



## Abstract

Providing access to safe drinking water is one of the most effective means to improve public health. However, in 2002, 17% of the global population, or about 1.1 billion people, lacked access to sufficient water supply, and many more consume microbiologically contaminated water. World Health Organization estimates that each year 1.8 million people die of diarrhoea, 90% of which are children under the age of five, primarily in developing countries. Public water supplies in developing countries often fail to produce and distribute water that is safe for consumption. Therefore, in many cases, the provision of safe drinking water has become a task of the individual household, and the importance of point of use treatment of drinking water to reduce waterborne diseases. [1]

The purpose of this study was to examine a drinking water filter with unsaturated flow, both its design, and its microbial treatment efficiency. In Norway, *Salmonella typhimurium* phage 28B was used to examine the filters efficiency regarding inactivation and retaining of virus. In both Norway and Kenya, the filter efficiency regarding total coliform bacteria and *Escherichia coli* were studied. The trials were carried out over a period of eight weeks, three at NMBU in Norway, and five at Dala Rieko, Kenya.

The study revealed a low removal efficiency of S.t.28B, where the highest reduction obtained was 1 log<sub>10</sub>. The removal efficiency obtained in Norway regarding total coliforms and E. coli were 3,4 and 3,2 log<sub>10</sub> respectively.

Upon analysis of total coliforms in the laboratory in Kisumu, Kenya, the result showed 0 log<sub>10</sub> removal efficiency. Neither *E. coli* nor *Enterococcus faecalis* were detected in neither the inlet nor the outlet.

At this point, it is not possible to say much about the filters efficiency regarding the inactivation and/or retaining of virus. In this study the filter were only tested for S.t.28B. There may be several reasons for poor inactivation / retaining of this phage. S.t.28B is seen as a conservative virus model as it is thermo tolerant and resistant to pH. For further studies it would therefore be interesting to test for several different viruses.

## Sammendrag

Å gi tilgang til rent drikkevann er ett av de mest effektive midlene for å bedre folkehelsen. I 2002 manglet imidlertid 17 % av verdens befolkning, eller om lag 1,1 milliarder mennesker, tilgang til nok vann, og vann fritt for patogene mikroorganismer. Verdens helseorganisasjon anslår at 1,8 millioner mennesker hvert år dør av diaré, hvor 90 % av disse er barn under fem år, hovedsakelig i utviklingsland. Offentlig vannforsyning i utviklingsland klarer ofte ikke å produsere og distribuere vann som er trygt for forbruk. Anskaffelse av rent drikkevann har derfor ofte blitt en oppgave for hver enkelt husstand, og viktigheten av husholdningsbasert rensing av drikkevannet for å redusere vannbårne sykdommer blir derfor stadig mer anerkjent. [1]

Hensikten med dette studiet var å teste ut et nytt drikkevannsfiler med umettet strømming, både dets utforming, og mikrobiell renseseffekt. I Norge ble *Salmonella typhimurium* fag 28B benyttet ved analyse av filterets evne til å inaktivere og fjerne virus. Både i Norge og i Kenya ble det analysert for totale koliforme bakterier og *Escherichia coli*. Forsøk på filteret gikk over en periode på åtte uker, tre ved NMBU i Norge, og fem ved Dala Rieko, Kenya.

Studiet viste en svært lav fjerning / inaktivering av *Salmonella typhimurium* fag 28B, hvor den høyeste reduksjonen i filteret var på 1 log<sub>10</sub>.

Filterets renseseffekt av totale koliforme bakterier og *E. coli* ved forsøk i Norge, var henholdsvis 3,4 og 3,2 log<sub>10</sub>.

Ved analyse av totale koliforme bakterier ved laboratoriet i Kisumu, Kenya, viste resultatet 0 log rensing. Det ble ikke oppdaget verken *E. coli* eller *Enterococcus faecalis* i inn- eller utløp.

Det er på dette tidspunktet vanskelig å si noe om filterets evne til å holde tilbake / inaktivere virus. I denne oppgaven ble det bare analysert for S.t.28B. Det kan være flere grunner til dårlig tilbakeholdelse / inaktivering av denne fagen. S.t.28B blir sett på som et konservativt modellvirus, da den er varmetolerant og motstandsdyktig overfor pH. Det vil derfor være interessant for videre studie av filteret å analysere for flere ulike virus.

## **Førord**

Denne oppgaven er skrevet for instituttet for matematiske realfag og teknologi (IMT) ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU) våren 2015. Oppgaven markerer slutten på min tid som sivilingeniørstudent innen Vann- og miljøteknikk, og har et omfang på 30 studiepoeng.

Først og fremst vil jeg takke min hovedveileder Arve Heistad for å ha vært en motivator og rådgiver under min masterperiode.

Jeg vil også takke Frydenlund VVS og Hallingplast for deres innsats med å fremstille prototypen av filteret.

En stor takk går til Sweco, Bergen, for å ha gjort min reise til Kenya mulig, og for ellers god støtte og hyggelige samtaler under masterskrivingen. En spesiell takk går til Paul Henriksen fra Sweco, Stavanger, og hans kone Bjørg for at de tok så godt vare på meg de første dagene mine i Kenya.

Under mitt opphold ved Dala Rieko i Kenya, fikk jeg god hjelp fra de ansatte i organisasjonen, og jeg vil spesielt takke Tor Steinar og Ellinor Rafoss for lærerike samtaler og hyggelige stunder. En stor takk går også til Torbjørn Aurlien for faglig innspill og smittende humør.

Jeg vil takke min bror, Lars Grimstad, for at han reddet situasjonen da jeg var uheldig og druknet timeren min i råvannstanken, og for gode råd underveis.

Jeg ønsker også å takke familie og kjæreste for å ha vist engasjement og støtte gjennom hele studiet.

Til slutt rettes en stor takk til alle min «kollegaer» på vann- og miljøteknikk for godt samarbeid gjennom studietiden. En ekstra takk går til Torbjørn Friborg for god oppstartshjelp under laboratoriearbeid ved IKBM.

# Innhold

Abstract.....	1
Sammendrag.....	2
Forord.....	3
1 Introduksjon.....	6
Hovedproblemstilling og målsetning.....	19
2 Metode.....	20
2.1 Filterets utforming.....	20
2.2 Fordeling av vann i filteret.....	21
2.3 Dosering av vann til filteret.....	24
2.4 Filtermateriale.....	27
2.5 Råvann.....	30
2.6 Oppholdstid i filteret.....	31
2.7 Testing for totale koliforme bakterier og E.coli.....	33
2.8 Analyse av <i>Salmonella typhimurium</i> fag 28B.....	36
2.9 Drift av filteret.....	40
3 Resultat og diskusjon.....	41
3.1 Design av filter.....	41
3.2 Ventil.....	42
3.3 Fordeling av vann i filteret.....	43
3.4 Filtermedia.....	57
3.5 Råvann.....	59
3.6 Turbiditet.....	60
3.7 Tracer-test og oppholdstid i filteret.....	62
3.8 Analyse av totale koliforme bakterier og E. coli.....	67
3.9 Analyse av <i>Salmonella typhimurium</i> fag 28b.....	76
4. Konklusjon.....	82
5. Litteraturliste.....	83

Vedlegg A – Måledata fra forsøk gjort på vannmengde ut av ventil. ....	89
Vedlegg B – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne.....	90
Vedlegg C – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne under helning. ....	93
Vedlegg D – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne etter hullene i fordelingsbeholderen er blitt sjekket.....	95
Vedlegg E – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne etter hullene i rillene i fordelingsplaten er blitt sjekket. ....	96
Vedlegg F – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne etter hull nummer 2 ble tettet, og hull 3 og 4 ble laget. ....	97
Vedlegg G – Måledata fra forsøk gjort for å finne fordelingen av vann i sandmassene ved å se på vanninnholdet i 14 sandprøver. ....	98
Vedlegg H – Måledata fra kornanalyse av sand fra Kenya. ....	99
Vedlegg I – Måledata fra analyse av totale koliforme bakterier og E. coli. ....	100
Vedlegg J – Måledata fra analyse av <i>Salmonella typhimurium</i> fag 28 b. ....	101

# 1 Introduksjon

Det er anslått at en tredjedel av dødsfallene i utviklingsland er forårsaket av inntak av forurenset vann, og i gjennomsnitt er så mye som en tiendedel av hver persons produktiv tid ofret til vannrelaterte sykdommer [6]. Kenya er et av de landene som er hardest rammet. Bare 46 % av Kenyas befolkning har tilgang til vann fra en forbedret vannkilde (en kilde som, gjennom dens konstruksjon eller gjennom aktive inngrep, er beskyttet mot forurensning utenfra, spesielt fra forurensninger fra fekalt materiale [2]).

Dessverre fører ikke alltid forbedret vannkilde til forbedring i vannkvalitet og –kvantitet for husholdningen. I tillegg vil tilgangen til vann fra forbedrede vannkilder være periodisk. Følgelig vil en enda høyere prosentandel ikke ha konsistent tilgang til rent vann [3], [10].

Vann som hentes fra disse vannkildene, kan være av glimrende kvalitet. Problemet med forurensning kan først oppstå under lagring av vannet i husholdningen. Kopper og grus blir lagret på jordgulvene, og når disse føres opp i vannbeholderen, vil de føre med seg jordpartikler til vannet. Også bakterier fra latriner kan gjennom denne handlingen tilføres vannet, da disse bakteriene fraktes med menneskene.

Nyanza-provinsen i Vest-Kenya er blant de fattigste regionene i Kenya, hvor 64 % av populasjonen lever under fattigdomsgrensen [3]. I denne regionene har de færreste elektrisitet i hjemmet, få lokalsamfunn har offentlige kraner hvor de kan hente vann, og alle mangler avløpssystemer. Fekal forurensning av overflatevann utgjør derfor en alvorlig trussel mot folkehelsen i landet.



Figur 1: Kart over Kenya. Kilde: <https://projecthandup.org/about-us/where-we-work/>.

Vann hentes som oftest daglig fra dammer og elver i området. Dette er ofte de samme dammene og elvene hvor avløp blir dumpet. Dette vannet er i tillegg ofte svært turbid (100 – 1000 NTU [7]).

Viktigheten av husholdningsbasert rensing av drikkevannet for å redusere vannbårne sykdommer blir stadig mer anerkjent. Forskjellige husholdningsbaserte vannbehandlingsmetoder, som biosand og keramisk filter, kjemisk desinfeksjon (f. eks. klor og jod), desinfeksjon vha. solenergi og naturlig vannrensing har vist å forbedre den mikrobielle kvaliteten på drikkevannet, så vel som å redusere forekomsten av diaré forårsaket av vannbårne patogener [8]. Husholdningsbaserte vannrensemetoder kan brukes til å forbedre kvaliteten og sikkerheten til drikkevann i situasjoner der det ikke finnes trygg vannforsyning, eller hvor vannforsyningen har blitt kompromittert [11].

Rekontaminering av rensed vann grunnet dårlig lagringspraksis eller pga. dypping av uvaskede hender i det lagrede vannet kan være et problem for en rekke desinfeksjonsmetoder som ikke etterlater restbeskyttelse i det behandlede vannet slik som f. eks. klor [9]. [Ref.: A. Heistad]

I kommunale vannbehandlingsanlegg har sandfilter lenge vært brukt som en metode for å rense vann, men da ofte som et steg før desinfeksjon i form av UV-bestråling eller klor. Filtrering er en metode for å separere partikler og suspendert stoff fra vannfasen. På markedet i dag finnes der både hurtigfiltrering og langsomfiltrering. Ved hurtig sandfiltrering vil kornstørrelsen i filtermediet være større enn ved langsomfiltrering. Dette fører til en lavere motstand for vannet som strømmer gjennom filtet, og hastigheten vil derfor være høyere, enn ved langsomfiltrering. Faktorer som spiller inn på behandling av vannet er da bare fysisk tilbakeholdenhet på grunnlag av porestørrelse. Noen mikroorganismer kan bli fjernet i denne prosessen ved at de er festet til partikler som har større porestørrelse enn poreåpningen i filtermassen.

Ved langsom sandfiltrering vil vannet strømme gjennom filteret ved en mye lavere hastighet, og det oppnås (dersom riktig utformet) mikrobiell fjerning gjennom en kombinasjon av fysisk tilbakeholdelse grunnet porestørrelse, adsorpsjon og inaktivering [51].

Når vannet strømmer gjennom filteret i et langsomt sandfilter, vil partikler, bakterier, og virus bli brakt i kontakt med overflaten av sandkornene, hvor de fester seg på grunn av massetiltrekning eller gjennom elektriske krefter. Overflatene blir belagt med et klebrig lag, og det opprettholder en yrende masse av mikroorganismer; bakterier, bakteriofager, rotatorier og protozoer. Alle mikroorganismene fører på de absorberte urenheterne, og på hverandre. Dette belegget fortsetter gjennom noen 40 cm av sengen, hvor ulike livsformer hersker på ulik dybde. Den største aktiviteten finner sted nær overflaten, hvor maten er mest rikelig. [50]



Både ved hurtig og langsom sandfiltrering vil det dannes en biofilm i filtermediet. Ved hurtig filtrering er det hyppig tilbakespyling av filteret, og det er usannsynlig at denne biofilmen bidrar betydelig til partikkelseparasjonen.

Da biofilmen ikke regelmessig vaskes bort ved langsomfiltrering, vil den bli godt etablert, og spille en viktigere rolle i behandlingsprosessen. Det er på grunn av denne forskjellen at langsom filtrering ofte blir referert til som biologiske filtre. [50] det viktigste bidraget fra biofilm antas å være forbedrede filtreringsegenskaper.

I rask sandfiltrering vil et usortert filtermateriale gi raskere trykktapsoppbygging, og dermed utilfredsstillende hydraulisk funksjon. Dette problemet er ikke like stort ved langsom sandfiltrering. En viss grad av ensartethet er likevel ønskelig for å sikre hydraulisk funksjon over lang tid.

Det blir brukt både én-media filtrering, hvor det hovedsakelig brukes sand, og fler-media filtrering, hvor det er vanlig å bruke antrasitt og sand i to-media filtrering, og antrasitt, sand og granat i tre-media filtrering [65]. Den viktigste fordelen med flermediafiltrering, er at du kan bruke filtermedier med avtagende kornstørrelse i strømningsretningen. På denne måten vil man holde tilbake partikler i hele filterpakken, og sannsynligheten for gjentetting i toppen avtar [Ref.: A. Heistad].

Filtermediet bør være sammensatt av harde og holdbare korn, og fri for leire, leirjord, og organisk materiale. Når leire reagerer med vann, dannes det en ikke-permeabel flate, og vannet vil finne den enkleste vei ned gjennom filteret, og dermed ikke oppnå tilstrekkelig rensing. Dersom det er nødvendig, kan sanden vaskes før den tas i bruk for å sikre en sand uten leirpartikler. Denne prosessen vil også fjerne de fineste kornene, og dermed oppnå en enda mer ensartet sand, noe som forbedrer strømningsforholdene. [50]

Jo finere materiale man bruker, jo bedre rensing av vannet vil man oppnå, men finere materiale vil også gi raskere gjennombrudd av filteret. Den viktigste funksjonen til filtermediet er ikke selve kornpartiklene, men heller porerommet i mediet. Behandlingen av vannet foregår i disse porene, hvor suspendert stoff fanges, mikroorganismer vokser, og luft og vann strømmer [52].

Etter tilsetning av sand i filteret trenger det litt tid før filteret har «satt seg» [68]. Denne perioden kalles modningstiden, og i denne perioden vil man se et høyere partikkelinnhold i utløpsvannet enn vanlig.

Etter hvert som partikler avsettes i filteret, vil filtermotstanden øke. Etter en stund vil filtermotstanden være så stor at det vil oppstå gjennombrudd i filteret.

Gjennombrudd kan resultere i at vann strømmer raskt gjennom filteret, som fører til lavere rensegrad med høyere turbiditet i utløpet. Vannet fra utløpet i filteret vil da også kunne inneholde ulike mikroorganismer, og vannet er ikke trygt å drikke.

Ved bruk av så fin sand, som blir brukt i sakte sandfiltrering, er vannhastigheten ved behandling vanligvis mellom 0,1 og 0,4 m<sup>3</sup>/h per kvadratmeter overflate. Med mindre vannet som skal behandles har meget høy turbiditet, kan et filter av denne typen fungere i uker eller måneder uten rensing. Suspendert stoff og kolloidalt materiale avsettes på toppen av sjiktet, hvorfra de kan fjernes ved skraping av overflaten til en dybde på en eller to centimeter. Ved hurtig sandfiltrering vil forurensningene bli fraktet dypere ned i filteret. Som et resultat, blir nødvendigheten for rensing større (ofte hver eller hver andre dag). [50]

For å skaffe erfaringsdata for en bestemt filter- og vanntype kan en i eksperimenter tilføre et sporstoff (for eksempel NaCl) og måle elektrisk ledningsevne ved utløpet. Denne prosedyren kan gjentas flere ganger utover i driftsperioden. På denne måten vil en få kunnskap om hvor lenge filteret kan driftes før kortslutningsstrømninger oppstår. Ved å regelmessig måle oppholdstiden til vannet i filteret ved hjelp av en tracer-test, ville dette gi en indikasjon på når et gjennombrudd er i ferd med å oppstå. Dersom oppholdstiden blir kortere for vannet i filteret, tyder dette på tetninger i filteret, og vedlikehold er nødvendig. Ved normal drift vil kontinuerlige turbiditetsmålinger og registrering av trykktap gi viktige indikasjoner på statusen til filteret. Når turbiditeten i utløpet øker, er dette en indikasjon på tetninger og kortslutningsstrømning i filteret.

