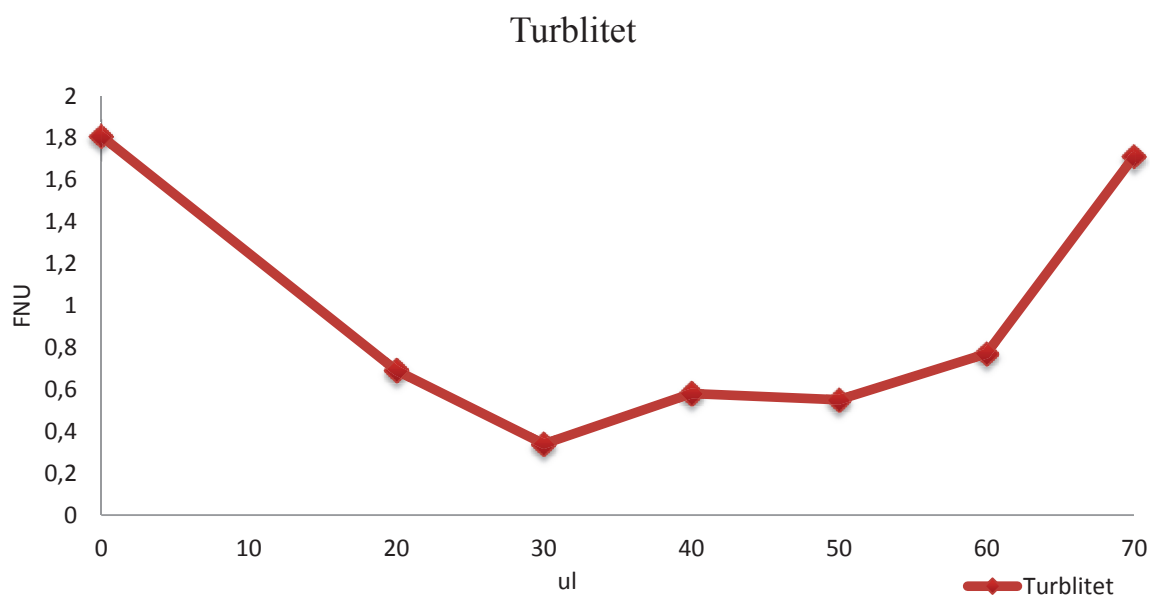
Figur13



Figur 13 viser fargeverdiene av vannet når hver mengden av PAX-18 er lagt til. Farge verdien av vannet representerer mengden av humus i vannet som er produsert av biologisk nedbrytning av organiskmateriale. I henhold til disse resultater, vil den optimale dose av PAX-18 være 30 ml/m³.

Det ønskelige fargeverdi for drikkevann er <1 mg Pt / l. (NIVA 2004)

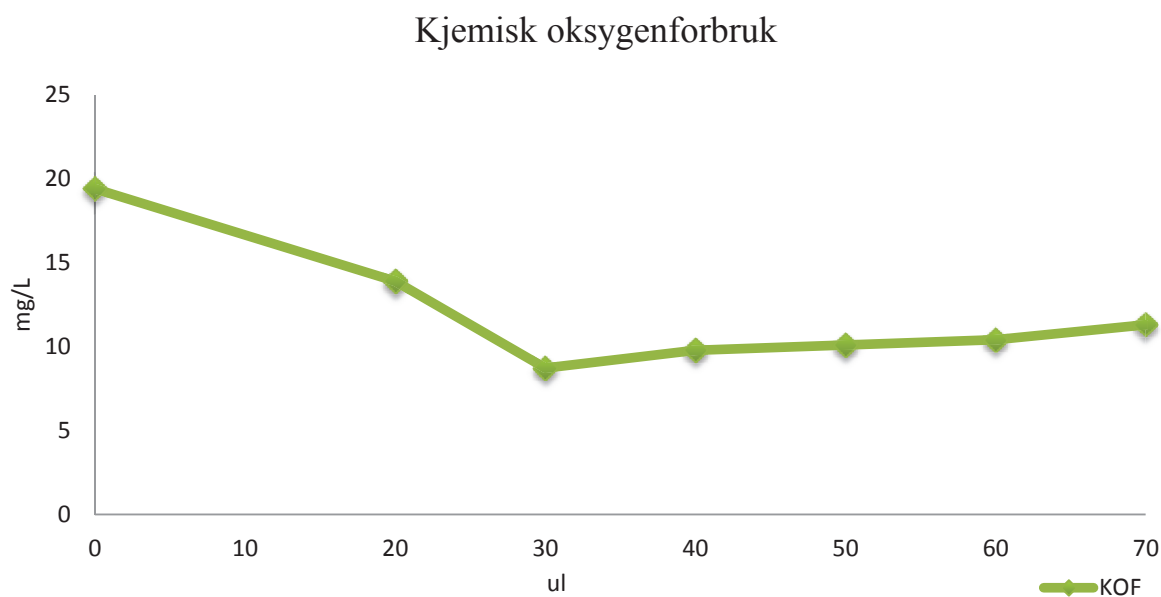
Figur 14:



Figur 14 viser turbiditeten av vannet i FNU (Formazine Nephelometric Units). Turbiditet i vannet stammer fra enten leire og slam, eller jern. Ønsket mengde av turbiditet er $<1,0$ FNU (NIVA, 2004), men turbiditeten i vann er ikke skadelig for helsen.

Resultatene viser at 30 ml/m^3 av PAX-18 gir godt nok resultat, når man tar overdose av PAX-18 så vil turbiditeten øke.

Figur 15:



Figur 15 forteller oss nedbryting av organisk materiale i vann, noe som vanligvis betyr humus. Den maksimale konsentrasjonen av kjemisk oksygenforbruket i råvannet vår er 19,7 mg / l og den optimale dose av PAX-18 gir 8,73 mg /L .

Ifølge resultatene og analysene er 30 ml/m³ i Kemira PAX-18 kjemisk synes å være en tilstrekkelig mengde for å rense 1 liter av råvannet vårt. Tabell 4 nedenfor viser reduksjoner i farge, turbiditet, TSS og KOF når doseringen av Kemira PAX-18 er 30 ml/m³ sammenlignet med råvannsanalysen.

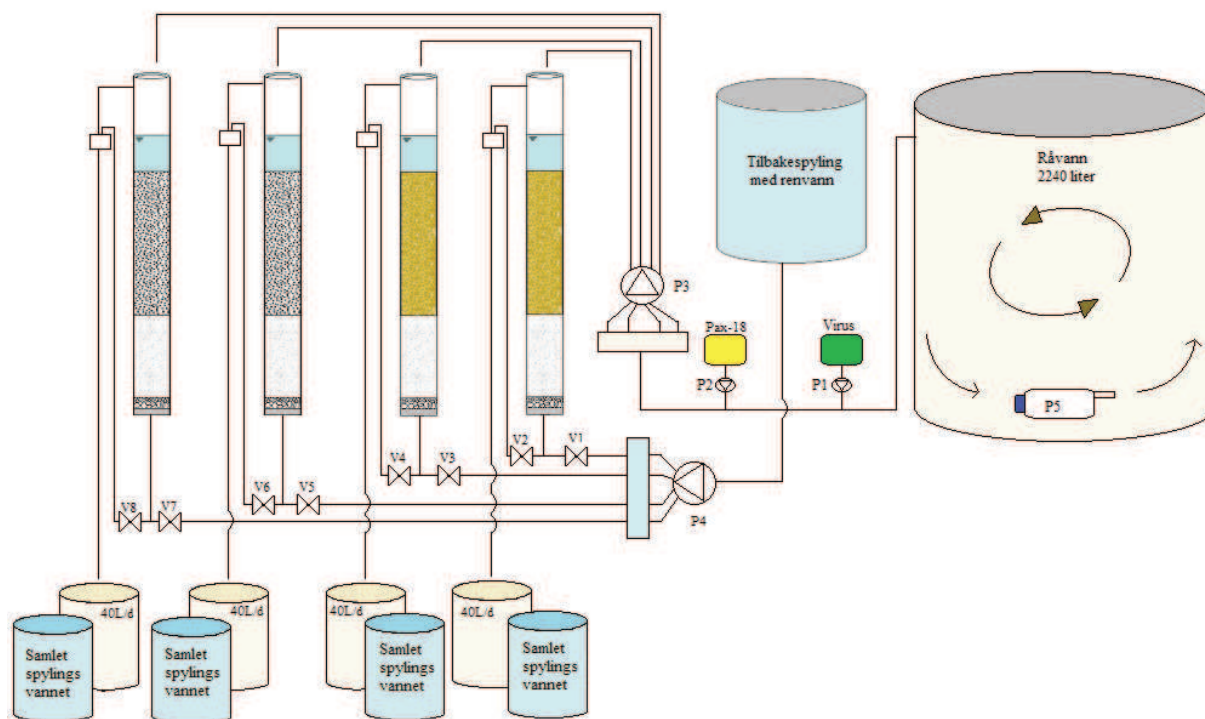
| | Råvann | Pax-18 30 ml/m ³ | Reduksjon, % |
|-------------------------------|--------|--------------------------------|--------------|
| Farge, 455mg / l. | 34 | 2 | 94,11% |
| TSS, gSS/m³ | 0,0006 | 0,0001 | 83,33 |
| Turbiditet, FNU | 2,67 | 0,34 | 87,26 % |
| KOF mg/L | 19,7 | 8,73 | 55,68% |

Tabell 5: Reduksjonen etter tilsetning av PAX-18.



7.5 KOLONNE FORSØKET

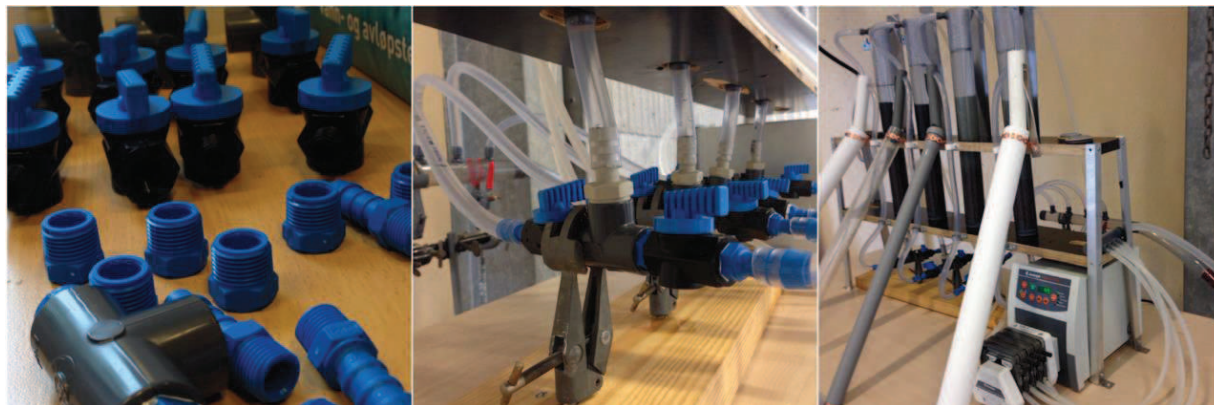
Anlegget er satt i sammen slik som figuren nedenfor viser:



Figur 16: Skisse av anlegget.

Før vi starter anlegget lot jeg Filtralite og Zeolitt ligget neddykket i vann i over 4 uker, dette var for at vannet skal få tid til å erstatte luft i porene i filterkonene og dermed oppnår materialet sin endelige sluttensitet. Om det skulle skje at materialet blir tatt i bruk for tidlig, kan det skje at man taper filtermasse på den måten at de kornene som er lette med lav densitet der hvor porene fremdeles inneholder store mengder med luft, føler med spylevannet ut. (Eikebrokk, 2001)

7.6 ANLEGGET ER BYGD OPP OG FUNGERER PÅ FØLGENDE MÅTE:



Figur 17: Bilder av de forskjellige delene til å bygge ventilene, bilde av pumpe 3 og undere kolonnene.

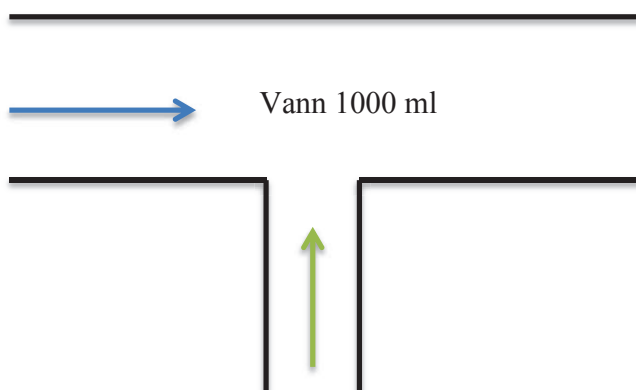


Figur 18: Bilde av anlegge fra siden og foran og bilde av pumpe (1-2-4).

1. To tanker med vann, en med råvann som skal renses og en med renavn for tilbakespyling, disse forsyner anlegget med nødvendig vann. I tanken som inneholder råvann har vi en pumpe (P5) som kontinuerlig holder vannet i bevegelse, uten at det har en virkning for temperaturen i vannet.

2. En pumpe(P3) som leder vannet ut av råvanns tanken og fordeler det utover de fire kolonnene med en strømhastighet på 28 ml/min i hver kolonne. De fire kolonnene er oppstrømfiler og filtervannet fanges opp av 40 liters bøtter og hver kolonne har sin egen bølge.

3. Tilsetning av virus (Salmonella Typhimurium phage 28B, konsentrasjon på 10^8) skjer via en pumpe (P1) med en hastighet på 0,111 ml/min dette tilsvarer en konsentrasjon på 10^5 virus/ml inn på kolonnen.



Salmonella Typhimurium phage 28B 1 ml

$$\frac{X}{160 \text{ L/dag}} = 0,001 \rightarrow X = 0,16 \text{ L/dag} = 0,111 \text{ mL/min}$$

4. Tilsetning av aluminiumklorid (PAX-18) skjer via en pumpe (P2) med en hastighet på 0,0033 ml/min. Fra pumpe 2 til pumpe 3 har vi en avstand på ca. 7,5 meter og dette tilsvarer ca. 9 minutter til det skjer en flokkulering. Regnestykket vises nedfor:

PAX-18

$$\frac{30ml}{1000L} = 0,03 \frac{ml}{L}$$

$$0,03 \frac{ml}{L} \cdot 160 \frac{L}{dag} = 0,0033 \frac{ml}{L} \cdot min$$

Tid fra P2 til P3

$$v = \frac{Q}{A_{slangen}}$$

$$v \left(\frac{m}{h} \right) = \frac{L (m)}{t (time)}$$

$$L = 7,5 \text{ m}$$

$$Q = 28 \text{ ml/min} \cdot 4 \text{ kolonner} = 112 \text{ ml/min} = 1,12 \cdot 10^{-4} m^3/min$$

$$A_{slangen} = 1,32 \cdot 10^{-4} m^2$$

$$v = 0,84 \text{ m/min}$$

$$t = 9 \text{ min}$$



5. Tilbakespylingstanken skal benyttes til å tilbakespyle filteret med den hensikt å vaske ut avsatte materialer. Spylingssystemet basert på tilbakespyling med vann alene, og jeg bruker renvann fremfor råvann på grunn av spyling med råvann vil i midlertid innebære en økt hygienisk risiko. Spylevannet pumpes (P4) fra spyletanken og inn gjennom bunnen av kolonnen (nedstrømsfilter).

I dette anlegget spyler vi en og en kolonne ca. 5-6 minutter og med en hastighet på 1,6 l/min. Spylevannet blir samlet i fire forskjellige bøtter og tar vare på vannet slik at vi kan analysere konsentrasjonen og kan være en støtte for resultatet.

6. Ventilstyringssystemet er satt sammen av 8 ventiler, som åpnes og lukkes manuelt avhengig av om vi filtrerer eller tilbakespyler.



7.7 MISLYKKEDE FORSØK

I utgangspunktet var det meningen at jeg skulle bruke koagulering som forbehandling gjennom hele prosessen. Underveis oppstod det en del problemer med akkurat dette. Det første som skjedde da jeg satt i gang prosessen med PAX-18 var at det oppstod gjentetting, klosing og et raskt trykktap i de kolonnene som inneholdt Zeolitt (16 cm) og Filtralite (6 cm). Det skjedde i løpet av en og en halv time. Punktene nedenfor er metoder jeg brukte for å løse problemet.

Metode 1: redusering av dosen PAX-18.

Metode 2: redusering av dosen PAX-18 og minsket oppholdstiden fra tjue minutter til ni minutter.

Metode 3: redusering av dosen PAX-18, minsket oppholdstiden fra tjue minutter til ni minutter og etter anbefaling av Lars Hem, justerte jeg pH-verdien ned fra 8,1 til 6,2 pH ved innløpet.

Metode 4: her forsøkte jeg uten kjemikalier, og målte trykktapet og turbiditeten jevnt. Det viste seg at turbiditeten holdt seg stabil og lav gjennom perioden, helt til vi tilsetter PAX-18.

Etter jeg hadde prøvd de føre tre metodene, stod jeg fremdeles igjen med samme problemet og det samme trykktapet. Dette er grunnen til at jeg bestemte meg for å kjøre metode fire. PAX-18 i 96 timer og brukte heller PAX-18 i en halv time på slutten av prosessen. Trykktapet og turbiditeten for hele perioden vises i tabellen og figurene nedenfor:

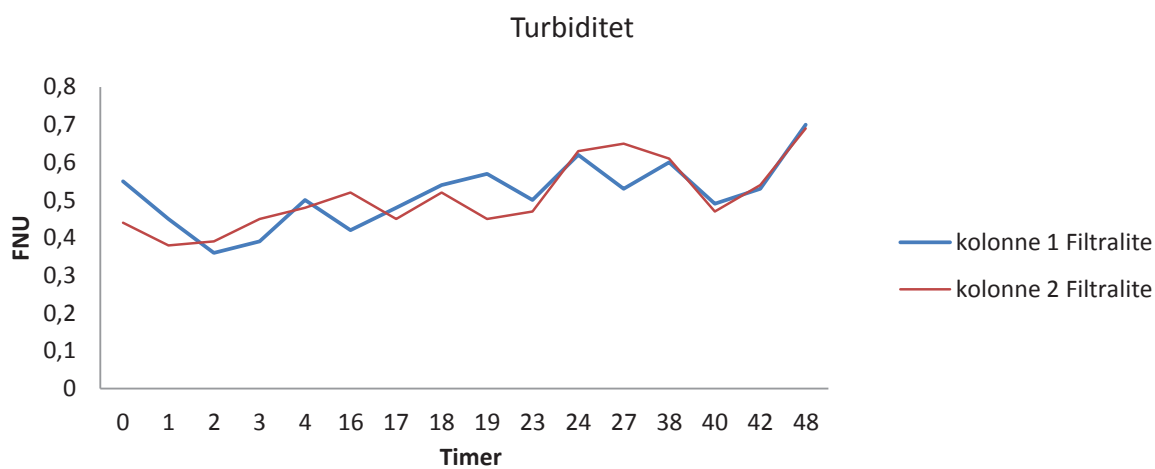
| Trykktap | cm | | | |
|--------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|
| | Kolonne 1 Filtralite | Kolonne 2 Filtralite | Kolonne 3 Zeolitt | Kolonene 4 Zeolitt |
| 48 | 2 | 2 | 5,2 | 5,2 |
| 96 | 2 | 2 | 5,2 | 5,2 |
| 1,0 (PAX-18) | 5 | 5 | 12 | 12 |
| 1,5 (PAX-18) | 6 | 6 | 16 | 16 |

Tabell 6: Trykktap målt gjennom de ulike periodene for Filtralite og Zeolitt.

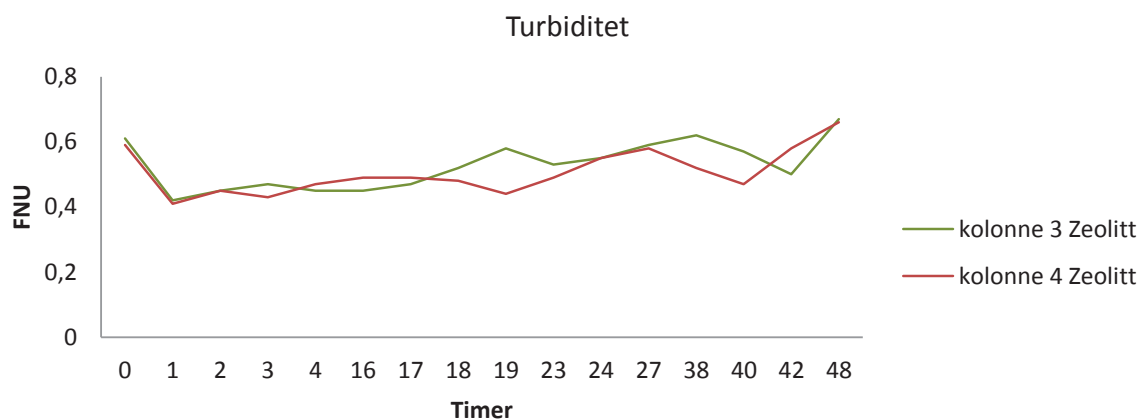


| Turbiditet | FNU | | | |
|------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|
| | Kolonne 1 Filtralite | Kolonne 2 Filtralite | Kolonne 3 Zeolitt | Kolonne 4 Zeolitt |
| 0 | 0,55 | 0,44 | 0,61 | 0,59 |
| 1 | 0,45 | 0,38 | 0,42 | 0,41 |
| 2 | 0,36 | 0,39 | 0,45 | 0,45 |
| 3 | 0,39 | 0,45 | 0,47 | 0,43 |
| 4 | 0,5 | 0,48 | 0,45 | 0,47 |
| 16 | 0,42 | 0,52 | 0,45 | 0,49 |
| 17 | 0,48 | 0,45 | 0,47 | 0,49 |
| 18 | 0,54 | 0,52 | 0,52 | 0,48 |
| 19 | 0,57 | 0,45 | 0,58 | 0,44 |
| 23 | 0,5 | 0,47 | 0,53 | 0,49 |
| 24 | 0,62 | 0,63 | 0,55 | 0,55 |
| 27 | 0,53 | 0,65 | 0,59 | 0,58 |
| 38 | 0,6 | 0,61 | 0,62 | 0,52 |
| 40 | 0,49 | 0,47 | 0,57 | 0,47 |
| 42 | 0,53 | 0,54 | 0,5 | 0,58 |
| 48 | 0,7 | 0,69 | 0,67 | 0,66 |

Tabell 7: Turbiditeten for Filtralite og Zeolitt målt gjennom 48 timer.



Figur 19: Viser turbiditeten for Filtralite målt gjennom 48 timer.



Figur 20: Viser turbiditeten for Zeolitt målt gjennom 48 timer.

7.7 ANALYSE AV KOLIFORME BAKTERIER OG *E. COLI*

I Drikkevannsforskriftene som ble utgitt i 2001 ble det bestemt at det skulle være krav om ny metoder for bestemmelse av koliforme bakterier (NS-EN IOS 9308-1). Man kan også benytte Colilert-18/Quantitray som et alternativ. I Norge er det mest vanlig å bruke Colilertmetoden.