Filtertyperne som er nevnt til nå, er konvensjonelle rensemetoder, og baserer seg på mettet filtrering, hvor alle porene i filteret er mettet med vann.

Ved umettet strømming finnes det både luft og vann i porene i filtermediet. Umettet filtrering av vann er en metode som i dag blir brukt nesten utelukkende til avløpsrensing i biofiltre. Et biofilter er en biologisk renseløsning bestående av et filtermateriale med stor spesifikk overflate, hvor det er en biologisk aktiv biofilm av mikroorganismer. [71]

Metningsgraden i filteret har blant annet en innvirkning på tilbakeholdelse og inaktivering av virus i vannet, og studier gjort av Powelson og Gerba i 1994 viste at fjerning av virus ved filtrering under umettede forhold var tre ganger høyere enn fjerning av virus under mettede forhold [12]. Hurst et al. (1980) viste at inaktiveringsgraden av poliovirus 1 økte mens jordfuktigheten til en sandholdig jord økte fra 5 til 15 % og ble deretter redusert når jordfuktigheten økte fra 15 til 25 % [64].

Umettet strømningsforhold i filteret vil resultere i lengre kontaktid mellom mikrober og jordpartikler, som forbedrer effektiviteten av fjerning av patogener i filteret [13]. Mikroorganismene transporteres i vannfilmer som beveger seg ved gravitasjon og kapillærkrefter. Når vanninnholdet avtar vil kapillære krefter holde tilbake vannet i stadig mindre porer. I tørre og halvtørre miljøer vil mikroorganismer transporteres gjennom de minste porene. Dette øker sannsynligheten for fysisk filtrering og avsetning på partikkeloverflaten [14].

Det er i luft-vann-grenseflaten i umettet strømming som har vist seg å være svært effektiv for inaktivering av virus. Schijven og Hassanizadeh (2000) la i sin artikkel frem forskning gjort av Rossi (1994) hvor han viste at inaktiveringen av virus økte ved sterk omrøring. Gjennom sterk omrøring har viruspartiklene en høyere sannsynlighet for å komme i kontakt med luft-vann-grenseflaten. Tilsetningen av organisk materiale (trypton, huminsyre) mettet luft-vann-grenseflaten, og dette minsket sjansen for at viruspartikler kom i kontakt med luft-vann-grenseflaten. Dette resulterte i en redusert inaktiveringshastighet.

Tilsetning av attapulgittleire resulterte i meget hurtig binding av viruspartikler til leirpartiklene, som minsket sannsynligheten for å komme i kontakt med luft-vann-grenseflaten enda mer, og det ble observert en enda sterkere reduksjon av inaktiveringshastigheten. Det ble derfor antatt at kontakt med luft-vann-grenseflaten øker inaktiveringen.

De la også frem studier gjort av Powelson et al. (1990) som viste av MS2 hverken var adsorbent eller inaktivert i en mettet 1 m kolonne med en leiret fin sand, da utløpskonsentrasjonen var lik innløpskonsentrasjonen etter bare to porevolum. I en kolonne, under umettede forhold, ble utløpskonsentrasjonen derimot betydelig redusert. Ved analyse av jordprøver fra umettet kolonne, viste det seg at MS2 absorberte dårlig, men ble fjernet gjennom økt inaktivering. Schijven og Hassanizadeh (2000) viste også til Powelson og Gerba (1994) sine forsøk som viste at ved kolonner under umettede betingelser var fjerning av MS2, PRDI og poliovirus 1 mer enn tre ganger så høy som under mettede betingelser.

Disse resultatene antyder at luft-vann-grensesnittet kan tilbakeholde og/eller inaktivere virus ved transport gjennom umettet jord.

Da Jin et al. [58] undersøkte rollen umettede strømming hadde på virustransport i sand, viste resultatene imidlertid at mekanismene for den økte fjerningen ved umettet strømming kan være forskjellig for ulike virus. Jin et al. brukte i sin studie bakteriofagene MS2 og  $\phi$ X174. Den samme prosentandelen av  $\phi$ X174 ble gjenvunnet i både den mettede og umettede kolonnen, som indikerer at den økte fjerningen av  $\phi$ X174 under umettede betingelser skyldes økt adsorpsjon. Ved tilsetning av oksekjøttekstraktløsning for å utløse adsorberte stoffer var det like effektivt for mettede og umettede kolonner.

En svært ulik atferd ble imidlertid observert for MS2. Mens massebalansen av MS2 fra den mettede kolonnen var lik den i  $\phi$ X174, kunne mesteparten av den tilbakeholdte MS2 i umettet kolonne ikke gjenvinnes ved eluering med oksekjøttekstraktløsning. Dette indikerer en inaktivering fremfor økt absorpsjon.

pH-verdien, der netto overflateladning for virus er i null, blir kalt det isoelektriske punktet. På grunn av MS2 sitt lave isoelektriske punkt ( $pH_{isp}=3.9$ ) ville det være mer sannsynlig at MS2 ble «presset»

mot det hydrofobe luft-vann-grensesnittet sammenlignet med  $\phi X174$  ( $pH_{isp}=6.6$ ), og derfor skjedde det mest sannsynlig en ytterligere fjerning av MS2 ved luft-vann-grensesnittet. Den lave utvaskingen av MS2 ved eludering med oksekjøttekstraktløsning støtter dette. Det viser seg altså at det isoelektriske punktet til ulike virus kan påvirke graden av inaktivering ved umettet strømming.

Det er imidlertid viktig å presisere at denne type forskning er kvalitativ og ikke kvantitativ, men at det er sterke indikasjoner på at denne luft-vann-grenseflaten er svært effektiv ved fjerning av virus.

Et finkornet filtermateriale bidrar med kapillær fordeling av vannet tidlig i filteret. Fordeling av vann er svært viktig for å sikre en umettet strømming. Dersom fordelingen av vann ikke er tilstrekkelig i filteret, vil dette øke belastningen enkelte steder i filteret, og vannhastigheten vil øke i disse områdene. Ved ekstreme tilfeller kan dette føre til mettede forhold. Vannet vil da ikke oppnå ønsket renseseffekt av partikler og mikroorganismer. Tilbakeholdelse grunnet porestørrelse vil da være den eneste faktoren som spiller inn på fjerning av partikler og mikroorganismer.

pH er et mål på surheten i vannet, og er knyttet til konsentrasjonen av  $H_3O^+$ -ion. pH kan måles ved hjelp av et pH-meter som måler  $H^+$ -konsentrasjonen i vannet ved hjelp av en elektrode.

pH-verdien i vannet har, som nevnt tidligere, en påvirkning på ladningen på viruspartikkelen. Dersom pH-verdien overstiger det isoelektriske punktet for viruset, vil ladningen på viruspartikkelen være negativ. En viruspartikkels negative ladning øker jo lavere dets isoelektrisk punkt er ved en gitt pH-verdi i omgivelsene. Dette tyder på at ved bruk av en sand som er negativt ladet, vil det skje en frastøtning mellom viruspartikler og sandpartikkeloverflater. Altså vil virus med lavere isoelektrisk punkt ha en lavere adsorpsjon enn virus med høyere isoelektrisk punkt. Som nevnt tidligere vil virus og bakterier med lavt isoelektrisk punkt imidlertid gjennomgå en høyere inaktivering i luft-vann-grensesnittet. [59]

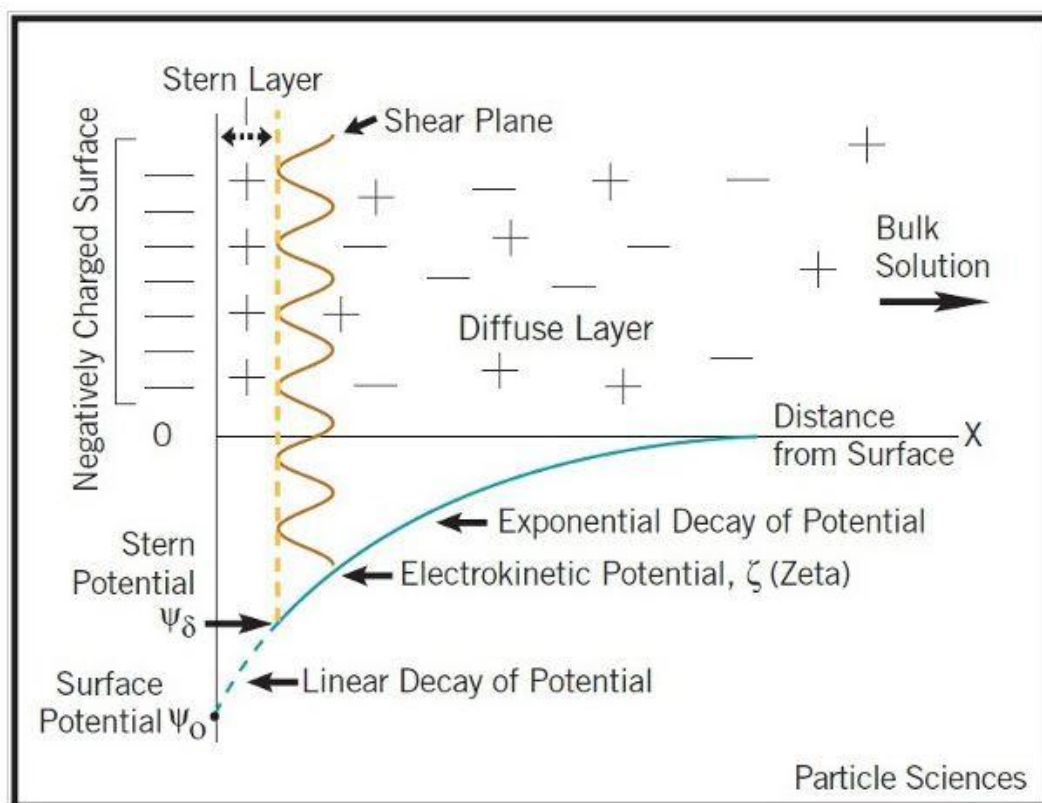
Ladningstettheten (og ladningsfortegn) påvirker hvor godt en viruspartikkel vil feste seg i filteret [15], og i flere batch-studier har det blitt vist at virus fester seg dårligere ved høyere pH. En studie utført i 2010 [18] viste at overflateladningen til MS2-viruset, leirmineralet kaolinit og akvifermediet blir mindre negativ når pH-verdien går ned. Dette resulterte i at de elektrostatiske frastøtningene mellom dem ble svakere, og en større mengde av MS2 ble holdt tilbake.

Ledningsevnen er et mål for vannets ionestyrke, og kan enkelt måles ved bruk av elektrodesensorer. Ionestyrken har vist seg å være en kritisk faktor i å påvirke bakterier og virus sin skjebne og transport i porøse media. For partikler som er elektrostatiske stabiliserte, vil en endring i ionestyrke og ionesammensetning, endre det elektrostatiske dobbeltlagets tykkelse, det vil si avstanden og størrelsen av frastøtende dobbeltlaginteraksjoner mellom partiklene, eller mellom partiklene og overflatene, og dermed endre deres stabilitet og mobilitet [60].

Det elektrostatiske dobbeltlaget består av et lag hvor ionene er sterkt bundet til partikkeloverflaten, kalt sternlaget, og et lag hvor ionene er mindre godt festet, kalt det diffuse laget. I det sistnevnte laget er det en tenkt grense, og alle ionene innenfor denne grensen vil bevege seg med partikkelen når den beveger seg i væsken, mens ionene utenfor grensen vil bli hvor de er. [69]

Tykkelsen på dobbeltlaget avhenger av konsentrasjonen av ioner i løsningen. Et høyere antall ioner betyr flere positive ioner tilgjengelig for å nøytralisere kolloiden. Dette resulterer i et tynnere dobbeltlag. Ved å redusere ionekonsentrasjonen, reduseres antall positive ioner, og resulterer i et tykkere dobbeltlag. [74]

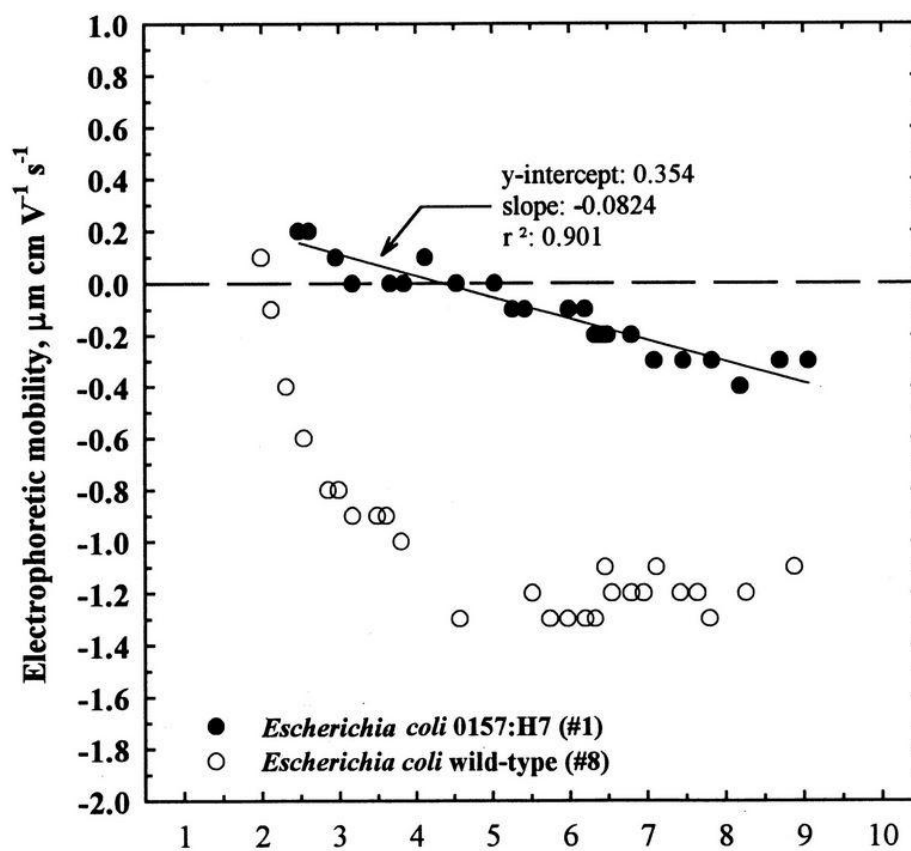
Derjaguin, Verwey, Landau, og Overbeek (DLVO) utviklet en teori om kolloidalt stabilitet, som i dag utgjør hjørnesteinen i vår forståelse av samspillet mellom kolloidale partikler og deres aggregeringsatferd [17]. I følge DLVO-teorien vil en høyere ionestyrke komprimere dobbeltlagene og dermed øke adsorpsjonen av partikler i filteret, og i batch-studier ble det vist at virus har en tendens til å adsorberes sterkere til ulike materialer ved høy ionestyrke [16]. I 2010 ble det gjort en studie hvor det blant annet ble sett på effekten ionestyrken hadde på tilbakeholdelse og transport av kolloideassosierte virus i akvifermediet. Denne viste at ved å øke ionestyrken, økte mengden virus som ble holdt tilbake i akvifermediet og kolloider, og virustransport ble sterkere holdt tilbake [18].



Figur 2: Forenklet modell av det elektriske dobbeltlaget ved en ladet overflate i en vandig løsning. [30]

Potensialet som finnes ved grensen mellom sternlaget og det diffuse laget, kalles zetapotensialet. [69] Zetapotensialet er et mål på størrelsen av elektrostatiske interaksjoner mellom ladede overflater, og representerer overflateladningen som forekommer i nærvær av en vandig løsning når funksjonelle grupper dissosierer på overflaten, eller når ioner adsorberes på overflater, fra løsningen.

Virkningen av pH og ionestyrke på *E. coli* O157:H7 ble undersøkt av Lytle et al. i 1999 [72]. Resultatet viste at etter hvert som suspensjonens pH ble redusert, økte zetapotensialet til *E. coli* O157:H7. Zetapotensialet til *E. coli* O157:H7 økte lineært med avtagende pH-verdier over hele pH-området, og det isoelektriske punktet ble observert å forekomme ved en pH på omtrent 4,3.



Figur 3: virkningen av pH på zetapotensialet av *E. coli* suspendert i 9,5 nM  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ -buffer. pH ble justert med 0,1 M HCl og 5 N NaOH. [72]

Salgin et al. (2012) viste gjennom sin studie av zetapotensialet og isoelektrisk punkt til biomolekyler, at de målte verdiene av zetapotensialet ble vesentlig mindre i alle tilfeller ved en økning i saltkonsentrasjonen. Dette skyldes reduksjon av tykkelsen av det elektriske dobbeltlaget. [69]

Temperatur er en av de viktigste faktorene som påvirker mikrobiell vekst i drikkevann, og den viktigste faktoren som påvirker inaktivering av virus. Grovt sett kan vi si at en 10 °C økning i temperaturen, vil fordoble hastigheten på både biologiske prosesser og kjemiske reaksjoner [19].

Abudi et al. (2011) viste at økende vanntemperatur i sandfilteret, økte fjerningseffektiviteten av BOF<sub>5</sub> (biologisk oksygenforbruk – mål for mengden av oksygenforbrukende materiale i vannet) og KOF (kjemisk oksygenforbruk – mål for mengden av kjemisk nedbrytbart, organisk stoff i vann), hvor rensegraden av BOF ble målt fra 64 % ved 18 °C, og til 78 % ved 32 °C.