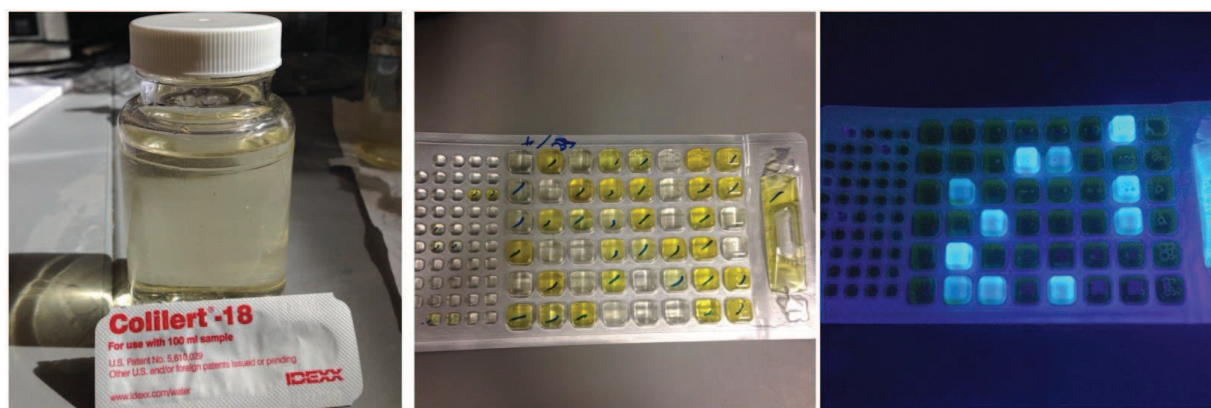
Materialer

- Coli-18
- Quanti-Tray 2000 (2x)
- Quanti-Tray sealer
- UV-lys

Prosedyre

Anlegget ble kjørt i til sammen i 48 timer, hver 12 time tok jeg 100 ml+ prøvevann fra hver av kolonnene, innløpet og vaskevannet. Etter 48 timer så fornyet jeg materialet i hver kolonne (Zeolitten og Filtraliten), på grunn av to måneders prøve tid hvor kolonnene har blitt testet ofte har jeg måtte bytte ut det gamle materialet grunnet slitasje. Dette er gjort for å se om vi kan se noe forskjell på reduksjonen. Etter dette ble anlegget kjørt i 48 timer til, hvor jeg tok de samme vannprøvene hver 12. time. Når de siste 48 timene var over tilbakespylte jeg kolonnene og tilsatte PAX-18 i en 1,5 timers periode. Her tok jeg også vannprøver fra hver kolonne, innløp og vaskevann etter 1 time.

Jeg justerte prøvevolumet ned til 100 ml og la de i en steril flaske. Så helte jeg (Colilert-18) i den sterile flasken. Etter Colilert-18 hadde blandet seg godt med prøvevannet helt jeg det i Quanti-brettet. Sett Quanti-brettet blir puttet inn en rød gummi beholder som fordeler vannet inn i små ruter med hjelp fra Sealer-maskinen. Etter brettet har kommet ut fra maskinen og vannet er blitt fordelt i rutene, blir brettet fraktet til ovnen hvor beholderen blir stående i 20 timer i 36°C. Etter de 20 timene er gått har prøvevannet skiftet farge til gul, som viser at vannet er positivt for Koliforme bakterier. Ved hjelp av et UV-lys kan vi telle hvor mange av rutene som inneholder *E.coli*.



Figur 21 : Fortynning flaske, Colilert-18, Quanti-brett med gule positive ruter som indikerer koliforme bakterier og Quanti-brett under UV-lys som viser *E.coli*.



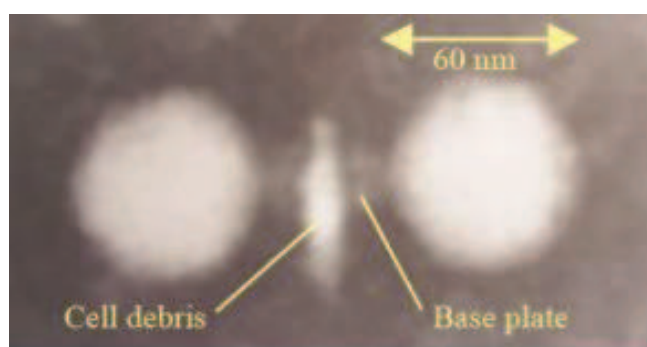
7.8 MÅLINGER AV SALMONELLA TRYPHIMURIUM PHAGE 28B

For å anslå viruskonsentrasjonen i kolonnene prøvene blir en modifisert plakk metode brukt. Metoden ble basert på en enkel-agar-lags plakk analyse forklart av Grabow og Coubrough (1986) og ble utviklet videre av Allestam og Carlander (2000). Den fremgangsmåten Allestam og Carlander beskriver at man behøver fire dråper av den samme prøven, og på forskjellige fortynninger, for at den skal bli brukt på agar overflate. Så tørker dråpene. Metoden vi brukte er forskjellig fra metoden som beskrives av Allestam og Carlander, fordi jeg brukte to eller tre dråper fra hver prøve, i varierte fortynninger, det ble fordel på hver agar overflate og ble holdt i skråstilling så det ble dannet en stripe. (Arve Heistad, 2008)

Virus (Salmonella Typhimurium Phag 28B)

Den St28B og den rette verts bakterier, Salomella Typhimurium type5, Görel Allstam var han som leverte prøvene ved det svenske instituttet for infeksjon Disease Control og subkultur var produsert og oppbevart i standardbetingelser ved IKBM ved det Norske Universitetet of Life Science av Arve Heistad.

St28B har en isometrisk hodet av 64 nm i diameter og moderat lang, tykk, smalner haler av 225 nm × 10 nm med 57 eller 58 kryss striper (Eisenstark, 2009)



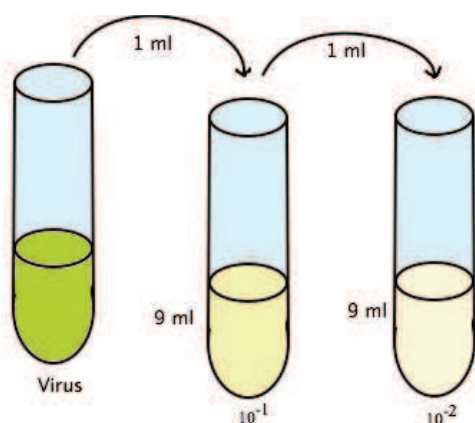
Figur 22: Skanning Electron mikrografi av Salmonella typhimurium phage 28B (Arve Heistad, 2008)

Materialer

- Petriskåler
- Agar

Prosedyre

Når man har blandet sammen agar- og vertsbakterier blir det helt over i petriskåler. Deretter blir agarplatene lagt til tork. 57 drikkevannsprøver ble tatt i løpet av fire døgn, 24 av disse var første perioden, andre 24 var fra perioden hvor jeg hadde byttet ut gammelt materialet med nytt og 9 var etter PAX-18 ble tilsatt. Prøvene ble fortynnet 1:10 og 1:100.



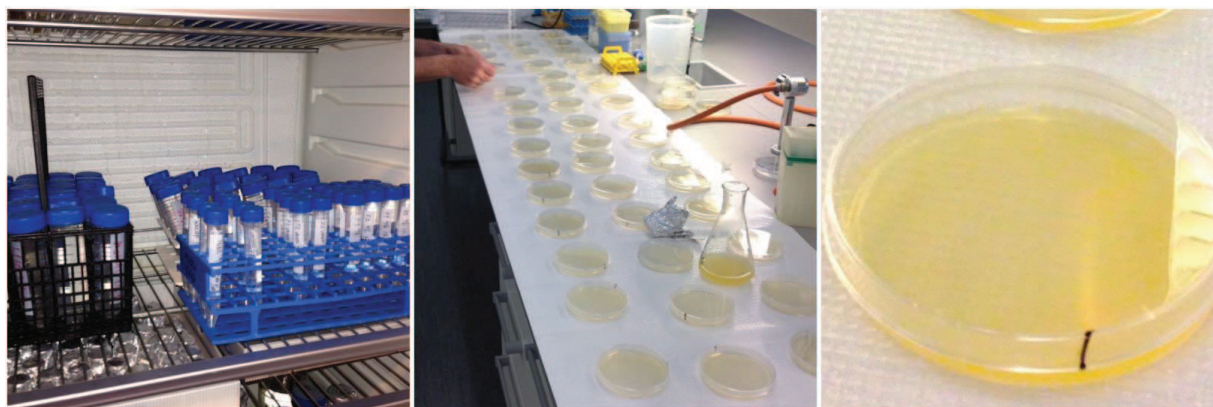
Figur 23: Utførelse av fortynning serien fra virus lager

Når væsken i petriskålene hadde tørket, så tok vi 10ul fra hver prøve og fortynnet de før vi tok en pipette å tok 2-3 dråper på hver petriskål. Petriskålen ble holdt på skrå slik at væsken rant nedover mot andre enden og lagde en stripe på overflaten av agaren. Deretter blir skålene satt i ovnen på 37°C hvor de stod i 20 timer.

Etter skålene er tatt ut av ovnen undersøker vi platene og man utfører tellinger av plakk. Vi hadde 2-3 konsentrasjon av hver prøve, dette gjorde det mulig å telle plakket på minst av en av stripene



på overflaten av agar uten prøvene fra dag 3 og 4 (fornyet materiale). Det var på grunn av at algen hadde stått for lenge i ovnen og hadde tørket, derfor fikk vi ikke noe resultat fra de 28 prøvene.



Figur 24: Fortynning av prøvene, klargjøring av skålene.

8. RESULTATER / DISKUSJON

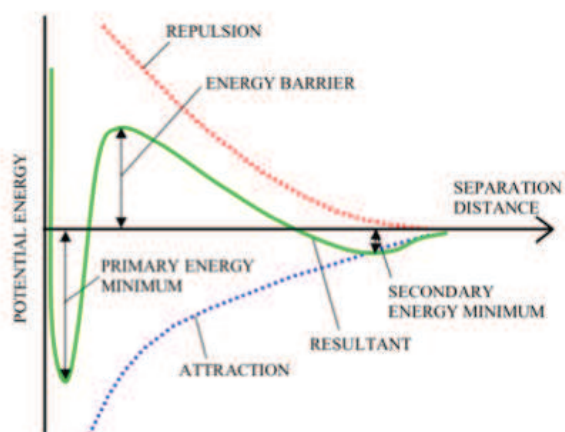
8.1 48 TIMERS FORSØK

Resultatet etter første perioden (0-48 timer) (tabell 6 og figur 21) viser at vi koliforme bakterier har en reduksjon på $0,54 \log_{10}$ når det gjelder Filtralite og en gjenvinning på 6% og Zeolitt har en reduksjon på $0,35 \log_{10}$ og gjenvinning på 11%. Det betyr at det er dårligst tilbakeholdelse i Zeolitten, noe som ikke var forventet i utgangspunktet. Veldig liten andel kan vaskes ut, ergo de sitter for hardt fast eller de er døde.

Når det gjelder *E.coli* har vi en $2 \log_{10}$ reduksjon i både Filtralite og i Zeolitt (tabell 7 og figur 22). Filtralite har en gjenvinning på 0,023% og Zeolitt har en gjenvinning på 0,067%. Her hadde vi i utgangspunktet bare regnet med $1 \log_{10}$ reduksjon, noe som er et overraskende godt resultat med tanke på en slik hastighet.



Det er litt vanskelig å forstå at så liten andel av det som er fast i kolonnen blir vasket ut. Det betyr i så fall at de enten sitter veldig hardt knyttet i filtete eller at de er døde. Det vil si at hvis de er bunnet i det primær energi minimum så sitter de så fast at man ikke får vasket de ut. Det er absorpsjon som er mekanismen her. Når vi snakker om absorpsjon i primær eller sekundært energi så snakker vi om avstander på noen nanometer. Den sekundære energien som er ca. 10 nanometer fra overflaten og ut. Den er ikke så sterk, så den antar at vi kan vaske ut bakterien hvis den sitter fast på den sekundære energien, men hvis den havner inn i den primære energi minimum da sitter den så fast at du ikke får vaskete den ut. Det kan være induksjon på at de sitter inni veldig hardt ved absolusjon i den primære energi minimum, det kan være en teori. (Heistad A., 2008)



Figur 25: Skjematisk DLVO potensiell overflate energi profil (Heistad A., 2008)

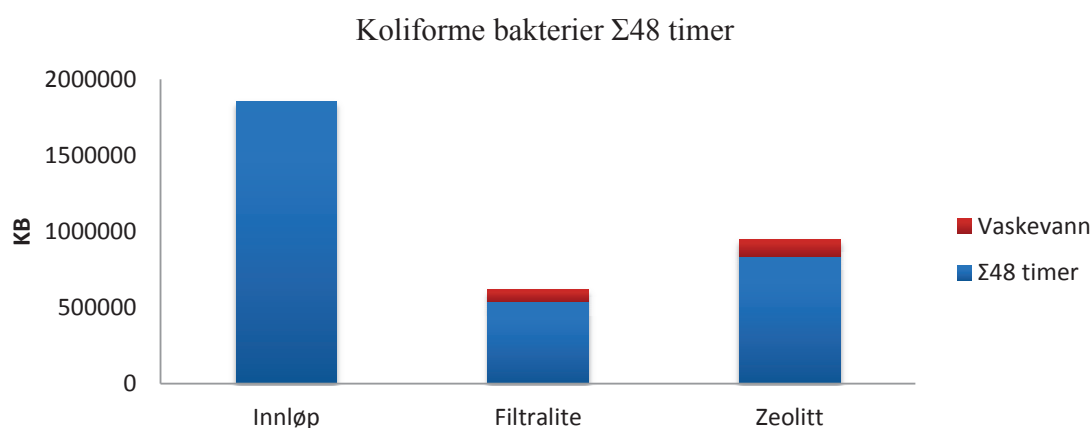
Det er litt rart å tenke at man kan fange så mange bakterier, jeg er sikkert på at hvis man hadde fått sett på hvor stor del av flaten inni filtret som blir opptatt av bakterier, så er det ikke sikkert at det er plass til så mange bakterier. Det kan være en måte å sjekke hvor vidt dette er praktisk mulig eller ikke, men det hadde jeg ikke tid til i min oppgave

Når det kommer til virus har Filtralite en reduksjon på 0,14 \log_{10} og en gjenvinning på 0,7% og Zeolitt en reduksjon på 0,11 \log_{10} og gjenvinning på 0,031% (tabell 8 og figur 23). Dette tyder på at det lavere tilbakeholdelse hos Zeolitt.

Mangler mest virusdata ved norske vannverk. Vi kan ikke forvente samme grad av tilbakeholdelse av virus som det vi gjør av bakterie. Dette er en indikasjon på at vannverkene har en spesiell utfordring når det gjelder virus.

Tabell 8: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt. Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer.

| Massebalanse (gjennomsnitt) | | | |
|--|---------|------------|-----------|
| Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer | | | |
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ 48 timer | 1854720 | 538564,32 | 837980,64 |
| Vaskevann | | 80272 | 111164 |

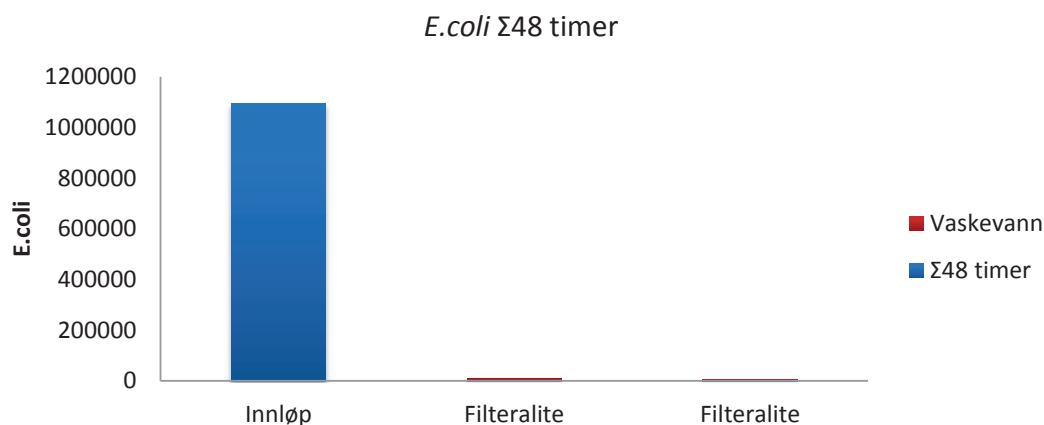


Figur 26: Viser massebalanse for koliforme bakterier (KB) for 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Tabell 9: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt. *E.coli* (KB) Σ 48 timer.

| Massebalansen (gjennomsnitt) | | | |
|---------------------------------|---------|------------|---------|
| <i>E.coli</i> Σ 48 timer | | | |
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ 48 timer | 1096704 | 6763,68 | 6340,32 |
| Vaskevann | | 248 | 728 |

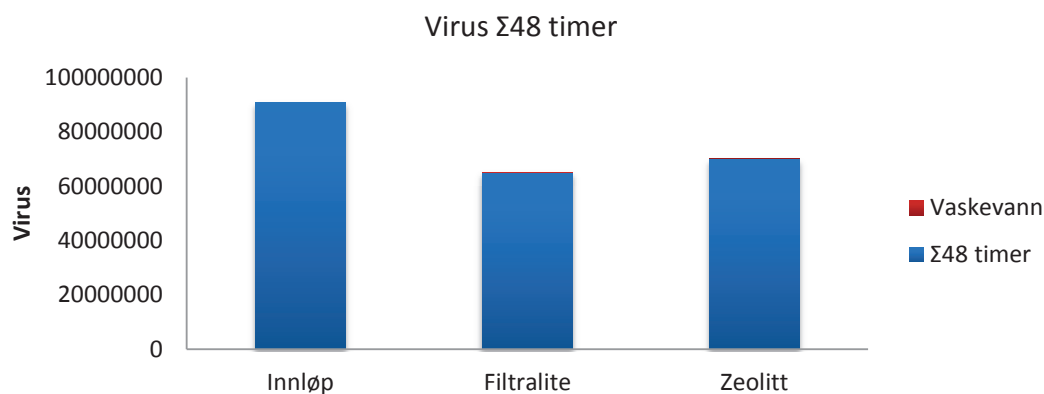




Figur 27: Viser massebalanse for *E.coli* for 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Tabell 10: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt. Virus Σ 48 timer.

| Massebalansen (gjennomsnitt) | | | |
|------------------------------|----------|------------|----------|
| Virus Σ 48 timer | | | |
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ 48 timer | 90720000 | 65016000 | 70056000 |
| Vaskevann | | 188000 | 128000 |



Figur 28: Viser massebalanse for virus for 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



8.2 48 TIMERS FORSØK MED FORNYET MATERIALE

Resultater etter andre perioden for koliforme bakterier, etter vi har fornyet materialet, viser at Filtralite har en reduksjon på 0,35 log₁₀ og gjenvinning på 11,4% og Zeolitt har en reduksjon på 0,23 log₁₀ og en gjenvinning på 77,7% (tabell 9 og figur 24). Dette betyr at vi fremdeles har dårlig tilbakeholdelse i Zeolitten noe som jeg tror skulle ha økt etter fornyelse av materialet.

Reduksjonen til *E.coli* har fortsatt en 2 log₁₀ reduksjon i både Filtralite og Zeolitt. Her har også Filtralite en gjenvinning på 0,046% og Zeolitt en gjenvinning 0,050% (tabell 10 og figur 25).

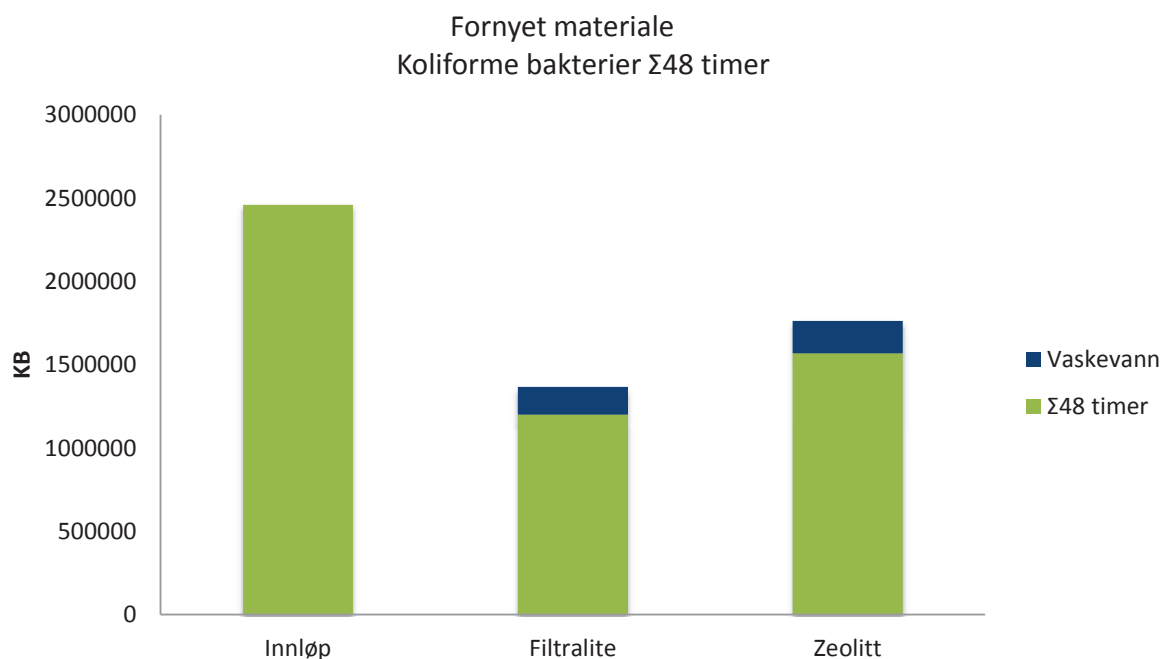
Det er fremdeles vanskelig å forstå at selv etter jeg har byttet ut gammelt materialet med nytt er det en så liten andel av det som sitter fast i kolonnen som blir vasket ut. Grunnen til dette er at det enten sitter for hardt knyttet i filtet eller at det er dødt. Årsaken er absorpsjon som er mekanismen her, som tidligere nevnt ovenfor.

Virus resultatene ble mislykket på grunn av at agaren hadde tørket inn, derfor har vi dessverre ingen resultat etter vi byttet ut gammelt materiale med nytt.

Tabell 11: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale. Koliforme bakterier (KB) Σ48 timer.

| Massebalansen (gjennomsnitt) (Fornyet materiale) Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer | | | |
|---|---------|------------|------------|
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ48 timer | 2661120 | 1200558,24 | 1568810,88 |
| Vaskevann | | 166064 | 193568 |

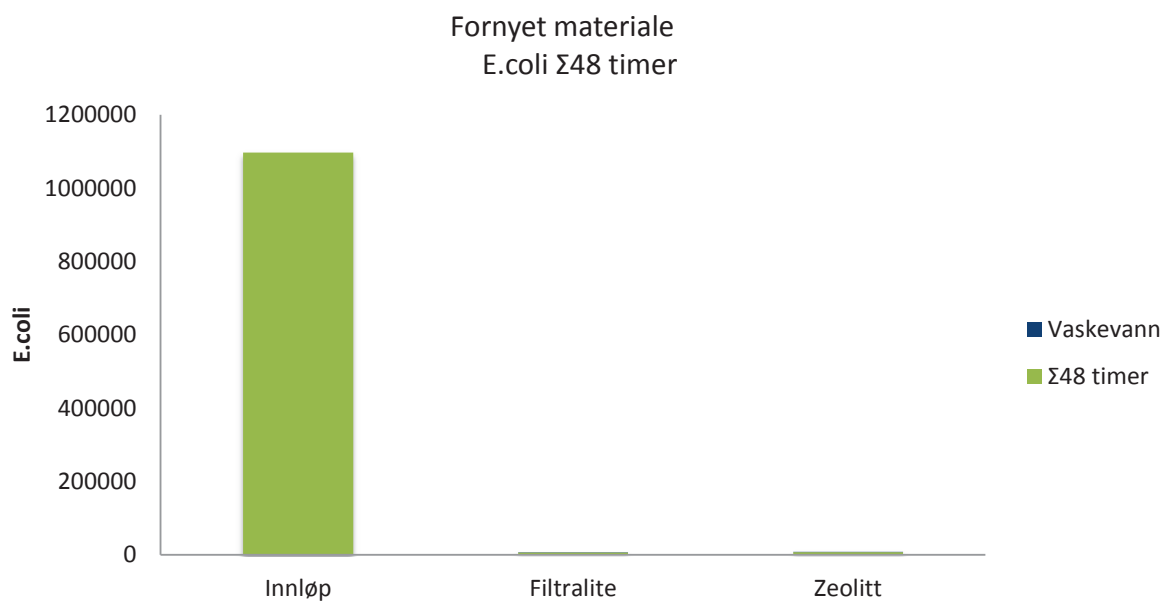




Figur 29: Viser massebalanse for koliforme bakterier (KB) etter fornyelse av materiale kjørt i 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Tabell 12: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale. *E.coli* Σ 48 timer.

| Massebalansen (gjennomsnitt) (Fornytt materiale) <i>E.coli</i> Σ 48 timer | | | |
|---|---------|------------|---------|
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ 48 timer | 1096704 | 6965,28 | 8225,28 |
| Vaskevann | | 504 | 548 |



Figur 30: Viser massebalanse for *E.coli* etter fornyelse av materiale kjørt i 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

8.3 1,5 TIMERS FORSØK MED TILSETTING AV PAX-18

Resultatet etter vi tilsatte PAX-18 viser fortsatt at det ikke er noe stor forskjell på renseeffekten mellom Zeolitt og Filtralite når det gjelder koliforme bakterier. Filtralite har en reduksjon 0,24 \log_{10} og Zeolitt har en reduksjon på 0,20 \log_{10} (tabell x og figur y).