En studie gjort av Schijven og Hassanizadeh i 2013 viste at bakteriofagen MS2 ble mer effektivt fjernet ved høyere temperaturer [16]. Også andre studier viser til lignende resultat, blant andre en studie gjort av Green og Cliver (1975) hvor de viste at lave temperaturer gjorde sanden mindre effektiv som sorbent, og viruset inaktiveres mer langsomt, om i det hele tatt. [52].

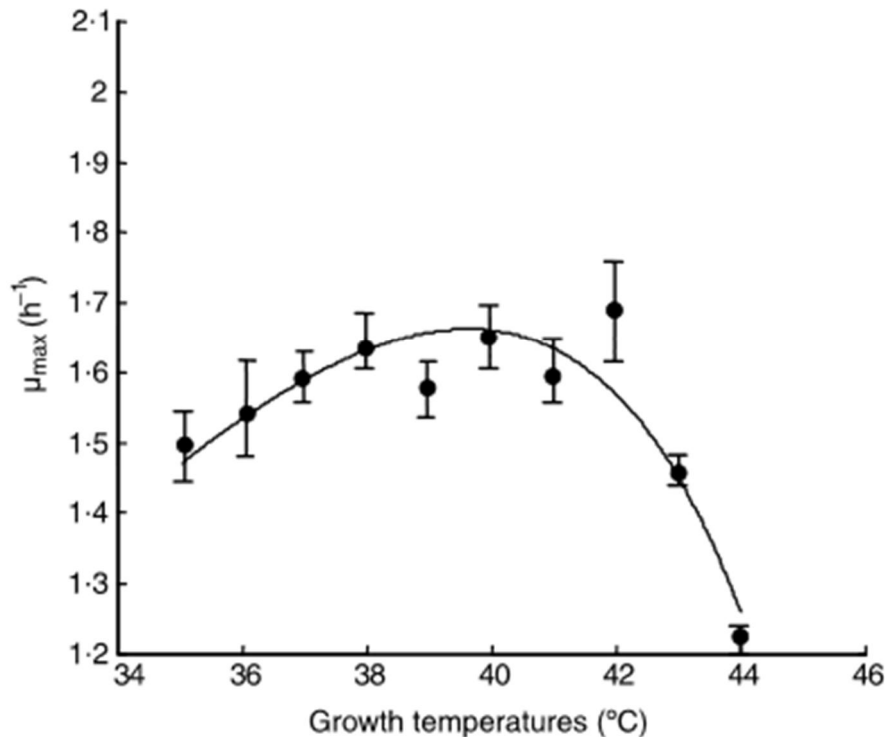
Turbiditeten i vannet vil også ha en betydning for vannets kvalitet. Turbiditet er et mål på lysspredningen på grunn av partikler i vann, og måles som oftest i FTU, men kan også ha benevnningen FNU og NTU (1 FTU = 1 FNU = 1 NTU). Turbiditet i vann er forårsaket av tilstedeværelsen av suspendert stoff slik som leire, silt, organisk og uorganisk materiale, plankton, og andre mikroskopiske organismer [32], [4]. WHO har fastslått at turbiditeten i drikkevann ikke bør overskride 5 FTU.

Farge i vann er i hovedsak et estetisk problem. Farget vann kan gi inntrykk for at vannet er uegnet til å drikke, selv om vannet kan være fritt for patogene mikroorganismer. På en annen side kan farge være en indikator på tilstedeværelse av organisk materiale, slik som alger eller humus. Dersom klor er den valgte desinfeksjonsmetoden vil humusholdigvann kunne danne desinfeksjonsbiprodukter, som kan være skadelig for mennesker.

Mikrobiell forurensning er en de avgjørende punktene med hensyn til den sanitære tilstanden til vannforekomster som benyttes til drikkevannsforsyning. Vannbårne patogene mikroorganismer skilles ut i avføringen til mennesker og dyr, og overføres ved inntak [31]. De patogene mikroorganismene som skaper størst bekymring er bakterier, protozoer og virus.

Bakteriene som forårsaker flest sykdommer gjennom drikkevann er enteriske bakterier. Dette er bakterier som stammer fra tarmen til mennesker eller dyr. Der finnes mange typer enteriske bakterier, blant andre *Escherichia coli* (*E. coli*). De fleste typer av *E. coli* forårsaker ikke sykdom hos mennesker. Den type *E. coli* som er ansvarlig for de fleste rapporterte hendelsene av forurenset mat og drikke er de som produserer giftstoff, kjent som verotoxins eller Shig-lignende giftstoffer. Shigatoksinproduserende *E. coli* forårsaker omtrent 100 000 sykdommer, 3000 sykehusinnleggelser, og 90 dødsfall årlig i USA [75]. Slike bakterier kan vokse ved temperaturer som varierer fra 7 °C til 50 °C, med en optimal temperatur rundt 37 °C [63]. Den mest kjente, og også mest beryktede, *E. coli*-

bakterie som produserer shigatoksin er *E. coli* O157:H7. Figur 4 viser vekstraten til *E. coli* O157:H7 ved ulike temperaturer.



Figur 4: Maksimal spesifikk vekstrate ( $\mu_{max}$ ) observert for *Escherichia coli* O157:H7 ved ulike temperaturer [61].

Typiske symptomer på infeksjon forårsaket av enteriske vannbårne bakterier kan være diare, kvalme og kramper [34]. Noen patogener spres gjennom kroppen fra tarmslimhinnen og forårsaker systemiske infeksjoner, kjent som enterisk feber [35]. Et eksempel på dette er tyfoidfeber, som er forårsaket av bakterien *Salmonella typhimurium*.

Virus er de minste mikroorganismene som kan forårsake sykdom [28]. Virus er obligat intracellulære, dvs. avhengige av å leve og formere seg inne i en vertscelle [54]. Norovirus er en av de viktigste patogene mikroorganismene som gir akutt ikke-bakteriell gastroenteritt, både i industri- og utviklingsland. Det er den ledende årsaken til utbrudd av akutt gastroenteritt globalt, og resulterer i akutt diare, kvalme og oppkast [26], [27]. Norovirus hører til i den gruppen av virus som vi kaller enteriske virus. Enterovirus er små virus, som for eksempel poliovirus, echovirus og coxsackievirus, som vokser i tarmen hos infiserte mennesker eller dyr [24]. Enteriske virus skiller ut i store mengder i



avføring, og har blitt oppdaget i overflatevann, grunnvann, og til og med i behandlet drikkevann. Selv ved svært lave konsentrasjoner kan det forårsake sykdom [22] og [23].

Forekomsten av sykdom forårsaket av Norovirus er høy. En studie fra England (1993 – 1996) rapporterte at Norovirus var den hyppigste identifiserte patogene mikroorganismen i tilfeller av tarminfeksjonssykdommer [66]. I utviklingsland, hvor diarè er en ledende årsak til død hos små barn, er det relativt lite kjent hvilken etiologisk rolle Norovirus har, men estimerer indikerer at mer enn 1,1 millioner sykehusinnleggelse, og nesten 220 000 dødsfall, forekommer blant barn under 5 år hvert år [67]. Norovirus er ekstremt smittomt da den kan infisere og gi sykdom selv ved svært lave doser.

Protozoer representerer en annen type drikkevannsforurensning. Protozoer er mikroskopiske, encellede organismer, og de er i stand til å formere seg i mennesker, noe som medvirker til deres overlevelse, og tillater også alvorlige infeksjoner å utvikle seg fra bare en enkeltorganisme [36]. *Giardia lamblia* og *Cryptosporidium parvum* står for mesteparten av sykdomsutbruddene forårsaket av parasittisk protozoa, henholdsvis 40,6 % og 50,8 % [37].

*Cryptosporidium parvum* er ansvarlig for cryptosporidiose som forårsaker symptomer som feber, hodepine, oppkast, kvalme, kramper og diarè. For personer med nedsatt immunforsvar, som spedbarn, eldre og AIDS-pasienter, kan cryptosporidiose være dødelig. Det meste bemerkelsesverdige utbruddet av denne sykdommen skjedde i Milwaukee, Wisconsin i 1993. Den drepte rundt 100 mennesker, og over 400 000 ble syke etter å ha drukket forurenset vann fra byens vannrensning [55].

*Giardia lamblia* fører til sykdommen giardiasis med symptomer som diarè, kramper, kvalme, generell intestinal ubehag, og vekttap. Høsten 2004 ble Bergen rammet av en omfattende epidemi med giardiasis, da Svartediket i Bergen ble forurenset av avføring fra et infisert menneske eller dyr. Omlag 1 300 personer fikk påvist giardiasis, mens det reelle antall smittede sannsynligvis var i størrelsesorden 5000 - 6000 [56] [57].

Det finnes mange patogene mikroorganismer som er svært vanskelig å oppdage, og det er i dag en umulig oppgave å kontrollere om alt drikkevann er fritt for patogene mikroorganismer. I stedet bruker vi såkalte indikatororganismer. Dette er bakterier som normalt er tilstede i tarmen hos varmblodige dyr, og de kalles fekale indikatorbakterier. Ved påvisning av slike indikatorbakterier indikerer det fersk fekal forurensning.

Kriterier for indikatororganismer for fekal forurensning er som følger [76], [48], [38]:

- De skal generelt ikke være tilstede i ikke-forurenset vann.
- De bør være universelt tilstede i høyt antall i avføringen til mennesker og andre varmblodige dyr.

- De må være spesifikk for fekal forurensning.
- De må være minst like persistente som patogene mikroorganismer mot vannbehandling og desinfeksjonsmetoder.
- De må helst være ikke-patogene, og lett påvisbar ved hjelp av enkle metoder.
- De må ha en die-off-rate som ikke er raskere enn die-off-raten til patogene mikroorganismer av bekymring.

Koliforme bakterier har lenge vært anerkjent som en passende mikrobiell indikator på drikkevannskvalitet, i stor grad fordi de er lette å oppdage og finnes i store mengder i vann som er fekalt forurenset. De er bakterier som er naturlig tilstede i fekalier, og brukes som en indikator på at andre potensielt skadelige bakterier kan være tilstede [20], [25], [6].

Ettersom koliforme bakterier er til stede i store mengder i den normale tarmfloraen hos mennesker og varmblodige dyr, er de en indikator på tilstedeværelse av patogene gastrointestinale mikroorganismer fra infiserte individer. Ulike patogener har imidlertid ulike motstandskrefter mot ulike faktorer, som temperatur, inaktiveringsfaktorer, vannbehandling m.m. Virus er for eksempel generelt mer persistente overfor vannbehandling enn koliforme bakterier, og flere studier har vist at drikkevann fritt for koliforme bakterier fortsatt kan inneholde infeksjøs virus og parasitter som *Cryptosporidium* [21], [29].

Det er hovedsakelig tre faktorer som peker på hvorfor totale koliforme bakterier ikke er en pålitelig indikator på potensiell helserisiko i vann [53]:

1. Koliforme bakterier har vist seg å vokse i drikkevannsdistribusjonssystemer. Dersom en drikkevannsindikator kan formere seg i miljøet eller i drikkevannsdistribusjonssystemer, så innebærer ikke nødvendigvis en deteksjon at systemet har blitt tilført forurensning, eller at vannet representerer en potensiell offentlig helserisiko.
2. Koliforme bakterier har vist seg å være normalt tilstede i jord og vann, og planter. De fleste koliforme bakterier har en opprinnelse fra miljøet og inkluderer plantepatogener, og er vanlig å finne i jord- og vannmiljøer. De fleste slektene av koliforme bakterier har medlemmer som finnes i naturlige miljøer oftere enn de finnes i tarmen hos mennesker og dyr, og det er interaksjon med omgivelsene som resulterer i den innledende koloniseringen i mennesketarmen av koliforme bakterier. [53]
3. Koliforme bakterier har vist seg å ikke alltid være til stede under vannbårne sykdomsutbrudd. En studie av utbrudd av vannbårne sykdommer i USA ble det påvist at en tredjedel av vannforsyningene som var ansvarlig for sykdomsutbrudd, ikke hadde noen totale koliforme bakterier isolert fra systemet [53].

*Escherichia coli*, forkortet E.coli, er den av de koliforme bakterier som forekommer i størst mengde i friske menneskers avføring, og det er anerkjent og rapportert at E. coli er den eneste koliforme bakterien som finnes eksklusivt i mage-tarmkanalen. Tilstedeværelsen av E. coli er derfor mer representativ for fekal forurensning enn andre koliforme bakterier, da den i tillegg forekommer i høyere tall i avføring, og generelt ikke forekommer andre steder i miljøet [53]. Da dette er en bakterie som er spesifikk for tarmen hos mennesker og andre varmblodige dyr, men normalt ikke sykdomsfremkallende, er lett å oppdage og dyrke, og den er funnet i høyere konsentrasjoner enn andre patogene mikroorganismer i vann, er den allment akseptert som indikatorbakterie [41].

E. coli dør ut ved lang tids opphold i vannmiljøet, og dette er blitt benyttet til å avgjøre om avføringen i vannet er fersk. Noen smittestoffer vil imidlertid kunne overleve mye lengre enn disse E. coli, og det aktuelle vannet vil da fremdeles kunne inneholde smittestoffer selv om vi ikke finner E. coli [62]. Enkelte patogener er mer persistente mot vannbehandlingsprosesser enn E. coli, og følgelig kan ikke fekal forurensning oppdages, noe som resulterer i mulig menneskelig eksponering ved drikking [41], [42]. E. coli som indikatororganisme møter derfor ikke kravet som sier at en indikatororganisme minst må være like persistente som patogene mikroorganismer. Enkelte studier har i tillegg vist at E. coli ikke er en pålitelig indikator for enkelte patogene mikroorganismer, da det har oppstått sykdom ved fravær av indikatororganismen.

Likevel er E. coli fortsatt den mikroorganismen som best tilfredsstiller de fekale indikatormikroorganismekriterier [40], [39], og blir også ansett som en mer spesifikk indikator på fekal forurensning enn totale koliforme bakterier. Totale koliforme bakterier kan i tillegg etablere levedyktige populasjoner dersom høye nivåer av karbohydrater er tilgjengelig som næringskilde [43].

I tillegg til E. coli er det nå stadig flere som inkluderer intestinale enterokokker som bakterieindikator ved drikkevannsanalyse. Enterokokker er gram-positive bakterier som er vanlig i avføringen til varmblodige dyr. [45] Enterokokkslekten inneholder en lang rekke arter, hvor en av de vanligste forekommende er *Enterococcus faecalis*

Wheeler et al. viste at *Enterococcus faecalis* har et begrenset vertsområde, og ble funnet i mennesker, hunder, og kyllinger [46]. Den mest alvorlige trusselen mot menneskers helse er antatt å være fra menneskelig fremfor animalsk avføring i vann [44]. Derfor er *Enterococcus faecalis* svært viktig indikator for vurdering av fekal forurensning i vann [25], [44].

Fekale enterokokker er mer spesifikke for fekal forurensning enn totale koliforme bakterier fordi de ikke lett formerer seg i vannmiljøer. En attraktiv indikatorfunksjon, bekreftet av både felt- og laboratoriestudier, er at de har en tendens til å være mer persistente enn koliforme bakterier mot mange behandlings- og desinfeksjonsprosesser, og er derfor bedre egnet som indikator på virus enn koliforme

bakterier. Antallet av disse organismene i avløp er imidlertid generelt noe lavere enn de av avføringens koliforme bakterier.

Selv om fekale enterokokker er mindre tallrike enn koliforme bakterier i fekal forurenset vann, har de altså større overlevelsesegenskaper, og kan derfor brukes til å bekrefte tilstedeværelse av fekal forurensning når *E. coli* ikke blir funnet, eller for å vurdere effektiviteten av renseprosesser [47], [48].

## **Hovedproblemstilling og målsetning**

Målet i denne oppgaven er å undersøke renseseffekten til et husholdningsbasert drikkevannsfiler med umettet strømming, med hensyn til indikatorbakteriene, totale koliforme bakterier og *E. coli*.

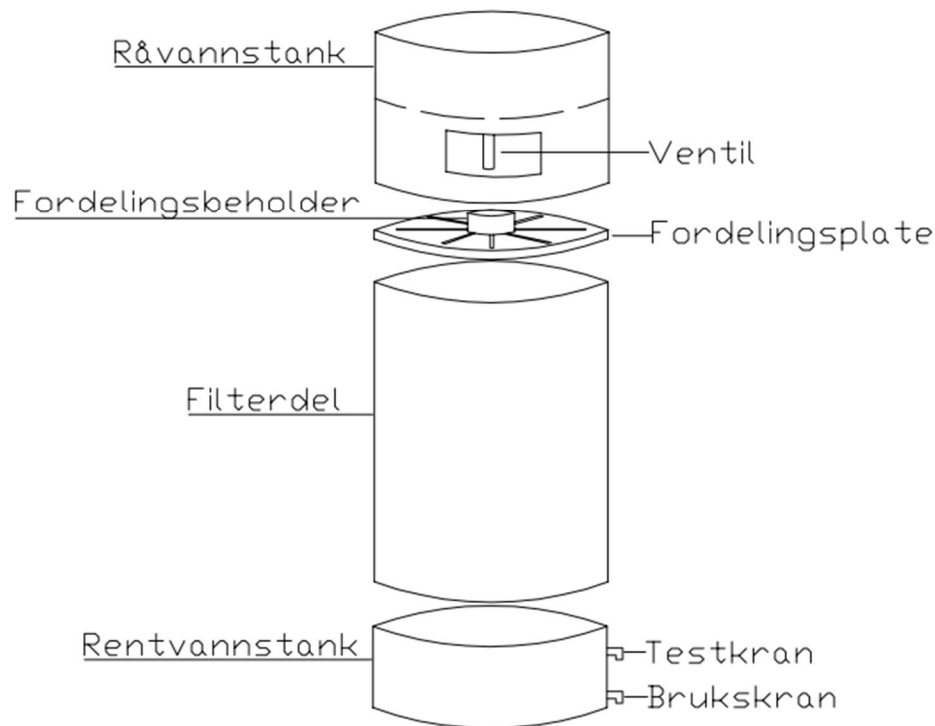
Filterets evne til å inaktivere og/eller holde tilbake virus vil også bli undersøkt.