Resultatet på *E.coli* analysen viser at Filtralite har en reduksjon på 0,42 \log_{10} og Zeolitt en reduksjon på 0,10 \log_{10} (tabell og figur). Mens virus analysen viser at Filtralite har en reduksjon på 0,19 \log_{10} og Zeolitt en reduksjon på 0,21 \log_{10} (tabell og figur)

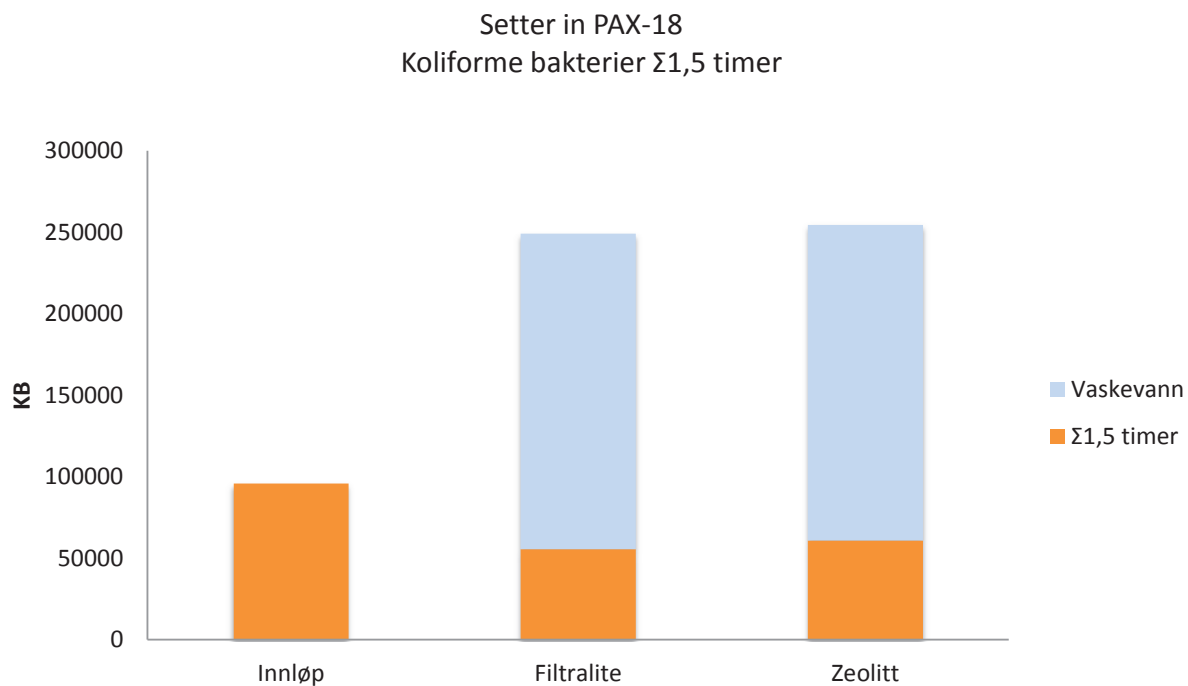
Det tyder på at det er en feil her og det gir ingen mening at man har vasket ut mer enn man har fanget. Vi kan se at det er økt tilbakeholdelse ved når vi tilsetter koagulering. Ingen vesentlig forskjell på zeolitt og filtralite. En svak økning i tilbakeholdelse.

Det er en økning i vaskevannet, eneste forklaringen på dette er at kolonnen har blitt slått/dunket på under prosessen. Jeg har ikke klare bevis for at det er det som er grunnen og vil derfor ikke konkludere med at det som er den direkte årsaken, dette er derimot et tema for videre forskning og undersøkelser.

Tabell 13: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX.18. koliforme bakterier Σ 1,5 timer.

| Massebalansen (gjennomsnitt) (Setter inn Pax-18) KB Σ 1,5 timer | | | |
|---|--------|------------|----------|
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ 1,5 timer | 95844 | 55514,34 | 60973,92 |
| Vaskevann | | 193568 | 193568 |



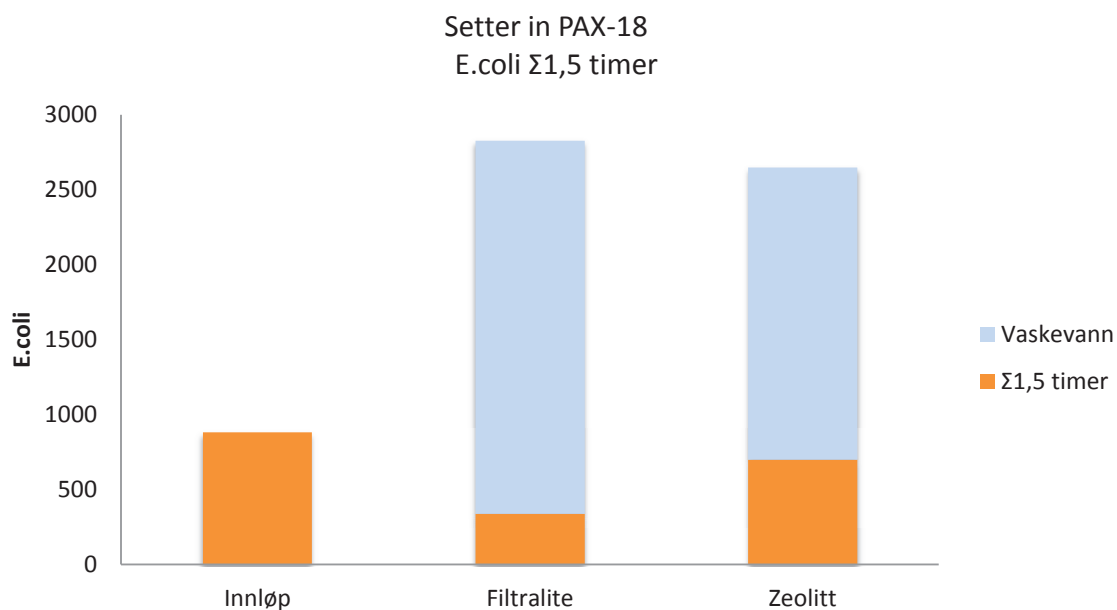


Figur 31: Viser massebalanse for koliforme bakterier etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX-18, kjørt i 1,5 time basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Tabell 14: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX.18. *E.coli* Σ 1,5 timer.

Massebalansen (gjennomsnitt)
(Setter inn Pax-18) *E.coli* Σ 1,5 timer

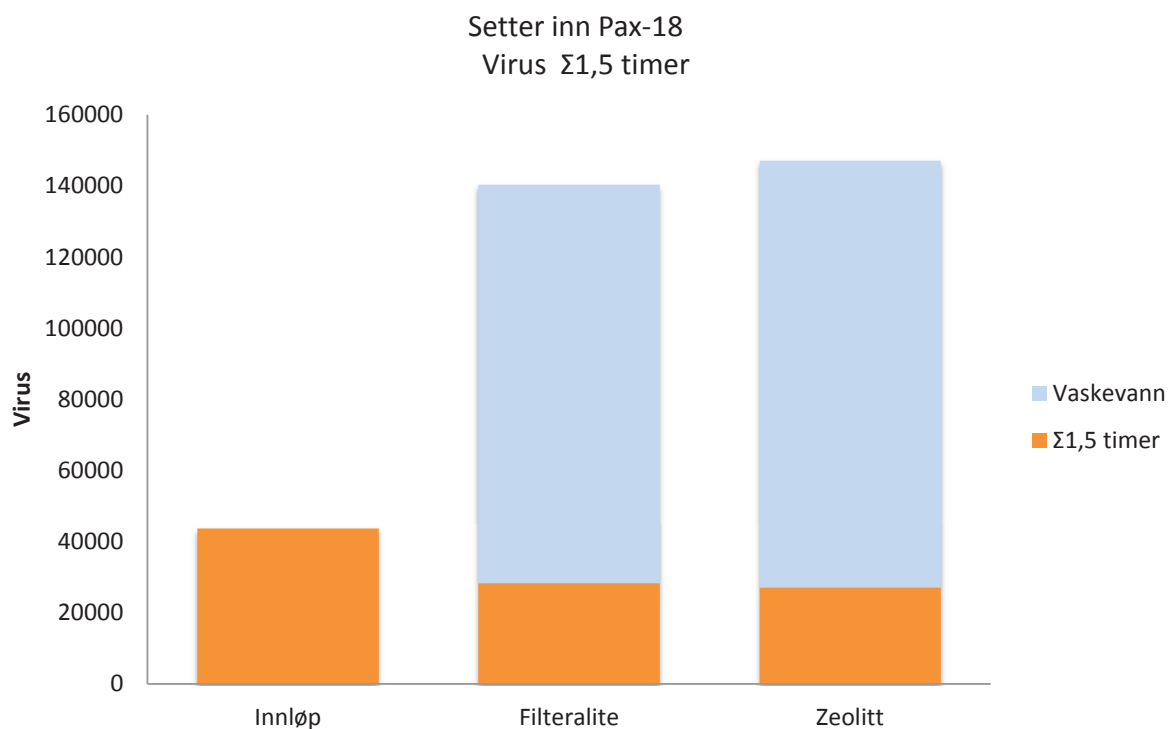
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
|-------------------|--------|------------|---------|
| Σ 48 timer | 420 | 338,94 | 700,56 |
| Vaskevann | | 2488 | 1948 |



Figur 32: Viser massebalanse for *E.coli* etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX-18, kjørt i 1,5 time basert på en innløp, fire utløps og vaskevanns prøver

Tabell 15: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX.18. Virus Σ 1,5 timer.

| Massebalansen (gjennomsnitt) (Setter inn Pax-18) Virus Σ 1,5 timer | | | |
|--|--------|------------|---------|
| | Innløp | Filtralite | Zeolitt |
| Σ 48 timer | 420 | 338,94 | 700,56 |
| Vaskevann | | 2488 | 1948 |



Figur 33: Viser massebalanse for virus etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX-18, kjørt i 1,5 time basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

10. KONKLUSJON

Fra resultatene kan vi konkluderer med at Zeolitt og Filtralite NC 0,8-1,6 mm har samme evne til å fjerne *E.coli* ved filtrering av overflatevann, med en gjennomsnittlig tilbakeholdelse på 99,4% . For Zeolitt er dette lavere enn forventet.

Tilbakeholdelsen av modellvirus er dårligere i begge filtermaterialene enn hva den er for bakterier. Med en filterhastighet på 1,204 m/time var tilbakeholdelsen av virus på ca. 22,8% og 28,3 % for henholdsvis Zeolitt og Filtralite, uten forutgående koagulering.

Ved tilbakespyling av filterne ble ca. 0,7 % og 0,62% for henholdsvis Zeolitt og Filtralite, av de tilbakeholdte virusene ført ut av filterne. Forskjellen i mengde tilbakeholdt virus og utvasket virus skyldes en kombinasjon av inaktivering og irreversibel adsorpsjon. Da de to filtermaterialene ikke er nevneverdig forskjellig på dette punkt er det ingen holdepunkter for å påstå at Zeolitt inaktiverer virus mer effektivt

Når det kommer til prosessen som omhandler fornying av materialet og tilsetning av PAX-18 var det vanskelig å tolke resultatet. Det lyktes ikke å gjennomføre sammenlignbare forsøk med koagulering og direktefiltrering på grunn av rask gjentetting av filterne. Det skjedde ingen stor forandring etter utskifting av filtermaterialet. Dette kan være på grunn av den korte perioden og for å finne ut om det har noen effekt så bør det kjøres i en større skala i en lengre periode.

Ved vurdering av risiko knyttet til vannforsyning mangler det data for tilbakeholdelse av virus i de norske vannverkene. Da koagulering og direktefiltrering er en mye brukt behandlingsmetode er det viktig å fortsette arbeidet med å kartlegge evnen til å fjerne virus, slik at vi kan vurdere hvilken risiko virus representerer. Dette bør være tema for videre forskning og undersøkelser.



11. FIGURLISTE

- Figur 1: Oversikt over vannet i verden. (UN Water).
- Figur 2: Rent vann er ingen selvfølge i Norge. (Foto: Vannverksregisteret)
- Figur 3: Vannrensing og forurensninger i drikkevannskilder (Lokus).
- Figur 4: Partikkelstørrelser (VannforsyningensABC)
- Figur 5: Koagulant prosess. Ødegaard, H. red. (2012)
- Figur 6: Anbefalt minimumsdosering av JKL og ALG(Eikebrokk 2005).
- Figur 7: Hurtigfiltrering - typisk utvikling av turbiditet i utløp fra og trykktap over filteret i løpet av en driftssyklus. (vannforsyningens ABC)
- Figur 8: Eksempel på trykktapsfordeling i en filterseng, og utviklingen av denne med tiden. Trykktapsfordelingen (Michau-kurvene) gjenspeiler fordelingen av avsetninger og partikler i sengedybden (McEwen, 1998).
- Figur 9: Flere fasader av kolonnen.
- Figur 10: Detaljer bilder fra to-media-filter.
- Figur 11: Oppbygning av filtermedier basert ved koagulering/direktefiltrering for virusfjerning.
- Figur 12: Flokkulering, sedimentering og HACH Lang LCK314.
- Figur13: Fargeverdiene av vannet når hver mengden av PAX-18 er lagt til.
- Figur 14: Turbiditeten av vannet i FNU (Formazine Nephelometric Units)
- Figur 15: Nedbryting av organisk materiale i vann.
- Figur 16: Skisse av Anlegget.
- Figur 17: Bilder av de forskjellige delene til å bygge ventilen, bilde av pumpe 3 og undere kolonnene.
- Figur 18: Bilde av anlegge fra siden og foran og bilde av pumpe (1-2-4).
- Figur 19: Viser turbiditeten for Filtralite målt gjennom 48 timer



Figur 20: Viser turbiditeten for Zeolitt målt gjennom 48 timer.

Figur 21: Fortynning flaske, Colilert-18, Quanti-brett med gule positive ruter som indikerer koliforme bakterier og Quanti-brett under UV lyse som viser *E.coli*.

Figur 22: Skanning Electron mikrografi av Salmonella typhimurium phage 28B (Arve H. 2008)

Figur 23: Utførelse av fortynning serien fra virus lager

Figur 24: Fortynning av prøvene, klargjøring av skålene.

Figur 25: Skjematisk DLVO potensiell overflate energi profil (Heistad A. 2008)

Figur 26: Viser massebalanse for koliforme bakterier (KB) for 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 27: Viser massebalanse for *E.coli* for 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 28: Viser massebalanse for virus for 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 29: Viser massebalanse for koliforme bakterier (KB) etter fornyelse av materiale kjørt i 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 30: Viser massebalanse for *E.coli* etter fornyelse av materiale kjørt i 48 timer basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 31: Viser massebalanse for koliforme bakterier etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX-18, kjørt i 1,5 time basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 32: Viser massebalanse for *E.coli* etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX-18, kjørt i 1,5 time basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 33: Viser massebalanse for virus etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX-18, kjørt i 1,5 time basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 34: Viser Koliforme bakterier (KB) etter to døgn basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 35: Viser *E.coli* etter to døgn basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



Figur 36: Viser Koliforme bakterier etter materiale ble fornyet og kjørt igjennom i to nye døgn. Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 37: Viser *E.coli* etter materiale ble fornyet og kjørt igjennom i to nye døgn. Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 38: Viser Koliforme bakterier etter materiale ble fornyet og Pax-18 tilsatt og kjørt igjennom i 1,5 timer . Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 39: Viser *E.coli* etter materiale ble fornyet og Pax-18 tilsatt og kjørt igjennom i 1,5 timer . Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 40: Viser Virus etter to døgn basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

Figur 41: Viser virus etter materiale ble fornyet og Pax-18 tilsatt og kjørt igjennom i 1,5 timer. Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



12. TABELL

Tabell 1: praktisk dose for koagulantane jern, aluminium og (Pax-18) ved norske vannverk (Ødegaard et al. 2012).

Tabell 2: Middelerverdier av kjemiske og hygieniske drikkevannsparametre. (Drikkevannsforskriften)

Tabell 3: Forskjellige Pax-18 doser.

Tabell 4 : Resultatene av Jar-testen.

Tabell 5: Reduksjonen etter tilsetning av pax-18.

Tabell 6: Trykktap målt gjennom de ulike periodene for Filtralite og Zeolitt.

Tabell 7: Turbiditeten for Filtralite og Zeolitt målt gjennom 48 timer.

Tabell 8: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt. Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer.

Tabell 9: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt. *E.coli* (KB) Σ 48 timer.

Tabell 10: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt. Virus Σ 48 timer.

Tabell 11: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale. Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer.

Tabell 12: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale. *E.coli* Σ 48 timer.

Tabell 13: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX.18. koliforme bakterier Σ 1,5 time.

Tabell 14: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX.18. *E.coli* Σ 1,5 time.

Tabell 15: Massebalanse mellom Filtralite og Zeolitt etter fornyelse av materiale og tilsetning av PAX.18. Virus Σ 1,5 time.



13. REFERANSER

1. FNs miljøprogram UNEP. 03.12.2013. <http://www.fn.no/Tema/Vann/Fakta-om-vann>
2. IPCC. (2007). Intergovernmental Report for Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report 2007.
3. Bjerknessenteret. (2009b). Drivhuseffekt og jordas klima. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/filer/1671.pdf> (lest 23.01.2012).
4. IPCC. (1995). IPCC Second Assessment Climate Change 1995. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change
5. IPCC. (2013). Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers.
6. VannforsyningensABC. Kapittel D – Vannbehandling. Nasjonalt folkehelseinstitutt.
7. Ødegaard, H. red. (2012). *Vann og avløpsteknikk*. Hamar: Norsk Vann.
8. Storflom og drikkevann (2013). Folkehelseinstituttet referanse til denne artikkelen: <http://www.fhi.no/artikler/?id=106520>
9. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality - Volume 1: Recommendations. Third edition, incorporating first and second addenda.
10. Metrologisk Institutt.04.11.2012. [http://met.no/Klima/Hva_er_klima+/
/](http://met.no/Klima/Hva_er_klima+/)
11. Flommer.no. 2012.Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Norsk Skogmuseum. www.flommer.no/hva_er.html
12. Norges Røde Kors. 2013. <http://vannforlivet.no/>
13. (NGU). Grunnvann og urbangeologi ved Norges geologiske undersøkelse. http://www.grunnvann.no/figur/grunnvann_figur.html
14. (Vannportalen 2008) Drikkevann. (16.01.2008) <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=45142&amid=1861444>
15. DNMI Klima. (2000). Førland, E., Roald, L.A., Tveito, O.E. & Hanssen-Bauer, I. ,2000. Past and future variations in climate and runoff in Norway. DNMI Klima report no. 19-2000.



16. Regclim: klimaet i norge om 50 år. Prof. Trond Iversen
17. Eikebrokk B., (2012). Veiledning fot drift av koaguleringsanlegg. Norsk vann -rapport 188/2012.
18. Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Ødegaard, H., NTNU. Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar 2002
19. Veterinærinstituttet – Norwegian Veterinary Institute. E. coli. 01.2011
http://www.matportalen.no/matsmitte_og_hygiene/tema/smittestoffer/ecoli
20. Stefan, S., Jorgen, L., Nils, C. and Alf, L.(1979). Salmonella Bacteriophage Glycanases: Endorhamnosidases of Salmonella typhimurium Bacteriophages. University of Stockholm.
21. Danka, B. Natural zeolites in the water treatment process. (2008) Slovak University of Technology
22. Norvar. (1994) Weideborg M. og Hem L., Hurtigfiltrering som hygieniske barriere. Delrapport 1: litteraturstudium og oversikt over norsk erfaringer. Rapportnr: 036/1994
23. Asplan vika 2007. Fred-Arne Sivertsen. Foredrag driftsoperatørsamling. Partikkelseparasjon nedstrøms filtre. 09.2007
24. Eikebrokk, B. (2000). Pilot scale testing of Filtralite as an alternative to anthracite in dual media filters treating coagulated humic waters. SINTEF report STF22 F00311, Throndheim, Norway.
25. Eikebrokk, B. (2002). SINTEF: Drikkevannsbehandling med koaguleringskontaktfiltrering. Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Kursdagene ved NTNU, Trondheim.
26. Eikebrokk, B. (2005). SINTEF: Optimalisering og vurderutvikling av koaguleringskontaktfiltreringsprosessen. SINTEF rapport STF50 A05239, Throndheim, Norway.
27. NOU (2010). Harvold, Kjell A.: «Virkemidler og klimatilpasning», presentert på seminaret NOU: Klimatilpasning, arrangert av Klima- og forurensningsdirektoratet.
28. Eikebrokk, B. (2012). Norsk Vann Rapport: Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. Norsk Vann Rapportnummer: 188-2012.



29. NIVA (2004). Berge D., Tjomsland, Bøkken T., Brettum P., Romstad R. og Lævik J., Utredning om Glitre. Tilstand og utvikling – overføring av nye felter – vanninntakets plassering – behov for nye beskyttelsestiltak. Rapportnummer: 4877-2004.
30. Drikkevannsforskriften.01.01.2002. Drikkevann - Vannanalyser og grenseverdier. Mikrobiologiske og kjemisk-fysikalske parametre Prøveuttaksveiledning. <http://labora.no/wp-content/uploads/2013/10/Drikkevann-Analyser-og-grenseverdier.pdf>
31. H. Mahvi, E. Bazrafshan, Gh.R. Jahed. Evaluation of COD Determination by ISO, 6060 Method, Comparing with Standard Method (5220, B). Tehran University of Medical, Tehran. 2005.
32. Schiermeier, Q. (2013). Water risk as world warms. Nature, 505 (7481)
33. Grabow, W.O.K. & Coubrough, P. 1986. Practical direct plaque assay for detection of coliphages in 100 mL samples of drinking water. Applied and Environmental Microbiology 52: 430-433
34. Allestam, G., Carlander, A., 2000. Bacteriophages as Tracers and Hygiene Indicator. Laboratory Manual. Swedish Institute for Infection Disease Control, SE-171 82 Solna, Sweden
35. Arve H. (2008) Small scale wastewater treatment – design optimization, reduction efficiency and risk prediction. Department of Mathematical Sciences and Technology Norwegian University of Life Sciences Ås, Norway 2008
36. Eisenstark, A., Rabsch, W. & Ackermann, H.-W. (2009). Morphology of Salmonella Typhimurium typing phages of the Lilleengen set. Canadian journal of microbiology, 55 (12): 1403-1405.