I tillegg til overnevnte mål, vil også filterets design gjennomgå prøver og rettelser for å optimalisere filterets drift og effektivitet.

## 2 Metode

### 2.1 Filterets utforming

Filteret er laget i materialet polyetylen (PE), og kan deles inn i tre hoveddeler; råvannstank, filterdel, og rentvannstank.



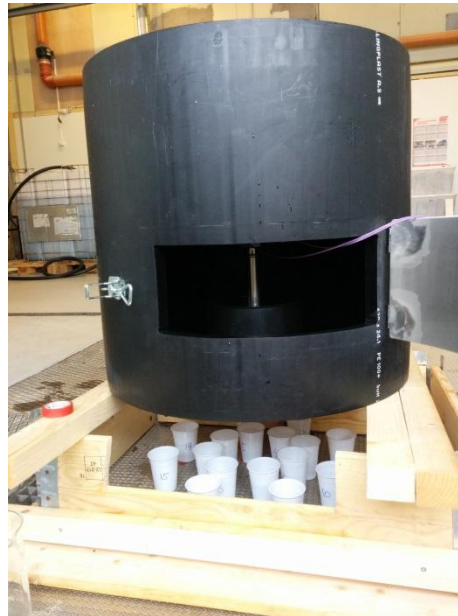
Figur 5: Skissegning av elementene i sandfilteret.

Råvannstanken har et volum på 45 liter. I bunnen av råvannstanken er det åpning ned til filteret. Denne åpningen styres av en ventil.

Vannet som slippes ut gjennom ventilen, renner ned i fordelingsbeholderen som er perforert med 8 hull à 3 mm, i den sirkulære ytterkanten. Hvert hull fører ned til en rille i fordelingsplaten, alt i alt 8 riller. Rillen består av 2 hull à 2 mm, ett innerst mot midten av platen, og ett midt i rillen. Dette ble endret underveis, og rillen består nå av 3 hull, ett helt ytterst, ett innerst, og ett mellom disse hullene - nærmere det ytterste hullet. Når vannet slippes ut gjennom ventilen, fylles fordelingsbeholderen opp, og vannet fordeles ut i de 8 rillene. Det er montert en luke i denne delen, og det er derfor lett å komme til ventil og fordelingsplate.



*Figur 6: Fordelingsbeholderen og fordelingsplaten sett ovenfra.*



*Figur 7: Råvannstank og ventil.*

Fra fordelingsplaten går vannet ned i selve filterdelen. Denne har en innvendig diameter på 60 cm og innvendig høyde på 80 cm. Dette gir et volum på 226 liter. Bunnen i filteret består av en perforert plate hvor det rensende vannet strømmer ut.

Den nederste delen av filteret består av en rentvannstank. Her samles vannet som er blitt rensset i filtersengen, og lagres trygt fram til bruk, da den tette beholderen hindrer ferdigrenset vann i å bli forurenset av grunner som beskrevet i introduksjonen.

Beholderen er utstyrt med to kraner, én for å ta ut vann til bruk, og én for å ta ut vann til analyser og tester. Vannet som kommer i testkranen er samlet opp i en renne som er plassert i toppen av rentvannstanken, rett under den perforerte bunnen i filteret. Under forsøk er det derfor viktig å passe på at rentvannstanken ikke fylles opp mer enn 35 liter (som er volumet under rennen). Selve rentvannstanken har et volum på ca. 40 liter.

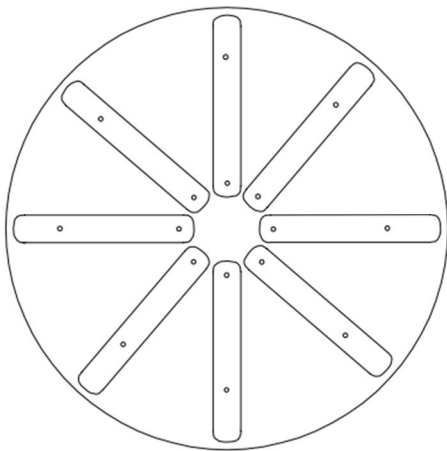
## **2.2 Fordeling av vann i filteret**

For å sikre at vannet fra råvannstanken ble jevnt fordelt i filtermassen, ble en test av fordelingsplaten i filteret utført. For å få en mest mulig nøyaktig måling på fordelingen av vannet, ble vannet fra hvert hull samlet opp, og veid. Under hvert hull ble det plassert plastkopper, og etter hver gjennomkjøring ble koppene veid, og vekten ble notert.

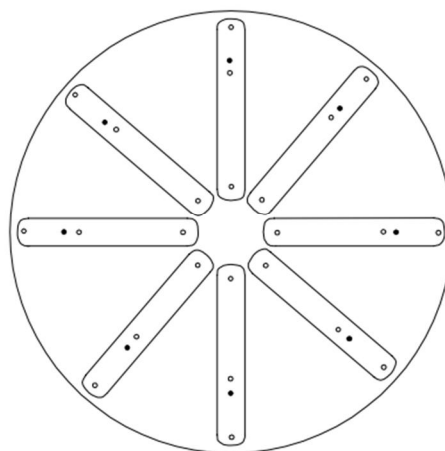
Ved installering av et slikt filter er helningssensitivitet en svært viktig faktor. Filteret ble testet på fordeling ved både 1 og 2 ° ut av vater. Filteret ble bygget opp på sidene, og helningsgraden ble notert. Forsøk med fordeling under helning ble gjennomført ved vekt av vann ut av hullene i fordelingsplaten, som beskrevet over. Forsøket ble gjentatt for helning mot venstre og høyre.

Jeg oppdaget tidlig en ujevn fordeling av vannet. Det ble derfor gått over alle hullene i fordelingsbeholderen med boremaskin og 3 mm bor for å sikre at hullene var ensformet hele veien gjennom platen. Deretter ble flatene på inngang og utgang av hvert hull pusset for å sikre at det ikke var noe som hindret vannets gjennomstrømning. Forsøk med gjennomkjøring av vann i fordelingsplaten ble gjentatt, men denne gangen uten råvannstanken. 1,5 liter (som tilsvarer ca. 10 sekunders åpningstid) ble helt i fordelingsbeholderen. Vannet i koppene ble veid på nytt, og vekten ble notert. Samme prosedyre ble fulgt for gjennomgang av hullene i fordelingsplaten

Etter en vurdering av fordelingsplatens utforming, og konferering med veileder, kom vi frem til at tre hull ville gi en enda bedre fordeling enn to. Det ytterste hullet i hver rille ble tettet igjen med en rustfri, syrefast skrue, og to nye hull ble laget, se figur 8 og 9. Forsøk på fordeling ble gjentatt.



*Figur 8: Illustrasjon av fordelingsplaten før nye hull.*



*Figur 9: Illustrasjon av fordelingsplaten etter nye hull. Gjentettet hull er markert med svart.*

Ved endt prøvetakning av utløpsvannet fra filteret ved NMBU, ble filteret åpnet opp, og det ble tatt prøver fra sanden i filteret. Prøvene ble tatt fra ulike dybde i filteret, og både i området under rillene og i området mellom rillene. Dette ble gjort for å se på fordelingen av vannet i sandfilteret, og hvor mye kapillære krefter hadde påvirket fordelingen. De syv første prøvene ble tatt på en dybde på 10 cm ned i filtermassen, de neste syv, 40 cm ned i filtermassen.



*Figur 10: Prøver ved 10 cm dybde.*



*Figur 11: Prøver ved 40 cm dybde.*

De ulike sandprøvene ble lagret i små aluminiumsbeholdere, og nummerert (1 – 14). Prøvene ble veid, og vekten på de ulike prøvene ble notert. Prøvene ble deretter plassert i en ovn over natten, som holdt en temperatur på 105 °C. Da prøvene ble tatt ut av ovnen dagen etter hadde alt vannet fordampnet, og prøvene ble veid på nytt.



*Figur 12: Veiing av sandprøve før tørking.*



*Figur 13: Sandprøver klar til veiing.*

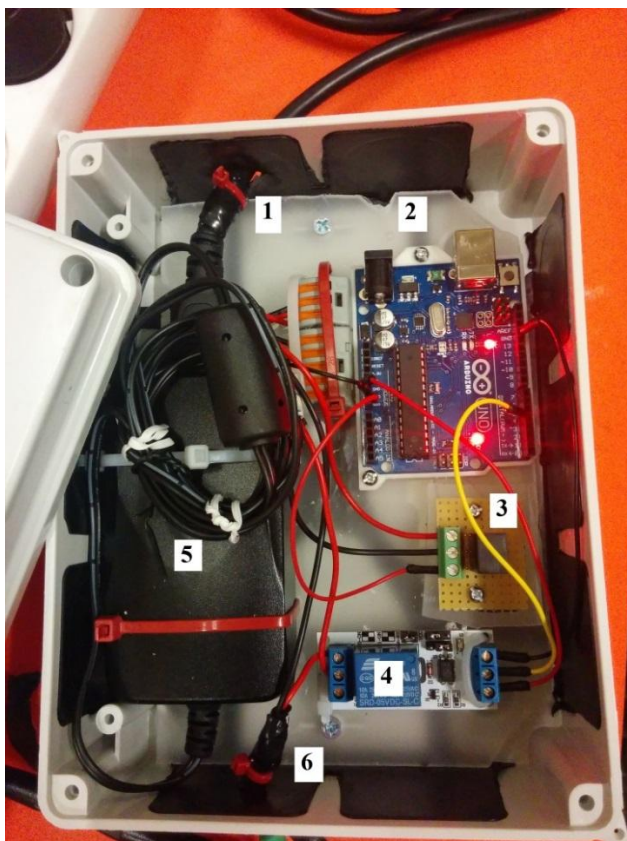


## 2.3 Dosering av vann til filteret

Dosering av vann til filteret ble styrt av ventil fra råvannstanken. Denne ventilen ble styrt av to separate timere, én som styrte lukketid og én som styrte åpningstid. Timeren som styrte lukketiden slo seg av etter valgt tid var over. Når denne timeren slo seg av, aktiveres timeren som styrte åpningstiden, og denne holdt ventilen åpen i valgt tid. Når denne timeren slår seg av, slår timer som styrer lukketid seg på, osv.

Det ble utført flere forsøk på ulike åpningstider og lukketider for å finne en passende innstilling for filteret. Det ble også gjort forsøk på vannmengder ut av ventilen ved ulik vannmengde i råvannstanken og ved ulike åpningstider. Dette ble gjort ved manuell styring av både åpningstid og lukketid på timerene, og mye prøving og feiling for å finne åpningstid og lukketid som ga ønsket mengde vann i døgnet. Innstillingen som ble brukt videre i forsøkene var en lukketid på 40 min og åpningstid på 6 sek.

17. februar ble timeren uheldigvis dyppet i vann, og ble satt ut av drift. Grunnet liten tid før avreise til Kenya, hastet det med å få startet filteret. Lars Grimstad ble kontaktet, da han, gjennom sitt doktorgradsstipendiat ved NMBU, jobber innen robotteknikk, og har tidligere kurset i bruk av mikrokontroller. En ny, og mer moderne timer (kontroller) ble fremstilt samme kveld. Kontrolleren, samt tilhørende elementer, ble montert i en koblingsboks, som vist i figur 14.

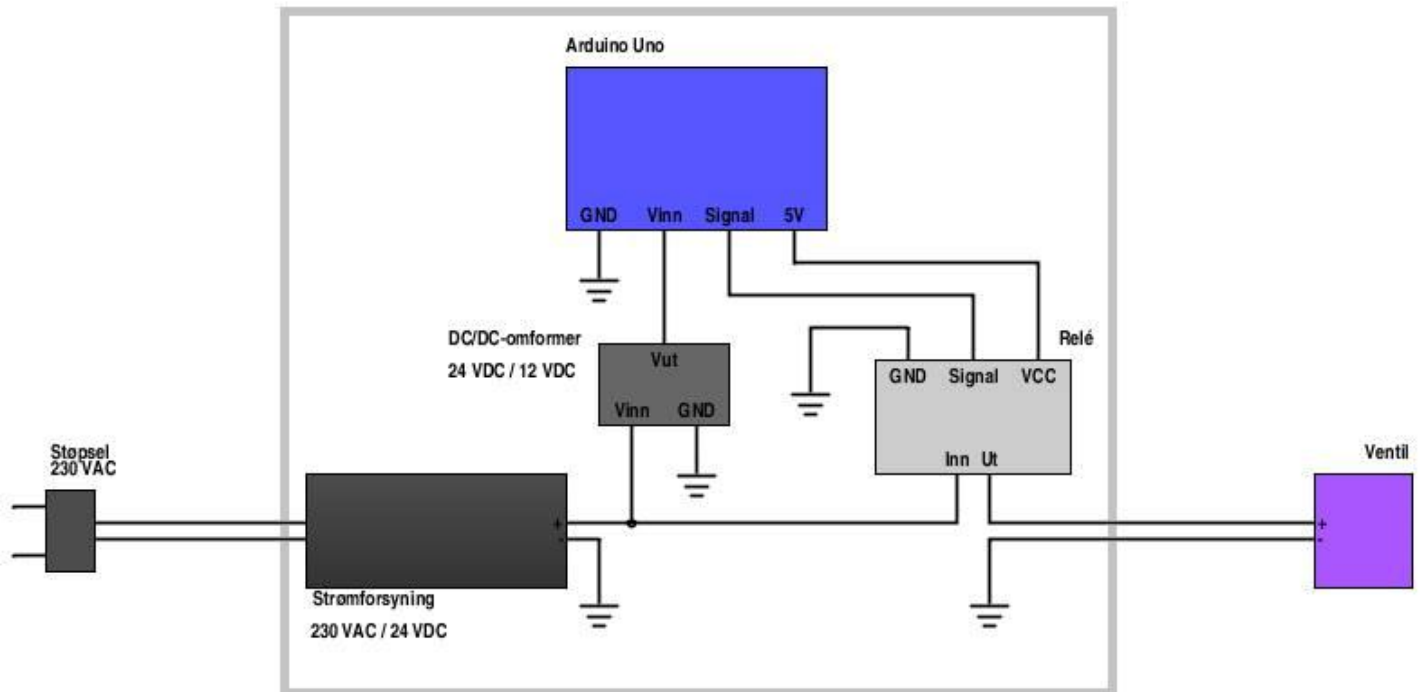


Ulike elementer i koblingsboksen:

1. 230 VAC inn
2. Arduino Uno
3. DC/DC-omformer (24 V – 12 V)
4. Relé
5. Strømforsyning
6. 24 VDC ut

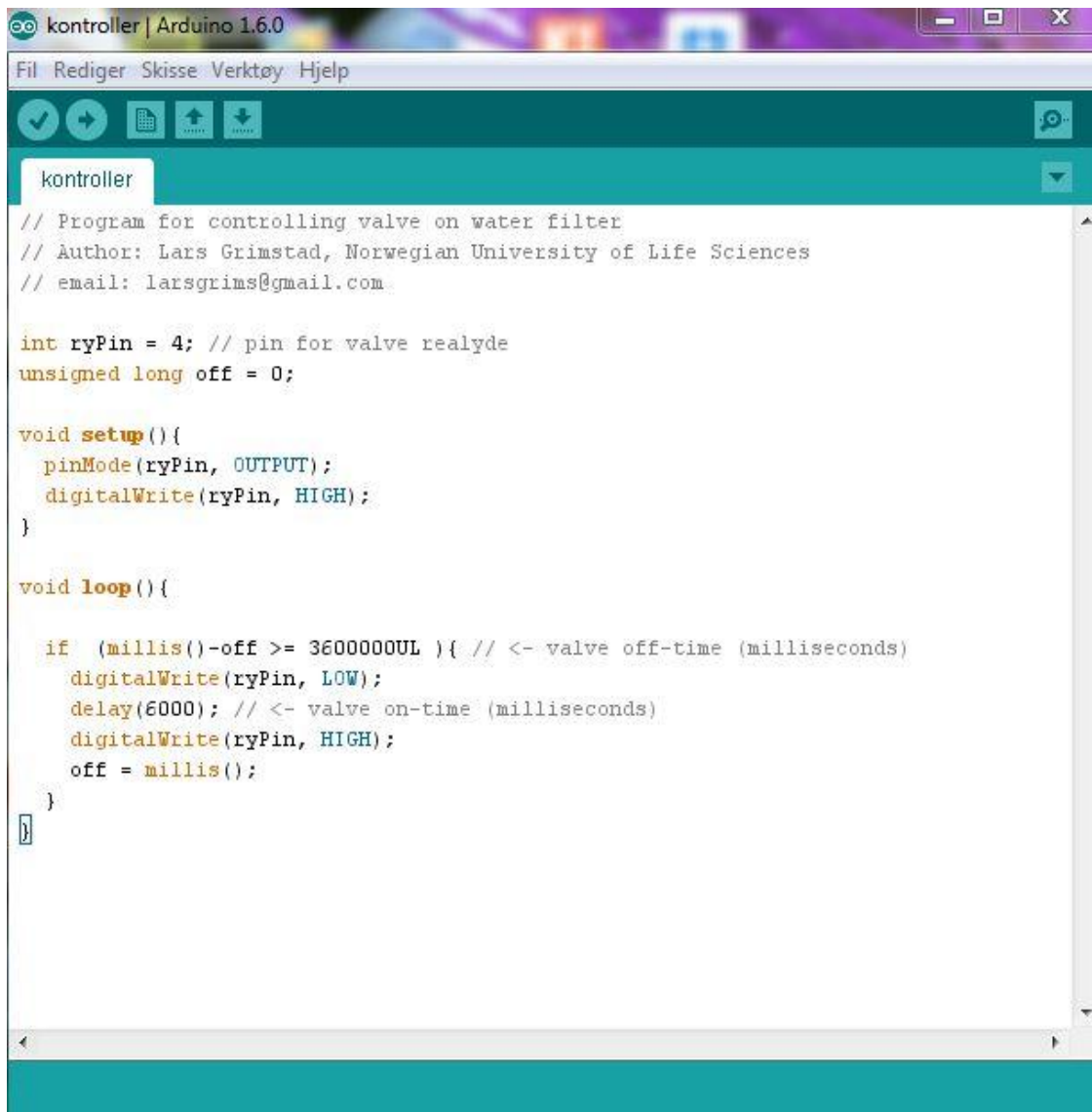
Figur 14: Kontroller til doseringsventilen.