14 VEDLEGG

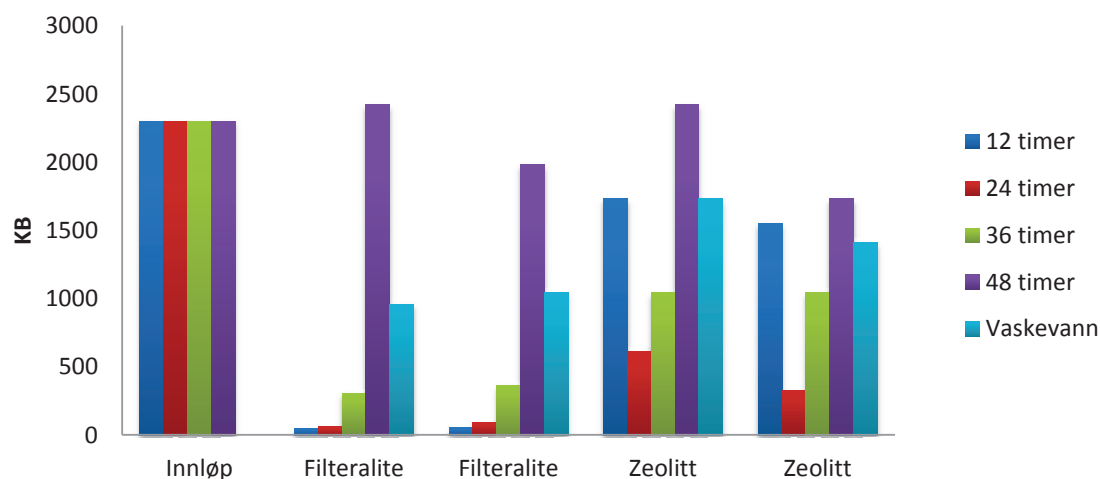
| Koliforme bakterier (KB) | | | | | |
|---------------------------------|--------|-------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|
| 0 - 48 timer(100mL) | | | | | |
| Timer | Innløp | Kolonne 1 Filtralite | Kolonne 2 Filtralite | Kolonne 3 Zeolitt | Kolonne 4 Zeolitt |
| 12 timer | 2300 | 50,4 | 53,9 | 1732,9 | 1553,1 |
| 24 timer | 2300 | 63,8 | 95,9 | 613,1 | 325,5 |
| 36 timer | 2300 | 307,6 | 365,4 | 1046,2 | 1046,2 |
| 48 timer | 2300 | 2419,6 | 1986,3 | 2419,6 | 1732,9 |
| Vaskevann | | 960,6 | 1046,2 | 1732,9 | 1413,6 |

Massebalansen

Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-------------------|---------|------------|------------|------------|-----------|
| Σ 48 timer | 1854720 | 572826,24 | 504302,4 | 1171658,88 | 938992,32 |
| Vaskevann | | 76848 | 83696 | 138632 | 113088 |

Koliforme bakterier (KB) 0 - 48 timer(100mL)



Figur 34: Viser Koliforme bakterier (KB) etter to døgn basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

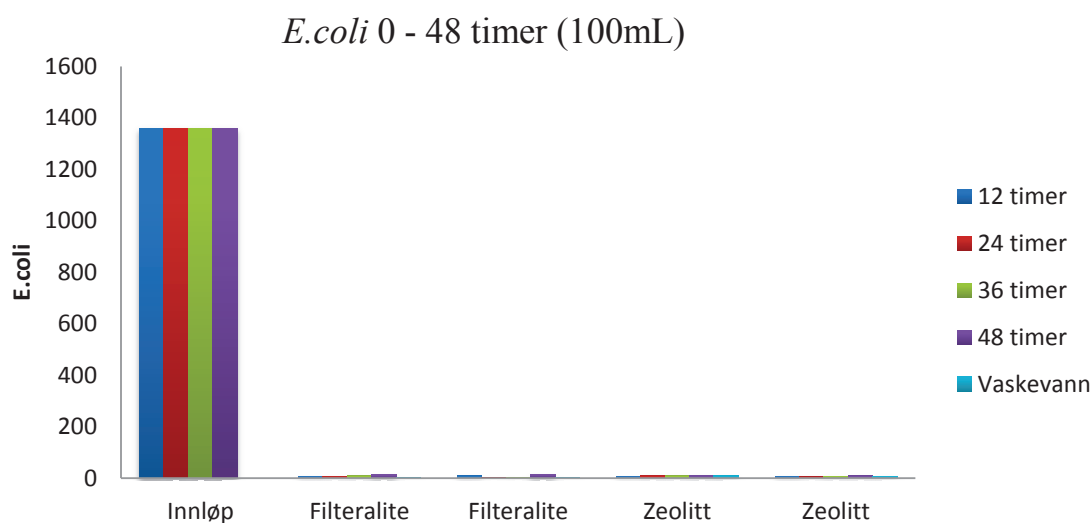


| <i>E.coli</i> 0 - 48 timer (100mL) | | | | | |
|---|--------|------------|------------|-----------|-----------|
| Timer | Innløp | Klonene 1 | Klonene 2 | Kolonne 3 | Kolonne 4 |
| | | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
| 12 timer | 1360 | 7,5 | 8,6 | 6,9 | 7,4 |
| 24 timer | 1360 | 6,3 | 2 | 8,6 | 5,2 |
| 36 timer | 1360 | 8,6 | 3,1 | 8,5 | 8,4 |
| 48 timer | 1360 | 15 | 16 | 9,4 | 8,5 |
| Vaskevann | | 3,1 | 3,1 | 9,8 | 8,4 |

Massebalansen

E.coli Σ 48 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-------------------|---------|------------|------------|---------|---------|
| Σ 48 timer | 1096704 | 7539,84 | 5987,52 | 6733,44 | 5947,2 |
| Vaskevann | | 248 | 248 | 784 | 672 |



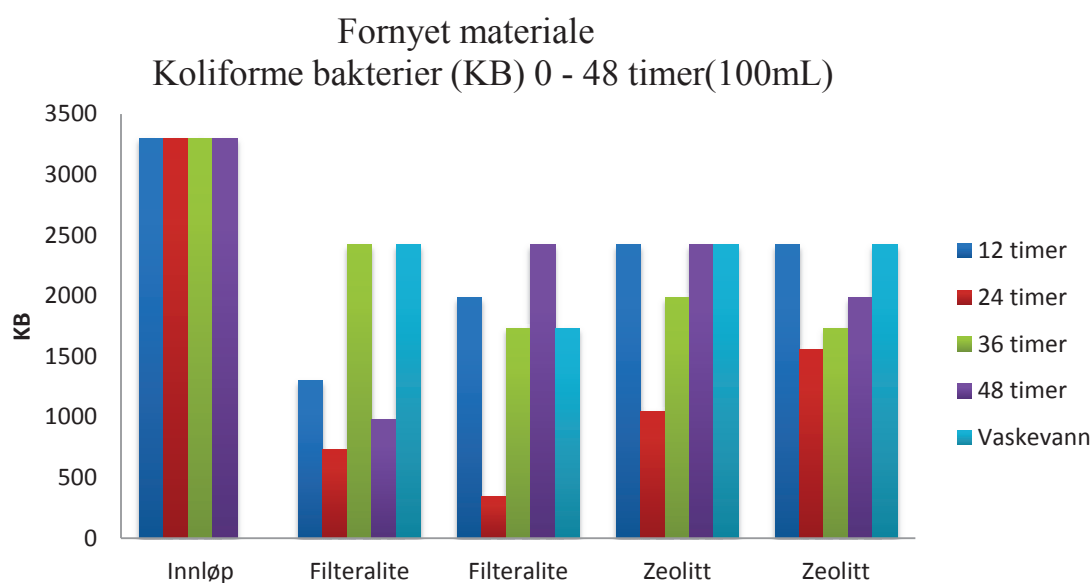
Figur 35: Viser *E.coli* etter to døgn basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.

| Fornytt materiale | | | | | |
|--|--------|-------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|
| Koliforme bakterier (KB) 0 – 48 timer(100mL) | | | | | |
| Timer | Innløp | Kolonne 1 Filtralite | Kolonne 2 Filtralite | Kolonne 3 Zeolitt | Kolonne 4 Zeolitt |
| 12 timer | 3300 | 1299,7 | 1986,3 | 2419,6 | 2419,6 |
| 24 timer | 3300 | 727 | 344,8 | 1046,2 | 1553,1 |
| 36 timer | 3300 | 2419,6 | 1732,9 | 1986,3 | 1732,9 |
| 48 timer | 3300 | 980,4 | 2419,6 | 2419,6 | 1986,3 |
| Vaskevann | | 2419,6 | 1732 | 2419,6 | 2419,6 |

Massebalansen

(Fornytt materiale) Koliforme bakterier (KB) Σ 48 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-------------------|---------|------------|------------|------------|------------|
| Σ 48 timer | 2661120 | 1094022,72 | 1307093,76 | 1586934,72 | 1550687,04 |
| Vaskevann | | 193568 | 138560 | 193568 | 193568 |



Figur 36: Viser Koliforme bakterier etter materiale ble fornytt og kjørt igjennom i to nye døgn. Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



Fornyhet materiale

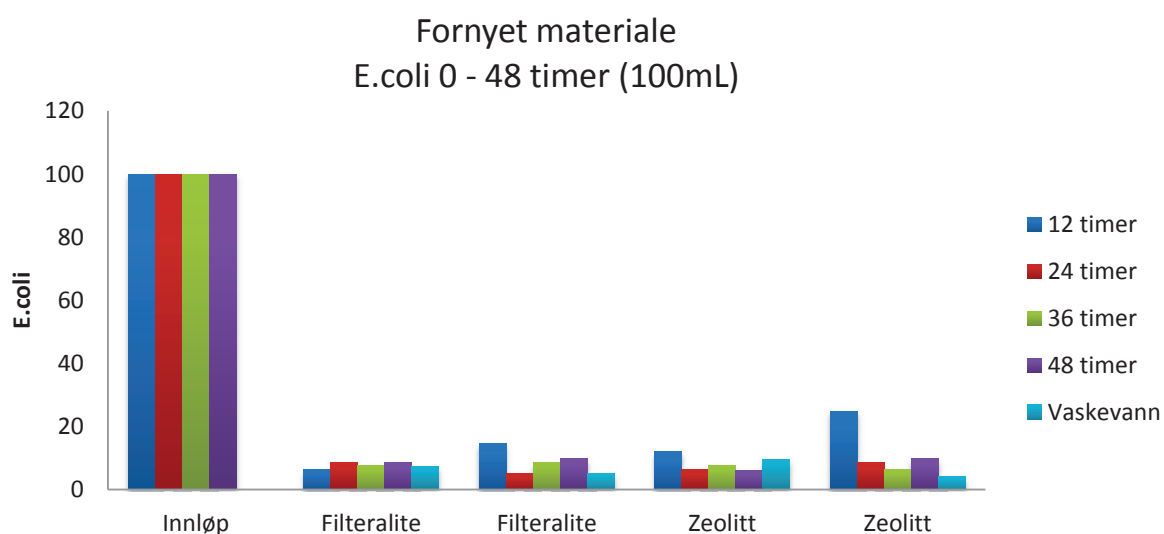
E.coli 0 - 48 timer (100mL)

| Timer | Innløp | Kolonne 1 | Kolonne 2 | Kolonne 3 | Kolonne 4 |
|-----------|--------|------------|------------|-----------|-----------|
| | | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
| 12 timer | 100 | 6,3 | 14,6 | 12,1 | 24,9 |
| 24 timer | 100 | 8,5 | 5,2 | 6,3 | 8,5 |
| 36 timer | 100 | 7,5 | 8,6 | 7,5 | 6,3 |
| 48 timer | 100 | 8,6 | 9,8 | 6,2 | 9,8 |
| Vaskevann | | 7,4 | 5,2 | 9,6 | 4,1 |

Massebalansen

(Fornyhet materiale) *E.coli* Σ 48 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-------------------|---------|------------|------------|------------|------------|
| Σ 48 timer | 2661120 | 1094022,72 | 1307093,76 | 1586934,72 | 1550687,04 |
| Vaskevann | | 193568 | 138560 | 193568 | 193568 |