Timeren som styrer doseringsventilen består av komponenter som figur 14 viser. I Norge ble det lokale strømmettet (230 VAC) benyttet, og oppsett som vist.



Figur 15: Et forenklet koblingsskjema til timeren til doseringsventilen.

Figur 15 viser det forenklete koblingsskjemaet til den nye kontrolleren. Arduino-brettet er programmerbar via USB-kabel fra PC. Se figur 16 for input fra PC til Arduino benyttet til doseringsventilen.



```
kontroller | Arduino 1.6.0
Fil Rediger Skisse Verktøy Hjelp
kontroller
// Program for controlling valve on water filter
// Author: Lars Grimstad, Norwegian University of Life Sciences
// email: larsgrims@gmail.com

int ryPin = 4; // pin for valve realyde
unsigned long off = 0;

void setup(){
  pinMode(ryPin, OUTPUT);
  digitalWrite(ryPin, HIGH);
}

void loop(){

  if (millis()-off >= 3600000UL ){ // <- valve off-time (milliseconds)
    digitalWrite(ryPin, LOW);
    delay(6000); // <- valve on-time (milliseconds)
    digitalWrite(ryPin, HIGH);
    off = millis();
  }
}
```

Figur 16: Inputdata til Arduino Uno, ved lukketid 60 min og åpningstid 6 sek.

Filteret drives i dag av denne kontrolleren.

Etter filteret var i drift, og tester på effektiviteten på filteret skulle igangsettes, ble det flere faktorer som var med på å bestemme åpne- og lukketiden. Ved prøvetakning fra filteret tas det ut vann fra testkranen. Denne kranen befinner seg (på sitt laveste punkt) 12,4 cm fra bunnen i rentvannstanken. Dette tilsvarer et volum på ca. 35 liter. For å få så nøyaktige målinger som mulig fra kranen, var det ønskelig å holde vannivået i tanken under dette nivået. Ved en innstilling på 40 min lukketid og 6 sek åpningstid, ville vi få et volum i rentvannstanken på ca. 36 liter. Dette volumet oversteg ønsket volum, og endringer på kontrolleren var nødvendig. For å sikre uforstyrrede prøver fra testkranen, ble kontrollerens nye innstillinger 43 minutter lukketid og 6 sekunder åpningstid. Dette tilsvarer ca. 33,5 liter per døgn.

Etter mikrobiell testing av filteret, var det mistanke om at belastningen på filteret var for høy. Ved ankomst i Kenya ble kontrolleren justert til en lukketid på 60 min og en åpningstid på 6 sek. I løpet av ett døgn, med denne innstillingen, kom det da ca. 24 liter vann i rentvannstanken.

Ventilen i filteret krever 24 V DC, 16 W. Ventilen trenger ikke strøm så lenge den er lukket, men bruker strøm når ventilen er åpen.

Ventilen trenger altså ikke mye strøm, men den trenger kontinuerlig strøm.

Slik som strømtilførselen ofte er i U-land, er den av varierende kvalitet og kvantitet. Ved bruk av offentlig strømforsyning vil man kunne oppleve strømbrudd i korte eller lengre perioder. Dette vil medføre problemer for driften av filteret. Dersom kontrolleren mister tilførselen av strøm, vil ventilen forbli lukket frem til strømmen kommer tilbake. Når strømmen er tilbake, vil kontrolleren restarte seg, og den starter da med lukketiden først. Da selv svært korte strømbrudd vil ha denne effekten, vil vi risikere at ventilen forblir lukket mye lengre enn ønsket.

For å unngå problemer knyttet til ustabil strømforsyning, ble et eget solcellepanel til filteret installert ved Dala Rieko, i Kenya. Solcelleanlegget ble installert av det lokale ingeniørfirmaet Nango Solar. Dette er et firma som spesialiserer seg innen solenergi, og er drevet av Bruce Cameron.

Solcellesystemet består av et 20 W multikrystallinsk solcellepanel, montert på en stålramme på toppen av taket, et forseglet 12 V, 18 Ah batteri (Gaston), en 6 A laderegulator (SunPower 6), og en DC/DC-omformer som tar 12 V fra batteriet, og gir ut 24 V. I tillegg til dette er det også to brytere. Den første mellom batteriet og DC/DC-omformeren, og den andre mellom DC/DC-omformeren og arduinobrettet. Batteriet, laderegulatoren, omformeren, boksen som inneholder arduinobrettet, reléet, og strømforsyningen, og de to bryterne, ble montert på et trebord som er skrudd i veggen ved siden av filteret. Kontrolleren kan fortsatt driftes av det lokale strømnettet dersom dette er ønskelig.

Arduinobrettet styrer, som tidligere nevnt, åpning og lukking av ventilen. Arduinobrettet krever 12 V, som den trekker fra DC/DC-omformeren. Omformeren får 24 V fra batteriet, og gir ut 12 V til arduinoen. Batteriet lades av solcellepanelet gjennom en 6 amper laderegulator. Strømmen som leveres av batteriet kan opprettholde driften av filteret selv om natten, og i perioder med lite sol.

## **2.4 Filtermateriale**

Ved testing av filteret i Norge ble det brukt fin sand med kornstørrelse 0,2 – 1 mm. Dette var sand for sement-, fuge- og pussebruk, kjøpt på Biltema.

Før tilsetning i filteret, ble sanden veid.

For å hindre gjentetting av den perforerte bunnen i filtertanken, ble de 2 nederste cm fylt med filtralight (kornstørrelse 0,8– 1,6 mm). Filtralight ble hentet fra sekker ved NMBU. Disse sekkene med filtralight var frosset, og det ble derfor tatt i bruk slegge for å slå løs massene vi trengte. Filtralight ble skyldt med varmt vann etter henting. Etter tilsetning av filtraligh, og deretter 10 cm med fin sand, ble hullene i bunnen av filteret stukket opp manuelt med en 2 mm bor. Med den lave belastningen i dette filteret, vil det ikke oppnå noe særlig masseforflytning av sanden. Dersom man sikrer frie hull etter første påfylling av sand, vil man mest sannsynlig ikke oppleve gjentetting av hullene. Dette var ikke en lett oppgave, men da det var mulig å ta ut plater i gulvet, var det enklere å komme under for å stikke boren i hullene.

Ved endt forsøksperiode ved NMBU, ble filteret veid. Dette ble gjort for å finne vannprosenten i filteret. Det ble benyttet en hengevekt for å veie filteret, og en truck ble brukt for å løfte filteret. Vekt av filteret, fylt med sand og vann, ble notert.

I Kenya ble det testet sand både fra stranden ved Dala Rieko (Victoriasjøen) og fra et område ikke så langt fra Dala Rieko, kalt Wera. Dette var sand fra en åpen slette. Ca. 5 liter av hver sandtype ble siktet, vasket og tørket, og jeg vurderte resultatet. Sanden fra Wera ble valgt da denne hadde en finere og jevnere kornfordeling enn sanden fra stranden.



*Figur 17: Henting av sand i Wera.*

For å oppnå ønsket kornstørrelse fikk jeg laget en sikt. Denne sikten måtte ha en poreåpning på 1mm. Den lokale snekkeren fikk oppdraget. For å oppnå den fine poreåpningen ble det brukt to

myggnettinger (å med poreåpning 2 x 2 mm) som ble lagt i kryss. På hver ytterside ble det lagt en grovere netting for å fjerne de groveste kornene.

Etter sikting av sanden, ble sanden vasket. Dette for å hindre mulige leirpartikler i sanden, samt humus. Sanden ble deretter kokt for å fjerne mulige patogene mikroorganismer som vil kunne forstyrre vannprøvene fra filteret. Hver 10 liter med fuktig sand ble kokt i 30 min.

Etter at filteret var fylt opp med ca. 10 cm med sand stakk jeg opp hullene i bunnen av filteret manuelt med en 2 mm bor for å sikre frie hull. Her var det derimot vanskelig å komme til for å sikre frie hull i bunnen av filteret. Vannet som kom ut i utløpet etter første gjennomkjøring var svært turbid (418 FTU), og det var tydelig at sanden fortsatt inneholdt store mengder humus. Sanden ble fjernet, og vasket på nytt – denne gangen til vannet som ble helt av sanden (fra trillebår) var så klart som vannet vi skylte den med tillot. Det trengtes ca. 1000 liter vann per 10 liter sand. Vannet ble pumpet opp fra Victoriasjøen.

Et annet problem som ble oppdaget etter første gjennomkjøring av filteret, før sanden ble vasket på nytt, var at det ikke kom vann ut fra testkranen. Dette antok jeg skyltes en tetting i bunnen av filteret. Før filteret ble fylt opp på nytt ble derfor en ren kjøkkenklut benyttet i bunnen for å hindre sanden i å legge seg i hullene.



*Figur 18: Kjøkkenklut i bunn av filteret.*



*Figur 19: Filteret fylt med sand.*

0,6 kg sand ble fraktet hjem til Norge, og analysert ved NMBU, både vasket og uvasket. For å sikre en helt tørr sand, ble sanden tørket i ovn som holdt 105 °C over natten (19 timer). Sanden ble deretter veid.

For å gjennomføre denne kornfordelingsanalysen ble det brukt siktesats med følgende siktåpninger: 2,0 mm, 1,0 mm, 500 µm, 250 µm, 125 µm, 63 µm + bunn. Før sikting ble alle siktene børstet med kost for å fjerne eventuelle kornrester fra tidligere forsøk. Sanden ble tilsatt siktesatsen, og sikting ble

gjennomført. Sand fra hver av siktene ble veid med en finkalibrert vekt (0,01 g). Tilslutt ble også samlet vekt notert for å se hvor mye sand som forsvant under forsøket.



Figur 20: Siktesats.



Figur 21: Vekt av korn mindre enn 2 mm og større enn 1 mm.

## 2.5 Råvann

Ved forsøk i Norge ønsket vi å benytte oss av vann som kunne ligne vannet vi ventet oss fra Victoriasjøen. For å sørge for sikker tilførsel av totale koliforme bakterier og E.coli i vannet til prøver, samt oppnå en høyere turbiditet i vannet, ble 4 liter gråvann fra tank i vannlaboratoriet ved NMBU, som samler gråvann fra studentboligene i Kajaveien, blandet i 29 liter springvann, til sammen 33 liter råvann. Før vann fra gråvannstanken ble hentet, sørget jeg for å få tilført ferskt gråvann inn i tanken. Dette for å sikre fersk tilførsel av totale koliforme bakterier og E.coli.

Dette vannet hadde ved 10 °C en ledningsevne lik 202  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , pH lik 7,36 og turbiditet lik 18,8 FNU.

I Kenya ble vann fra Victoriasjøen brukt som råvann. Innsjøvannet ble pumpet opp ved hjelp av solpumper (pumper drevet av solenergi), og ført gjennom et grovt filter for å fjerne de største partiklene i vannet. Dette vannet hadde ved 24,5 °C en ledningsevne lik 162,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , pH lik 7,9 og turbiditet lik 11,10 FTU.

For å oppnå målbare verdier av E. coli og totale koliforme bakterier i utløpet, ble 2,5 liter dusjvann blandet i 21,5 liter innsjøvann.

Ved oppstart av filter både i Norge og i Kenya, ble rent vann brukt i innkjøringsfasen. I Norge ble det brukt springvann, og i Kenya ble det brukt vann som hadde stått ute i beholdere i solen i 24 timer for sterilisering. Dette vannet ble benyttet som råvann frem til filteret var stabilt. Stabilitet av filteret ble kontrollert ved å samle opp vann fra utløpet i en periode på 2 timer, og sammenligne dette med vannmengden inn i filteret.

## **2.6 Oppholdstid i filteret**

Oppholdstiden (eller ett porevolum) i filteret kan finnes gjennom ulike prosesser. For å beregne teoretisk oppholdstid i filteret, bruker man vannprosenten i filteret til å finne ut hvor stort ett porevolum er.

Før oppstart av filteret ble alle komponentene veid, og vekten ble notert. Hver sandsekk ble veid før den ble helt i filteret. Filteret ble veid mot slutten av forsøksperioden ved NMBU. Da filteret veier ca. 400 – 500 kg, ble truck og hengevekt med digitalt display tatt i bruk for å få veid filter med sand og vann. Var her nøye på at råvannstanken og rentvannstanken var tømt, og at kranene stod åpne for å slippe ut filtrert vann.

En annen metode for å finne vannets oppholdstid i filteret, er å kjøre en tracer-test. En tracer-test er en metode for å estimere strømmingen i filteret, ved at salt (som vil øke ionestyrken i vannet) blir tilsatt innløpsvannet, og elektrisk ledningsevne blir målt i utløpet. I Norge ble det tatt en slik test etter filteret hadde stabilisert seg. For å undersøke hvor mye salt som måtte tilsettes for å kunne få målbare verdier i utløpet, ble 1 liter råvann tilsatt litt og litt salt. Saltmengden som ga en målbar endring i ledningsevnen ble notert (0,3 gram).

Når man tilsetter salt i et filter som dette kan man risikere at saltet fortynnes i alt vannet som er i filteret. Dette gjorde at jeg måtte ta et par antakelser når det kommer til vanninnholdet i filteret (hadde enda ikke fått mulighet til å veie filteret for å finne vanninnholdet). Med den sanden jeg brukte antok jeg (etter konferering med A. Heistad) et porevolum på ca. 35 %. Deretter antok jeg at ca. 25 % av porevolumet var fylt med vann. Ved hjelp av disse antakelsene kunne jeg estimere hvor mye vann som var i filteret til enhver tid.



$$A = \frac{\pi D^2}{4} = \frac{\pi * 0,6^2}{4} = 0,2827 \text{ m}^2$$

$$V = AL = 0,2827 \text{ m}^2 * 0,8 \text{ m} = 0,226 \text{ m}^3$$

$$\text{Porevolum} = V * 0,35 = 0,226 \text{ m}^3 * 0,35 = 0,0791 \text{ m}^3$$

$$\text{Vanninnhold} = \text{Porevolum} * 0,25 = 0,0791 \text{ m}^3 * 0,25 = 0,02 \text{ m}^3 = 20 \text{ l}$$

Dette utgjorde 6 gram salt. 6 gram salt ble blandet med 10 ml springvann, og blandingen ble tilsatt fordelingsbeholderen samtidig som ventilen åpnet seg, i 6 sekunder.

For måling av ledningsevne, pH og temperatur, ble det kompakte, digitale presisjonsmeteret Multi 3430 benyttet. Dette instrumentet ble koblet til PC og stod og logget ledningsevne, pH og temperatur i 38 timer, til saltet var ute av systemet.



Figur 22: Oppsett ved logging av ledningsevne under tracer-test.

Også i Kenya ble det kjørt tracer-test. Denne ble gjennomført så snart filteret hadde stabilisert seg. Det viste seg å være svært vanskelig å få tak i vekt som var sensitiv nok til å måle så små doser salt. Jeg fant en overgang mellom gram salt og ml salt på internettet, og jeg fant da at 5 gram salt tilsvarer omtrent 4,5 ml salt. Jeg visste også at en teskje rommer omtrent 5 ml. Jeg tilsatte derfor 1 flat teskje salt i systemet, og instrumentet stod og logget som i Norge, til saltet var ute av systemet, og ledningsevnen i utløpet var tilbake til normalen.

## 2.7 Testing for totale koliforme bakterier og E.coli

For å undersøke filterets evne til å fjerne/inaktivere totale koliforme bakterier og E. coli, ble det tatt prøver fra både inn- og utløp for å se på forskjellen i konsentrasjon, og dermed se hvor mange  $\log_{10}$  reduksjon filteret oppnådde.

For å sikre målbare verdier i utløpet ble det, som tidligere nevnt i kapittel 2.6, tilsatt 4 liter ferskt gråvann fra tank i vannlaboratoriet ved NMBU, i 29 liter springvann.

Det ble tatt prøver fra filteret over en periode på 3 dager. Prøvene som var tatt fra filteret ble testet for både totale koliforme bakterier og E. coli, og *Salmonella typhimurium* fag 28B. Sistnevnte kommer jeg tilbake til i kapittel 2.8.

Fra innløpet ble det tatt prøver hver dag etter råvannstanken var fylt med vann. For å kontrollere at konsentrasjonen i råvannstanken ikke varierte, ble det i tillegg tatt ut tre prøver med åtte timers mellomrom. Det ble i alt fem prøver fra innløpet, hver prøve på 20 ml.

Fra utløpet ble det tatt 11 prøver med åtte timers mellomrom, hver prøve på 20 ml.

Temperatur, pH og ledningsevne ble målt før hver prøve ble tatt. Prøvene ble merket med nummer, dato og klokkeslett, og lagret i kjøleskap for å hindre videre vekst av mikroorganismene jeg ønsket å teste for.

Colilert-18<sup>®</sup> og Quanti-Tray<sup>®</sup> (Idexx Laboratories Inc., USA) ble brukt for å estimere konsentrasjoner av totale koliforme bakterier og E. coli i vannprøvene. Denne analysen baserer seg på en kjemisk reaksjon mellom reagenser i vekstmediet og enzymer som er produsert av koliforme bakterier. Når koliforme bakterier metaboliserer næringsindikatoren ONPG dannes en gul farge. Dersom det er E. coli tilstede vil disse bakteriene metabolisere en annen næringsindikator (MUG) som gir fluorescense. Antall koliforme bakterier og E. coli leses ut av en tabell, basert på antall gule (koliforme bakterier) og fluoriserende (E. coli) lommer. [54]

Da det ikke var mer enn 19 ml tilgjengelig for testing (1 ml ble brukt under analyse av virus), ble 15 ml prøve pipettert ut og blandet i sterile 100 ml flasker med 85 ml sterilt fortynningsvann (fortynnet 0,82 ganger). Næringssubstrat ble tilsatt, og blandingen ble ristet godt. Blandingene fikk stå til skummet som ble dannet under ristingen hadde lagt seg. Deretter ble blandingen helt i brettet som besto av 49 store og 48 små lommer, og det ble dunket lett på brettet for å sikre at mulige luftbobler gikk ut. Brettet ble forseglet ved hjelp av en forseglingsmaskin og merket godt med navn, nummer, dato og klokkeslett. Prøvene ble inkubert i 18 timer ved 37 °C.



*Figur 23: Resultat fra analyse av utløpsprøver (tot. koliforme bakterier).*

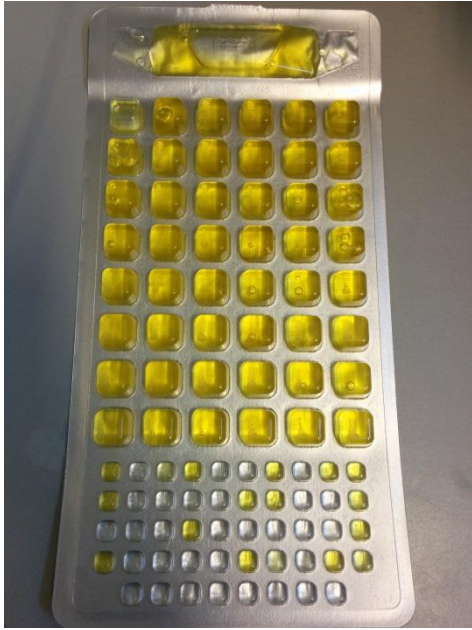
Etter inkubering ble brettene tatt ut av inkubasjonsskapet, og lommene med gul farge notert. Deretter ble lommene belyst med UV-lys, og lommene som ble fluoriserende ble notert.

Den første dagen ble bare én av prøvene fra innløpet analysert. Dette var for å få innsikt i hvor mange fortyninger som var nødvendig for å få et tellbart resultat etter inkubering.

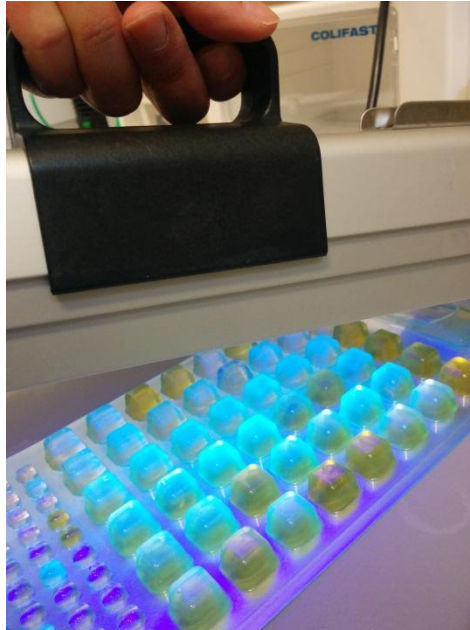
På denne testrunden ble prøven fortennet 1,82 ganger. 1,5 ml prøve ble pipettert ut og blandet med 98,5 ml sterilt fortynningsvann. Heretter er metoden lik som beskrevet over.

Etter inkubering var alle lommene blitt gule, og prøven var ikke tellbar. Ved analyse av de resterende innløpsprøvene ble prøvene fortennet 100 ganger. 1,5 ml prøve ble pipettert ut og blandet med 13,5 ml sterilt fortynningsvann i et sterilt rør. Av denne blandingen ble 1,5 ml pipettert ut og blandet med 98,5 ml sterilt fortynningsvann. Heretter er metoden lik som beskrevet over.

Etter inkubering ble lommene med gul farge notert, deretter lommene som ble fluoriserende under UV-belysning.



*Figur 24: Resultat fra analyse av innløpsprøve (tot. koliforme bakterier).*



*Figur 25: Resultat fra analyse av innløpsprøve (E. coli).*

I Kenya ble vannprøver levert til statens kjemiker, ved helsedepartementet i Kisumu. Som norsk student fikk jeg ikke mulighet til å delta på analysen.

Det viste seg å være svært vanskelig å få tak i sterile prøveglass i området. 500 ml flasker ble derfor benyttet. Flaskene ble kokt under lokk i 5 min for å sikre sterile prøveflasker.

Laboratoriet som skulle analysere vannet ønsket 500 ml prøver. Da det er svært liten vannmengde som kommer ut av testkranen per time, tok det svært lang tid å fylle en 500 ml flaske med vann. Prøvene ble derfor tatt etter hverandre, en kl. 14:00, en kl. 16:00, og en kl. 18:00.

Ved mangel på kjøleskap, var det ikke mulig å lagre prøvene kjølig. Prøvene ble derfor lagret innendørs i 11 – 22 timer, ettersom når prøvene ble tatt, i en temperatur mellom 25 og 29 °C.

Prøvene ble levert på laboratoriet i Kisumu morgenen etter prøvene ble tatt. Kjøreturen fra Dala Rieko til laboratoriet i Kisumu tar ca. 60 min. Lufttemperaturen var ca. 28 °C.

Ved laboratoriet i Kisumu benyttet de seg av membranfiltrering for å analysere for totale koliforme bakterier og E. coli. Denne metoden gir en direkte telling av bakterier i vann basert på utvikling av kolonier på overflaten av et membranfilter. Det gjennomføres ved å føre et passende prøvolum gjennom et membranfilter med en tilstrekkelig liten porestørrelse (0,45 mikrometer) for å holde bakterier tilstede. Filteret er plassert på en absorberende pute (i en petriskål) mettet med et

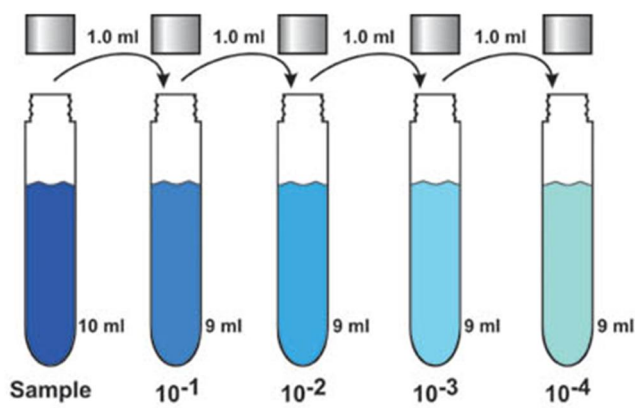
kulturmedium som er selektiv for koliform vekst. Petriskålen, som inneholder filter og pute, inkuberes, opp ned, i 24 timer ved den aktuelle temperatur. Etter inkubering blir de koloniene som har vokst identifisert og telt ved hjelp av et laveffektmikroskop. [70]

Det ble her også analysert for fekale streptokokker hvor de fulgte FDA sin gamle metode for plating.

## 2.8 Analyse av *Salmonella typhimurium* fag 28B

Platetelling er en standard statistisk metode for å estimere konsentrasjoner basert på platetelling av bakterielle kolonier (cfu) eller virusplakker (pfu). Dette gjøres ved å bruke informasjonen fra alle platene, både tellbare (inkludert null-plater) og ikke tellbare (for mange til å telle).

For å minimere feil, er det bare plater som inneholder mellom 10 og 100 plakk som telles, avhengig av størrelsen på cellekulturplaten som brukes. Statistiske prinsipper tilsier at dersom 100 plakk telles, vil konsentrasjonen variere med pluss eller minus 10 %. Hver fortytning er belagt i to eksemplarer for å forbedre nøyaktighet [49].



Figur 26: Fortynningsserie, Kilde: Biofilms, Drop plate method for counting biofilm cells.

Bakteriofager er virus som infiserer og formerer seg i spesifikke vertsbakterier. Ved dyrking av disse, vil synlige klare (blanke) soner (plakk) vises.

Bakteriofagen *Salmonella typhimurium* fag 28b (S.t.28B) ble valgt i analyse av virus i denne oppgaven. S.t.28B finnes ikke normalt i tarmen, og ble derfor tenkt som godt egnet for dette forsøket, da det ikke er noe i filteret eller råvannet som kan påvirke / forstyrre resultatet [Personlig kommunikasjon med A. Heistad].

Analyse for virus ble kun utført i Norge, da dette ikke var en mulighet ved laboratoriet i Kisumu, Kenya. Analysemetoder for virus er ikke allment tilgjengelig, og dette er ikke en mulighet ved de fleste laboratorier, spesielt ikke i utviklingsland.

Det ble gjort beregninger for å kalkulere ønsket konsentrasjon i råvannstanken. Det beste tenkelige resultatet var en fjerning på 6 log. For å få tellbart resultat i analysen ved denne renseeffekten (ca. 10 plakk per petriskål, 0,5 ml prøve per skål) måtte konsentrasjonen være rundt 20 pfu/ml.

Innløpskonsentrasjonen ble da:

$$20 \frac{pfu}{ml} \times 10^6 = 2 \times 10^7 \frac{pfu}{ml}$$

Råvannstanken rommet, i perioden disse forsøkene ble gjennomført, 33 l vann. Dette tilsvarer da:

$$2 \times 10^7 \frac{pfu}{ml} \times 33000 \text{ ml} = 6,6 \times 10^{11} \text{ pfu}$$

På IKBM ved NMBU var det tilgjengelig *Salmonella typhimurium* type 5 i en konsentrasjon lik

$$3,7 \times 10^{10} \frac{pfu}{ml}.$$

Endelig mengde næring som ble tilsatt råvannstanken ble da:

$$\frac{6,6 \times 10^{11} \text{ pfu}}{3,7 \times 10^{10} \frac{pfu}{ml}} = 17,8 \text{ ml}$$

Fra tracer-test som ble gjennomført noen dager tidligere, ble det estimert at filteret hadde en oppholdstid på ca. 16 timer. Etter samtale med veileder, kan jeg forvente at virus har stabilisert seg i sandfilteret etter 2 – 3 porevolum. For å sikre prøver under stabile forhold, ble 3 prøver tatt med 2 timers mellomrom etter 4 porevolum var passert. Jeg var også interessert i å få med meg konsentrasjoner i utløpet før strømmingen av virus var stabil i filteret. Dette for å få en bedre oversikt over virusets strømningsmønster, men også for å sjekke at det ikke var tetninger i filteret som førte til at viruset strømmet raskere gjennom enn antatt.

Det ble tatt prøver fra utløpet hver åttende time etter at viruset ble tilsatt i råvannstanken. Etter hver prøvetakning ble prøven merket og plassert i kjøleskapet ved vannlaboratoriet ved NMBU.

Etter endt prøvetakning ble prøvene fraktet til kjemilaboratoriet ved IKBM ved NMBU, hvor analyse av prøvene ble gjennomført.

På laboratoriet ved IKBM startet arbeidet med å merke alle petriskålene med navn, dato og klokkeslett prøven ble tatt, og hvilken fortytning prøven hadde gjennomgått.

I en slik analyse trenger man en vertskultur, softagar og vannprøven som ønskes analysert, i blanding på henholdsvis 0,5 ml, 4 ml, og 0,5 ml.

Softagaren måtte kokes opp. Det ble gjennomført på følgende måte:

I bunnen av gryten ble det lagt et lag med papir for å hindre mye luftbobler. Glassene med softagar (300 ml totalt) ble plassert oppå papiret, og gryten ble fylt med varmt vann fra springen til vannet dekket softagaren i flaskene. Kokeplaten ble stilt til 1000 °C frem til kokepunkt. Deretter ble kokeplaten satt ned til 500 °C, og blandingen stod i kokende vann i 30 minutter. Etter endt koking, ble softagaren plassert i varmeskap som holdt en temperatur rundt 55 °C. Softagaren ble deretter fordelt i 69 sterile sentrifugerør, 4 ml i hvert rør. Dette ble gjort i steril benk.

Vertsbakterien *Salmonella typhimurium* type 5 ble hentet i kjelleren på IKBM fra frysen som holdt en temperatur på -80 °C. Ampullen med vertsbakterien ble lagt på benken i laboratoriet til tining. 100 µl av den tinte vertsbakterien ble pipettert ut og blandet i 20 ml næringsbujong. Blandingen ble plassert i vannbad i 4 timer.

Mens blandingen stod i vannbad, ble fortytningsserier av vannprøvene laget til. Dette ble gjennomført på følgende måte:

1 ml av prøven ble pipettert ut, og overført i 9 ml fysiologisk saltvann i glassflaske merket med fortytning -1. Pipettespissen ble skylt én gang i blandingen for å sikre en mer nøyaktig fortytning. Blandingen ble blandet ved hjelp av en magnetrører. Fra denne blandingen ble 1 ml pipettert ut (byttet pipettespiss mellom hver overføring), og overført i 9 ml fysiologisk saltvann. Prøven er nå fortynnet to ganger. Slik fortsetter man til man har oppnådd ønsket fortytning.

Ved dyrking i petriskål, ble ett rør med 4 ml softagar tatt ut fra varmeskapet. 0,5 ml av ønsket fortynnet vannprøve, og 0,5 ml kultur ble tilsatt softagaren, i denne rekkefølgen. Er nøye på å bytte pipettespiss mellom hver pipettering. Vannprøven og vertskulturen må tilsettes raskt i softagaren, da softagaren er sensitiv for lavere temperaturer, og stivner raskt. Dersom temperaturen på softagaren er for høy, vil dette derimot kunne være ødeleggende for vertsbakterien. Derfor tilsettes vannprøven først for å senke temperaturen litt før tilsetting av vertskulturen. Blandingen vendes tre ganger for å sikre en god miks, og helles forsiktig ut i petriskålen. Passer på at det ikke er luftbobler i blandingen i petriskålen, og lar blandingen stivne.

Det ble først gjennomført en analyse av en av utløpsprøvene for å sjekke hvilken fortytning som kreves for å få et tellbart resultat. Valgte da den siste prøven som ble tatt fra utløpet for å være sikker

på å analysere en vannprøve som ble tatt etter at viruset hadde stabilisert seg i filteret (tatt etter 4 porevolum). Dersom man skulle oppnå en renseeffekt på 5 og 6 log, ville dette vært tellbart ved analyse av ufortynnet prøve. Dersom renseeffekten var 4 log, ville denne vært tellbar ved analyse av prøve som var fortynnet én gang (-1), to ganger fortynnet (-2) ved 3 log renseeffekt osv. Det ble gjort analyse av ufortynnet (0), -1, -2 og -3.

Antall plakk var for høyt til å kunne telles etter inkubering. Videre analyse av utløpsvannet ble derfor gjennomført med fortynning -4 og -5. For prøven fra utløpet som ble analysert dagen før, ble fortynningen på -3 fra dagen før (lagret i kjøleskap over natten) benyttet til videre fortynninger.

I prøver fra innløpet var det kjent konsentrasjon i tanken, men for å kontrollere at konsentrasjonen av S.t.28B holdt seg konstant i råvannstanken, var det ønskelig å teste en serie av prøver fra innløpet. For å få et tellbart resultat ble prøvene fra innløpet fortynnet 5 og 6 ganger.

For å være sikker på at det ikke fantes virus i råvannet som kunne påvirke analysen, ble én prøve fra råvannet (uten virus) testet. Da det ble antatt at det ikke skulle være virus som kunne påvirke analysen, ble denne analysert ufortynnet og med en fortynning på -1.

Det ble dyrket to skåler per fortynning.



Figur 27: oppsett ved analyse av *Salmonella typhimurium* fag 28B.



Ved endt dyrking, ble petriskålene satt i stabler på fire, opp ned, i egnede poser, og merket godt. Her er det svært viktig å holde skålene i vater slik at softagaren ikke sklir. Prøven inkuberes ved 37 °C i 18 timer.

Ved endt inkubering tas prøvene ut, og plakkene ble telt og notert. Prøve nummer 6 fra utløpet (prøven etter 48 timer) var ikke tellbar, da denne mest sannsynlig var blitt forurenset under dyrking, og resultat fra denne utgår.