Figur 37: Viser *E.coli* etter materiale ble fornyet og kjørt igjennom i to nye døgn. Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



Setter inn Pax-18

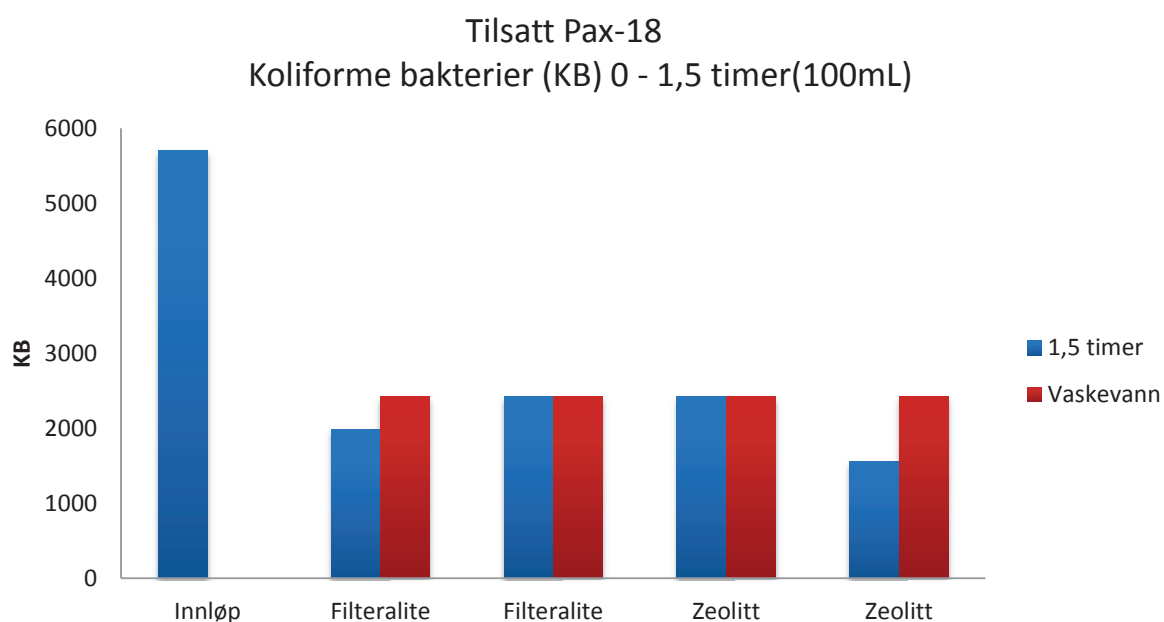
Koliforme bakterier (KB) 0 - 1,5 timer(100mL)

| Timer | Innløp | Kolonne 1 | Kolonne 2 | Kolonne 3 | Kolonne 4 |
|-----------|--------|------------|------------|-----------|-----------|
| | | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
| 1,5 timer | 5705 | 1986,3 | 2419,6 | 2419,6 | 1553,1 |
| Vaskevann | | 2419,6 | 2419,6 | 2419,6 | 2419,6 |

Massebalansen

(Setter inn Pax-18) KB Σ 1,5 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-------------------|--------|------------|------------|----------|----------|
| Σ 48 timer | 95844 | 50054,76 | 60973,92 | 60973,92 | 39138,12 |
| Vaskevann | | 193568 | 193568 | 193568 | 193568 |



Figur 38: Viser Koliforme bakterier etter materiale ble fornyet og Pax-18 tilsatt og kjørt igjennom i 1,5 timer . Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



Setter inn Pax-18

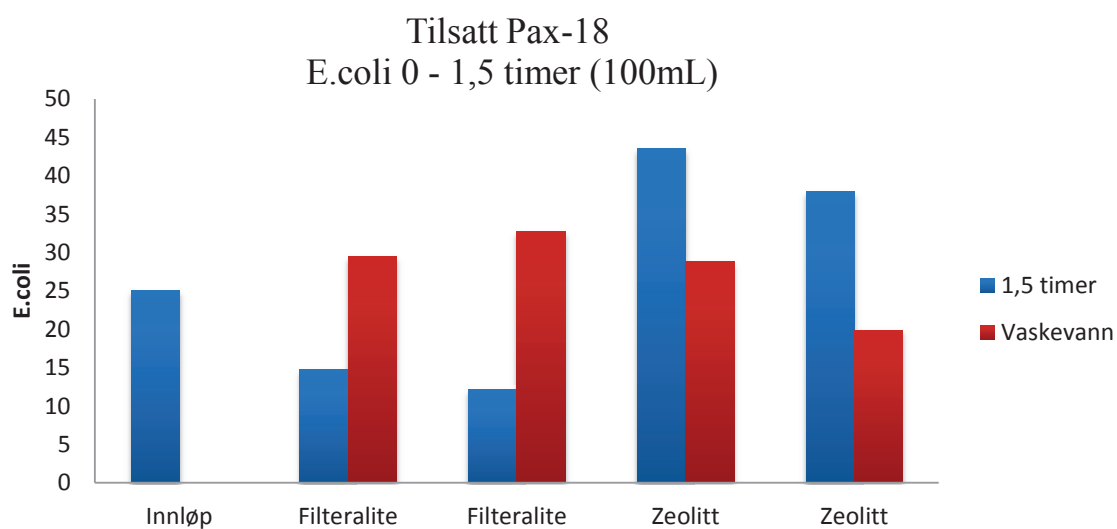
E.coli 0 - 1,5 timer (100mL)

| Timer | Innløp | Kolonne 1 | Kolonne 2 | Kolonne 3 | Kolonne 4 |
|-----------|--------|------------|------------|-----------|-----------|
| | | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
| 1,5 timer | 25 | 14,8 | 12,1 | 43,5 | 37,9 |
| Vaskevann | | 29,5 | 32,7 | 28,8 | 19,9 |

Massebalansen

(Setter inn Pax-18) *E.coli*Σ1,5 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-----------|--------|------------|------------|---------|---------|
| Σ48 timer | 420 | 372,96 | 304,92 | 1096,2 | 955,08 |
| Vaskevann | | 2360 | 2616 | 2304 | 1592 |



Figur 39: Viser *E.coli* etter materiale ble fornyet og Pax-18 tilsatt og kjørt igjennom i 1,5 timer . Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



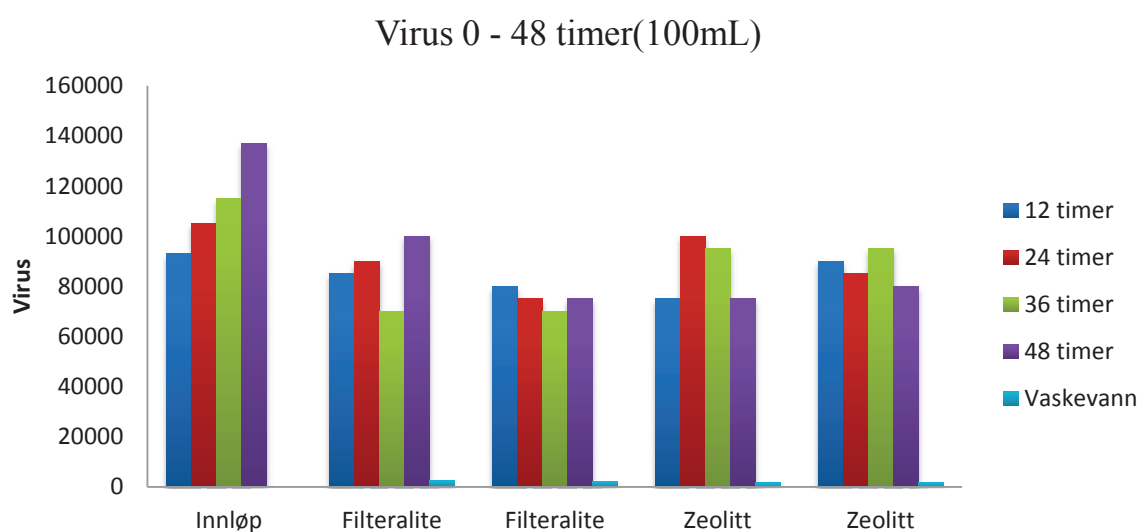
Virus 0 - 48 timer(100mL)

| Timer | Innløp | Kolonne 1 | Kolonne 2 | Kolonne 3 | Kolonne 4 |
|-----------|--------|------------|------------|-----------|-----------|
| | | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
| 12 timer | 93000 | 85000 | 80000 | 75000 | 90000 |
| 24 timer | 105000 | 90000 | 75000 | 100000 | 85000 |
| 36 timer | 115000 | 70000 | 70000 | 95000 | 95000 |
| 48 timer | 137000 | 100000 | 75000 | 75000 | 80000 |
| Vaskevann | | 2500 | 2200 | 1550 | 1650 |

Massebalansen

Virus Σ 48 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-------------------|----------|------------|------------|----------|----------|
| Σ 48 timer | 90720000 | 69552000 | 60480000 | 69552000 | 70560000 |
| Vaskevann | | 200000 | 176000 | 124000 | 132000 |



Figur 40: Viser Virus etter to døgn basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.



Setter inn Pax-18

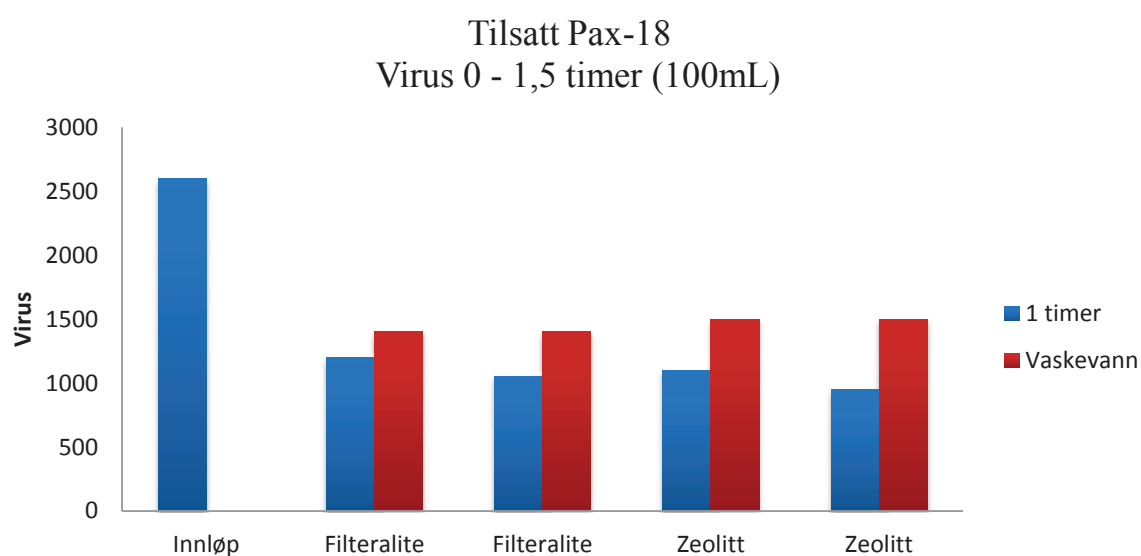
Virus 0 - 1,5 timer (100mL)

| Timer | Innløp | Klonene 1 | Kolonne 2 | Kolonne 3 | Kolonne 4 |
|-----------|--------|------------|------------|-----------|-----------|
| | | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
| 1,3 timer | 2600 | 1200 | 1050 | 1100 | 950 |
| Vaskevann | | 1400 | 1400 | 1500 | 1500 |

Massebalansen

(Setter inn Pax-18) Virus ,5 timer

| | Innløp | Filtralite | Filtralite | Zeolitt | Zeolitt |
|-----------|--------|------------|------------|---------|---------|
| Σ48 timer | 420 | 372,96 | 304,92 | 1096,2 | 955,08 |
| Vaskevann | | 2360 | 2616 | 2304 | 1592 |



Figur 41: Viser virus etter materiale ble fornyet og Pax-18 tilsatt og kjørt igjennom i 1,5 timer . Resultat basert på en innløps, fire utløps og vaskevanns prøver.





Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no