## **2.9 Drift av filteret**

Det ble daglig tatt målinger av ledningsevne, pH, temperatur og turbiditet i både innløp og utløp, både i Norge og i Kenya. Ledningsevne, pH og temperatur ble målt med et bærbart, digitalt måleinstrument, kalt Multi 3430, produsert av WTW. Dette ble medbrakt fra Norge. Turbiditetsmålinger ble gjort ved det lokale vannbehandlingsanlegget i en bærbar turbiditetsmåler av merket Henna.

Både i Norge og i Kenya stod filteret innendørs. Dette vil ha mest å si ved forsøk i Kenya. Filteret stod derfor skjermet for direkte sollys, og det vil derfor oppstå mindre varierende temperaturer i filteret.

Etter hjemreise de ansatte ved Dala Rieko, ansvar for videre drift av filteret.

Hver dag ble råvannstanken fylt med vann fra Victoriasjøen. Rentvannstanken ble tømt for å hindre det rensede vannet i å stige opp i filteret, da dette kan forårsake mettede forhold.

## 3 Resultat og diskusjon

### 3.1 Design av filter

Beslutningen om materialvalget til filteret var ikke jeg en del av, da dette ble besluttet av min veileder, Arve Heistad, før min masteroppgave startet. Materialet som blir brukt i et slikt filter som baserer seg på umettet strømming, har vist seg å ha en betydning for graden av inaktivering som oppstår i filteret. Thomas et al. (1998) viste at bakteriofag MS2 ble beskyttet mot luft-vann-faststoff-grenseflaten da den var festet til jordpartikler. I dette tilfellet var faststoffet den hydrofobe polypropylenveggen av røret som inneholdt suspensjonen. Ved luft-vann-polypropylen-grenseflaten var overflatespenningene mye høyere enn ved luft-vann-glass-grenseflaten. En lignende effekt ble observert av Rossi (1994) ved undersøkelse av inaktivering ved syntetisk rørvegg ved bruk av fag T7. Disse funnene tyder på at fysiske krefter knyttet til luft-vann-faststoff-grenseflaten kan være ansvarlig for økt inaktivering.

I filteret i denne oppgaven var materiale polyetylen (PE). PE er et syntetisk materiale, og vil opptre tilnærmet likt som polypropylen (PP). Ut fra dette ser vi da at materialvalget på filteret kan ha hatt en betydning for inaktiveringsgraden av mikroorganismer i filteret. I hvor stor grad dette har noe å si, er derimot uvisst.

Fordelingsplaten (figur 6 og figur 9) sørger for fordelingen av vann ned i filtermassen. Den består, som nevnt tidligere, av åtte riller, med tre hull i hver rille. Platen har ikke like stor ytre diameter, som filterets indre diameter. Platen ligger derfor ikke tett inntil filterveggen, og dette tillater vann å strømme mellom platen og veggen. Dersom filteret er installert ut av vater, vil dette føre til at vann renner over rillekanten, og ned langs veggen i filteret. Dette kan føre til at vannet følger veggen ned til den perforerte platen i bunnen av filteret, og tilstrekkelig rensing er ikke oppnådd når vannet når rentvannstanken. Dette kan også skje dersom ventilen slipper for mye vann ut i fordelingsbeholderen, og rillene blir overfylt.

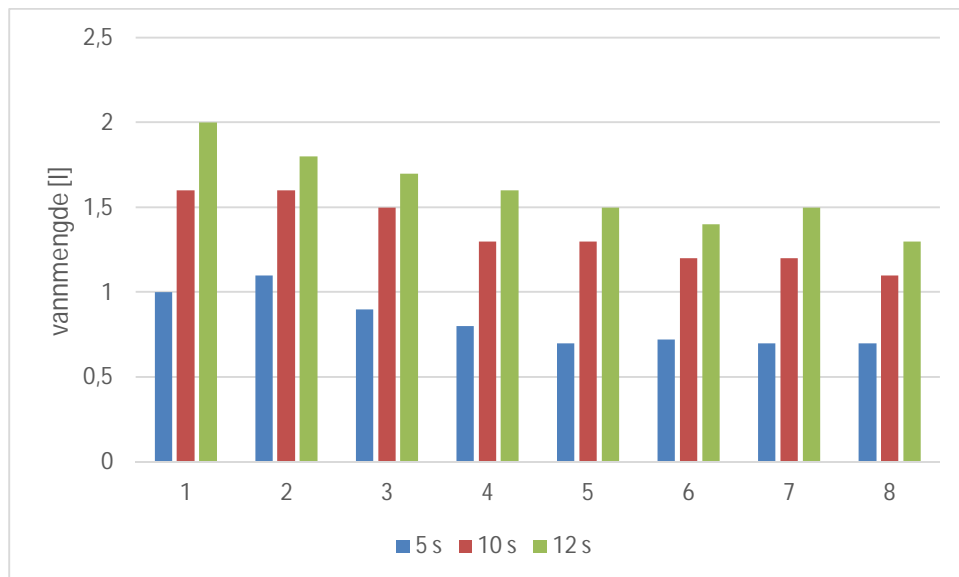
Filteret kan oppnå svært høy temperatur dersom det er utsatt for direkte solskinn og ellers høye omgivelsestemperaturer. Dersom filteret skal stå ute, vil det være en fordel å male det hvitt. På grunn av høye temperaturer vil noe fordamping av vann forekomme fra fordelingsplaten, og dette vil kondensere på rørveggen. Vannet er da rensert, og kunne derfor blitt ført ned til rentvannstanken. Dette kunne blitt gjennomført ved å installere en renne rundt ytterkanten av fordelingsplaten hvor det kondenserte vannet ble samlet. Vannet fra rillen kunne så blitt ført ned i en slange ned til rentvannstanken.

Dersom urensert vann fra fordelingsplaten renner over kanten på platen av en av grunnene nevnt over, vil også dette vannet samle seg i rennen, og fraktet urensert ned til rentvannstanken. Dette er derfor

ikke en ideell løsning. «Problemstillingen» med kondensert vann er imidlertid noe som må tas i betraktning ved videre design av filteret.

Nederste delen av filteret består av en rentvannstank. Her samles det rensede vannet, og lagres trygt frem til bruk. Da drikkevann svært ofte blir rekontaminert av urene hender og beholdere, grunnet lite kunnskap rundt hygiene, vil rentvannstanken, som er lukket fra omgivelsene, være med på å hindre denne type forurensninger. Det er viktig at rentvannstanken tømmes regelmessig for å sikre at det rensede vannet ikke går opp igjen i filteret, da dette vil føre til mettede forhold i denne delen.

### 3.2 Ventil



Figur 28: Vannmengder ut av ventilen ved ulikt vanntrykk (fra høyt til lavt), og ulik åpningstid (5, 10, og 12 sekunder).

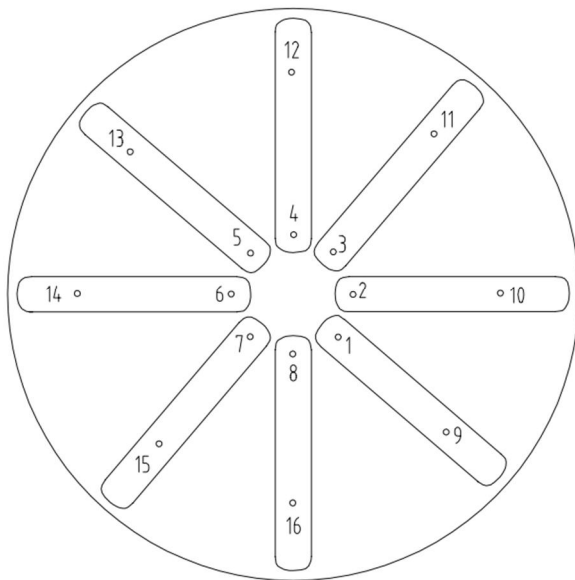
Figur 28 viser resultatet av forsøk gjort på vannmengde ut av ventil (figur 5 og figur 7) ved ulike åpningstider og ulik vannmengde i råvannstanken. Vannmengden i råvannstanken går fra 35 liter i starten av forsøket, til 0 liter når tanken er tom.

Her ser vi tydelig at vannivået, og dermed vanntrykket i råvannstanken, har stor innvirkning på hvor mye vann ventilen slipper ut i de ulike åpningstidene.

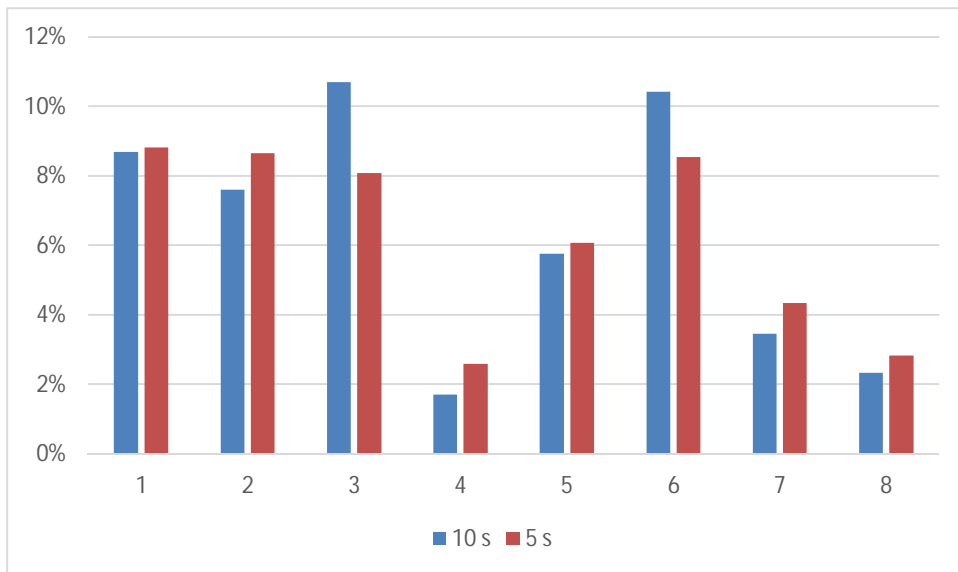
### 3.3 Fordeling av vann i filteret

Under forsøk gjort på fordelingssegenskapen til fordelingsplaten ble vann samlet opp under hvert hull i plastglass. Det var vanskelig å få gjort forsøket helt nøyaktig da noe vann til tider rant utenfor koppene, og ned på gulvet. Dette var imidlertid ikke avgjørende mengder, og et helhetlig bilde av fordelingen var likevel mulig. Videre ligger resultatene fra forsøk av fordelingen før noen endringer ble foretatt, ved helning, etter tillaging av nye hull, og resultat fra forsøk gjort på vanninnholdet i prøver fra sanden.

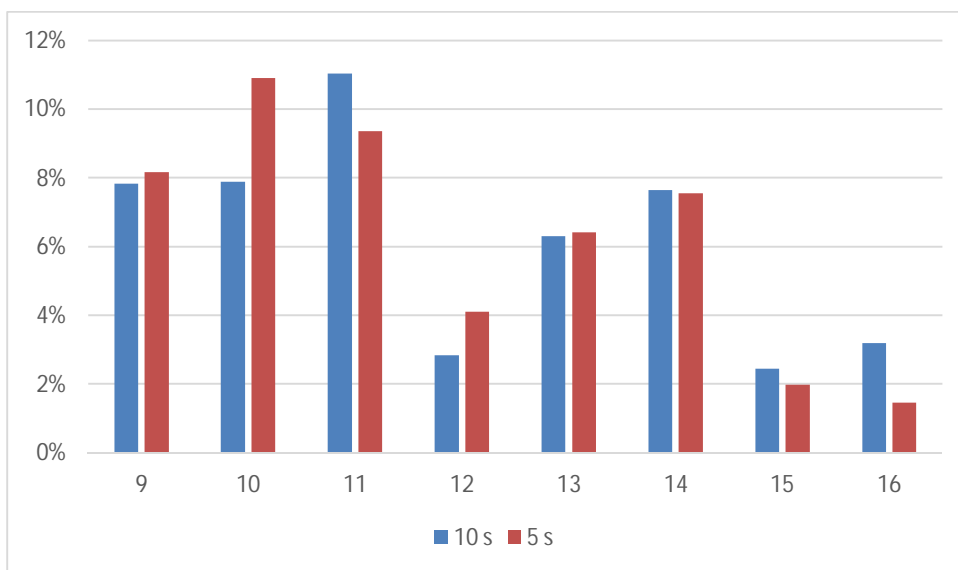
For å holde kontroll på hullene underveis i forsøkene ble hvert hull nummerert. Dette ble gjort da det var nødvendig å vite fra hvilke hull andelen av vann var lav eller høy. Figur 29 illustrerer dette.



Figur 29: Illustrasjon av fordelingsplaten med nummererte hull.



*Figur 30: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter vann i tanken, som gir et lavt vanntrykk, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.*

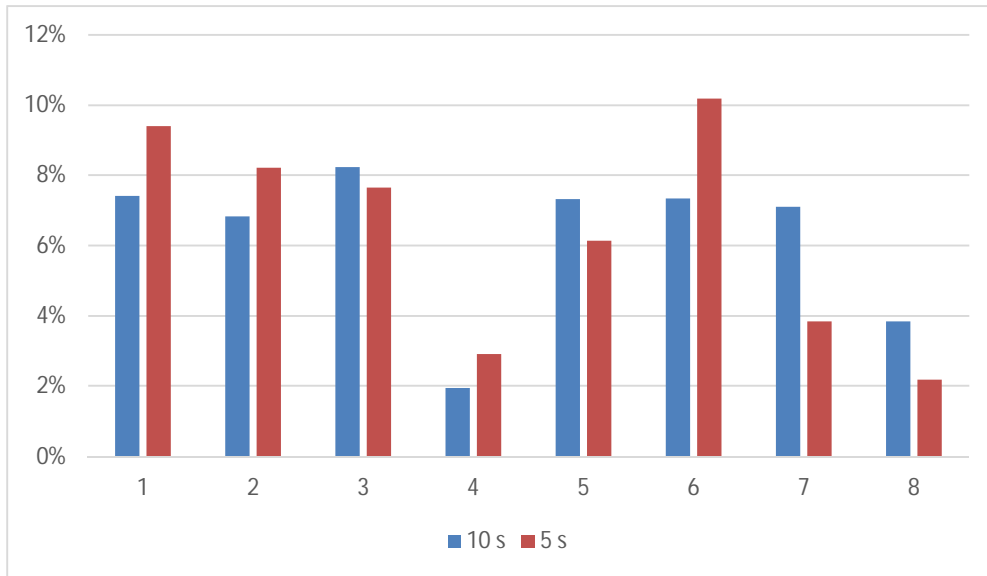


*Figur 31: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter i tanken, som gir et lavt vanntrykk, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.*

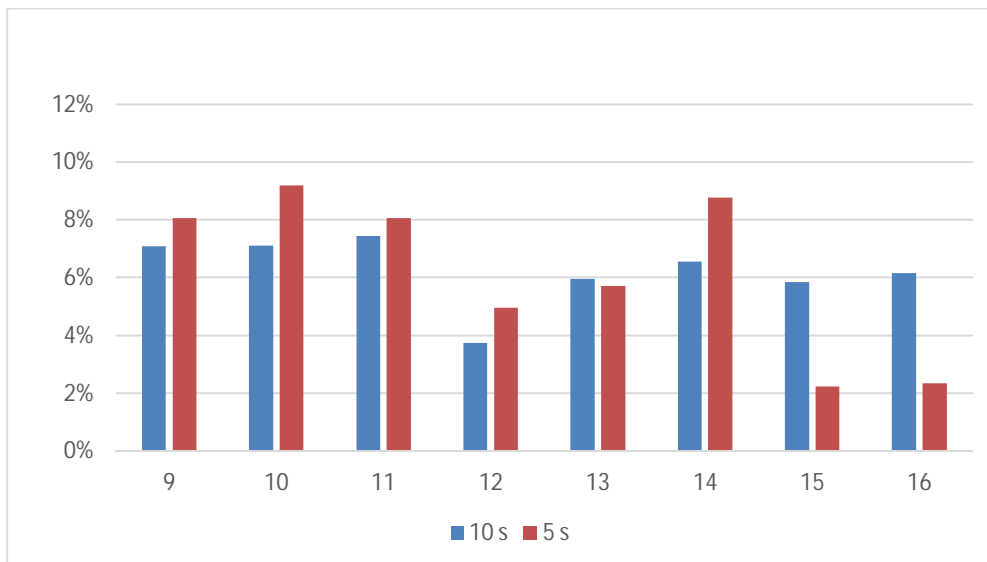
Figur 30 og 31 viser resultatet av forsøk gjort på fordelingsegenskapen til fordelingsplaten ved lavt vanntrykk i råvannstanken (5 l). Figur 30 viser til den innerste sirkelen med hull, og figur 31 viser til den ytterste sirkelen med hull.

Her er det tydelig at rillen som består av hull 4 og 12 gir liten andel vann. Rillene med hullene 7 og 15, og 8 og 16 slipper også gjennom en svært liten andel vann. Mulige årsaker til dårlig gjennomstrømning av vann i hullene kan skyldes enten at filteret ikke står i vater, og rillene derfor

ikke får tilført like mye vann, eller at det er noe galt med selve hullene. Da det er vanskelig å se et mønster i hvor tilførselen under fordelingsplaten er lav, tyder dette på at problemet ligger i selve hullene. Dette problemet kan være i hullet fra fordelingsbeholderen, i hullene i selve rillen, eller begge deler.



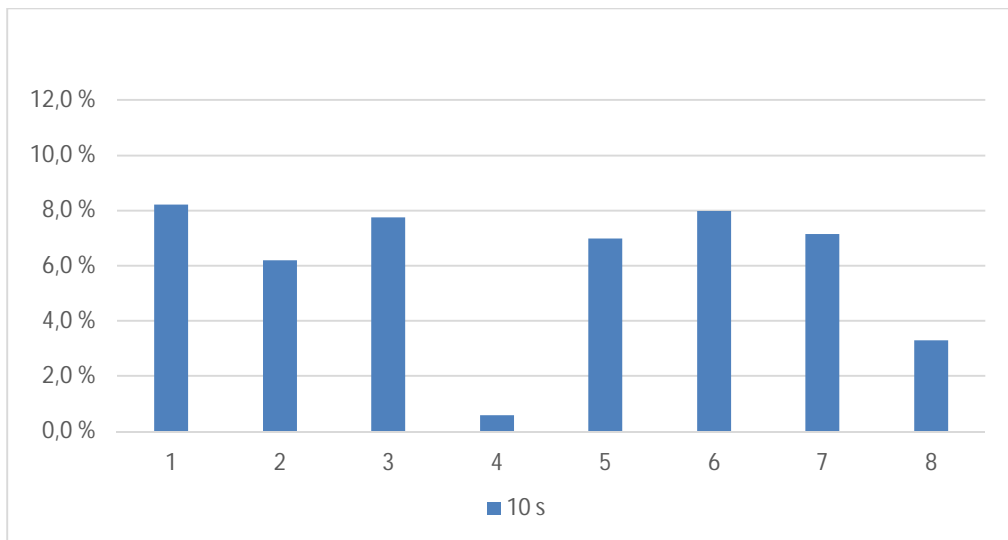
Figur 32: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 30 liter vann i tanken, som gir et høyere vanntrykk, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.



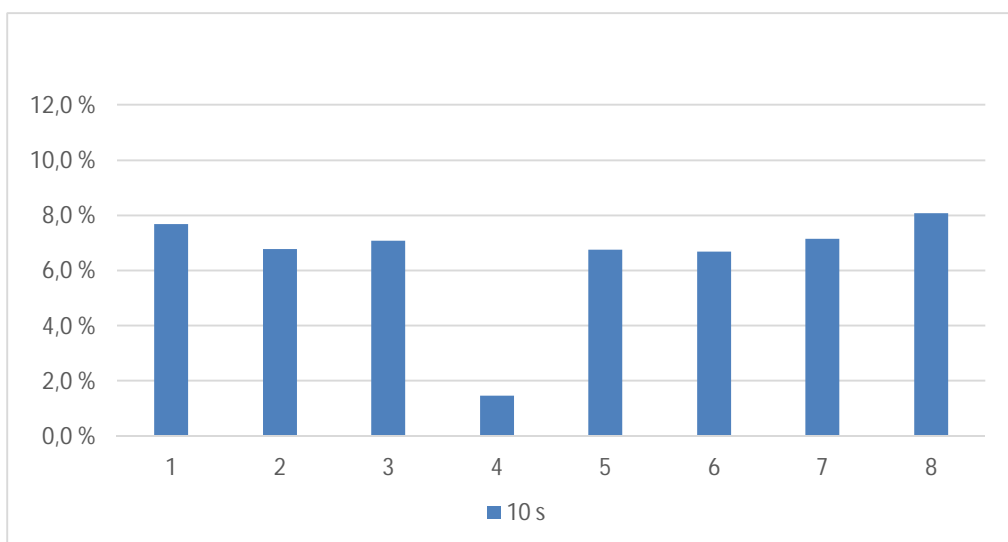
Figur 33: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 30 liter i tanken, som gir et høyere vanntrykk, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.

Figur 32 og 33 viser resultatet av forsøk gjort på fordelingsegenskapen til fordelingsplaten ved høyt vanntrykk i råvannstanken (30 l). Også her ser man at det er hullene 4 og 12, 7 og 15, og 8 og 16 som gir mindre vann.

Fra figur 32 og 33 ser vi at et høyere vanntrykk i råvannstanken resulterer i en bedre fordeling fra fordelingsplaten.



Figur 34: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 30 liter i tanken, som gir et høyere vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 1 ° ut av vater (hevet på høyre side, se figur 24).



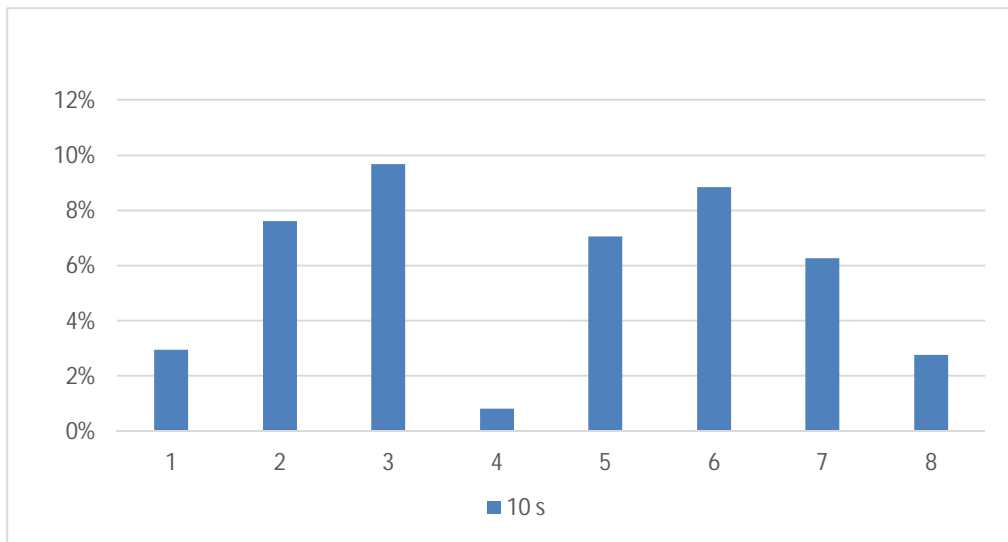
Figur 35: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 30 liter i tanken, som gir et høyere vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 1 ° ut av vater (hevet på høyre side, se figur 24).

Ved 1° ut av vater og høyt vanntrykk i råvannstanken (30 l) ser vi en god fordeling av vannet.

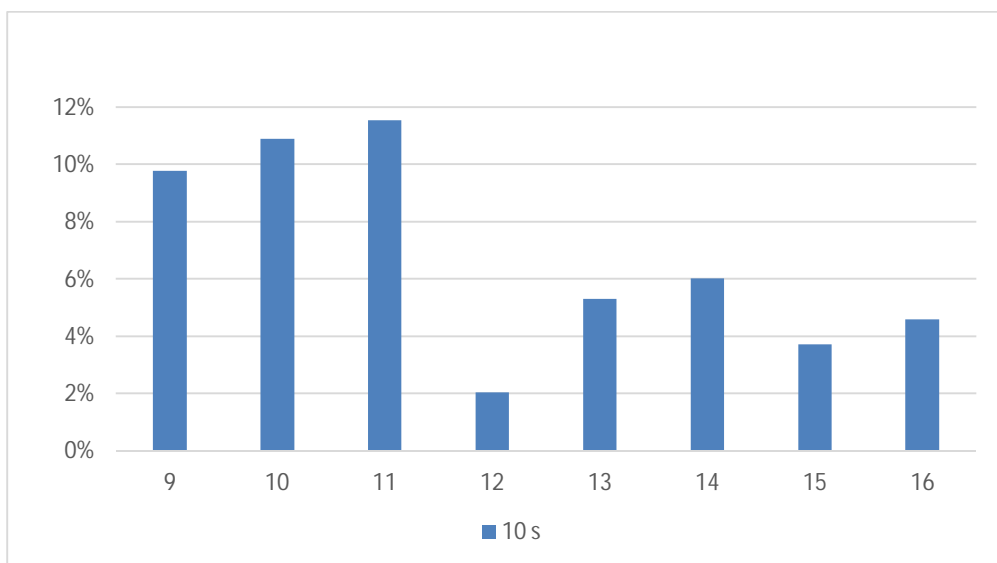
Det er derimot viktig å huske på at hull nummer 7 og 15, og 8 og 16 normalt gir en lavere andel vann ut av fordelingsplaten når filter er i vater, og at dette mest sannsynlig skyldes «dårlige hull». Ved helning i favør til disse hullene, og et høyt vanntrykk fra tanken, ble nok mye vann presset gjennom de dårlige hullene. Dette kan tyde på at man vil oppleve en økt belastning på venstre side av filteret.

Dersom fordelingen er ujevn i filteret vil dette føre til at enkelte steder i filtermassen vil oppleve en høyere belastning. En høyere belastning vil gi konsekvenser i en høyere strømningshastighet gjennom filteret, og vannet vil ikke få lang nok oppholdstid. Dersom det er svært skjev fordeling, vil man i verste fall ikke oppnå umettet strømming, og tilbakeholdelse vil kun skje i form av porestørrelsesbegrensninger.





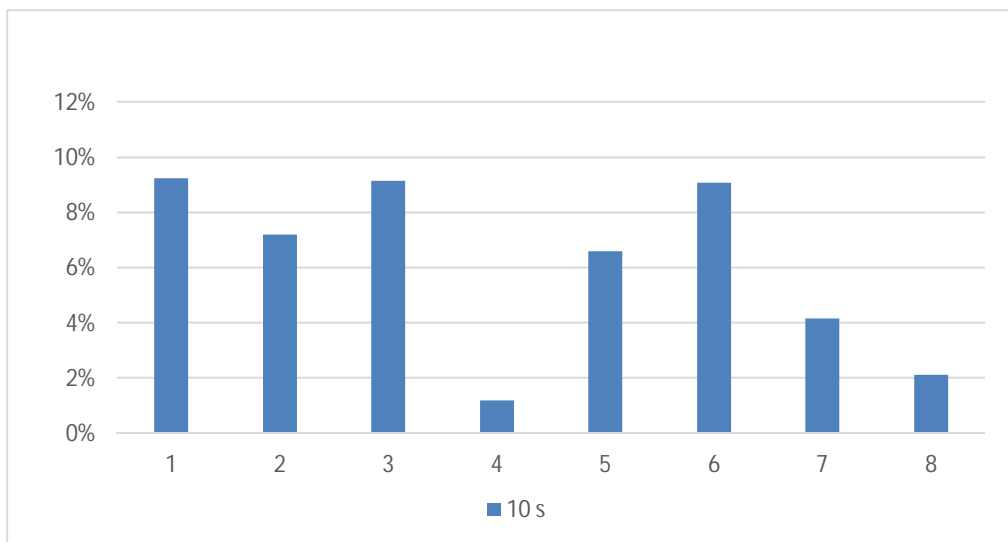
*Figur 36: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 30 liter i tanken, som gir et høyere vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 1 ° ut av vater (hevet på venstre side, se figur 24).*



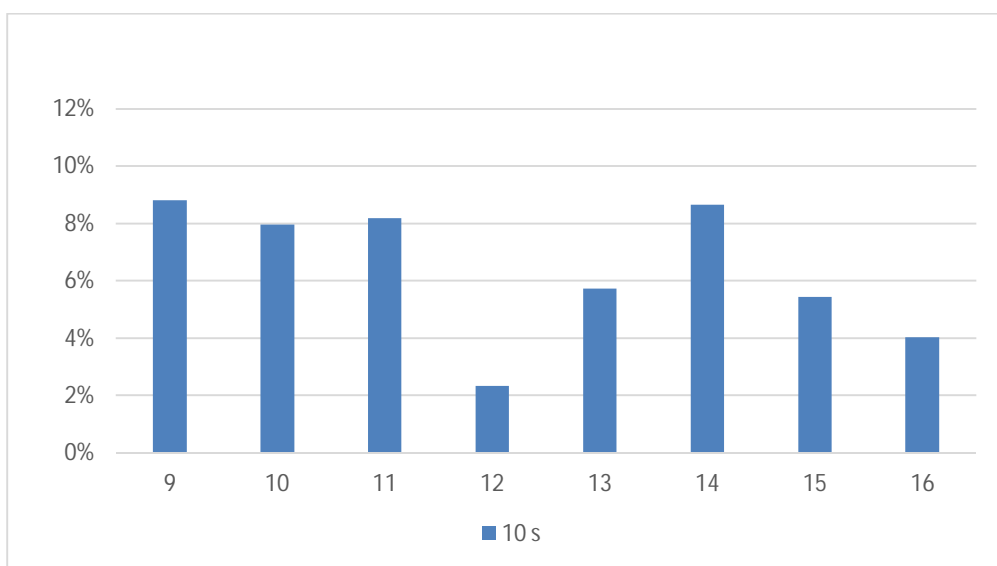
*Figur 37: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 30 liter i tanken, som gir et høyere vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 1 ° ut av vater (hevet på venstre side, se figur 24).*

Vi kan se av figur 37 at andelen vann ut av hull 9 og 10 er høyere enn hullene fra rillenes innerste hull, 1 og 2 (figur 36). Dette tyder på at helningen fører til at vannet samles i rillens ytterste punkt når rillene ikke lengre er full med vann.

Motsatt ser vi at de ytterste hullene på helningens side (hull nummer 13, 14, 15 og 16) slipper ut en lavere andel vann fra fordelingsplaten.



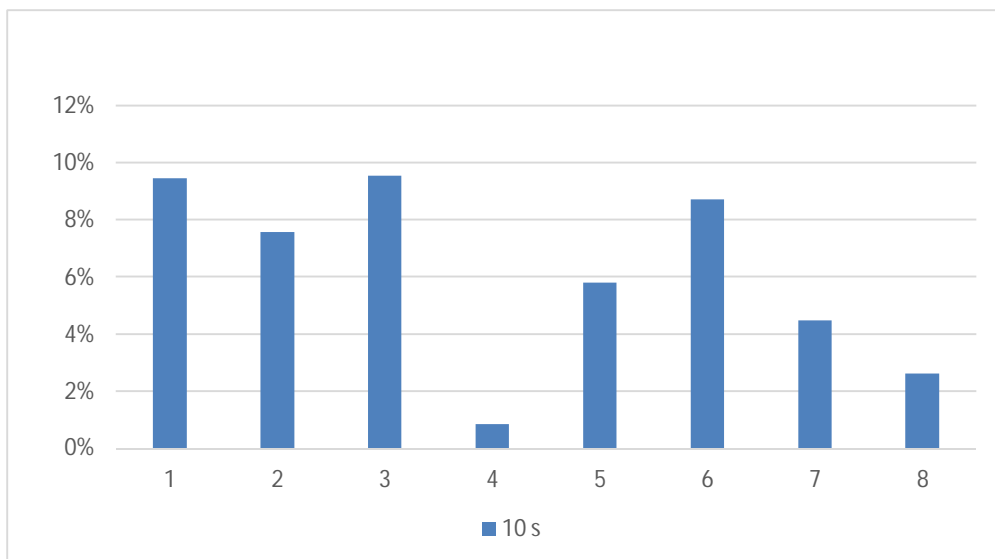
Figur 38: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter vann i tanken, som gir et lavt vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 1 ° ut av vater (hevet på høyre side, se figur 24).



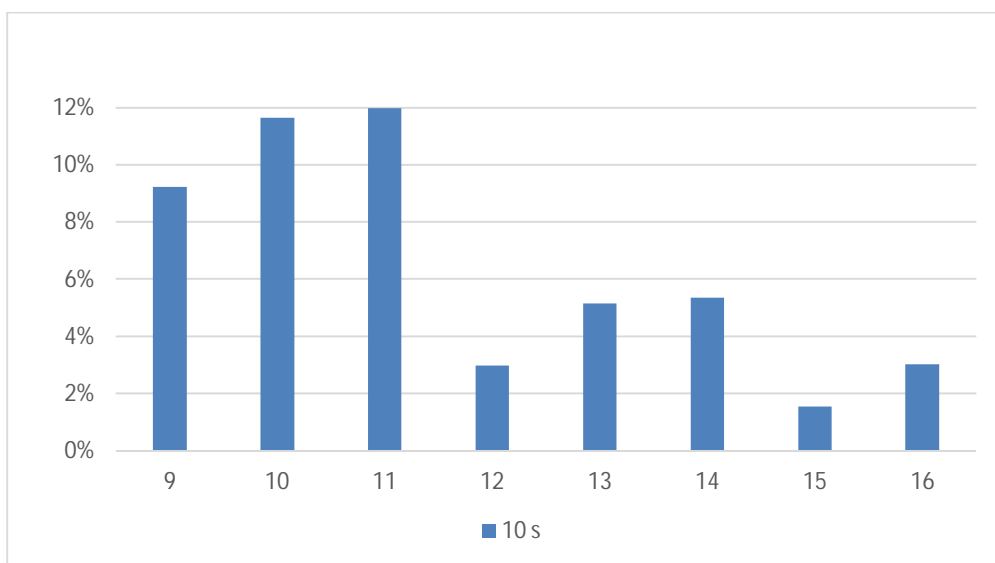
Figur 39: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter vann i tanken, som gir et lavt vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 1 ° ut av vater (hevet på høyre side, se figur 24).

Ved filteret 1 ° ut av vater, løftet opp på høyre side, og med et lavt vanntrykk i råvannstanken (5 l), ser vi ikke store forskjellene fra figur 38 og 39. Hullene nummer 4 og 12 skiller seg ut på alle grafene over. Som nevnt tidligere skyldes nok dette dårlig kvalitet på enten selve hullene i rillen, eller hullet ut fra fordelingsbeholderen.

Ved filteret 1 ° ut av vater, er fordelingen fortsatt jevn nok til at denne helningen kan aksepteres.

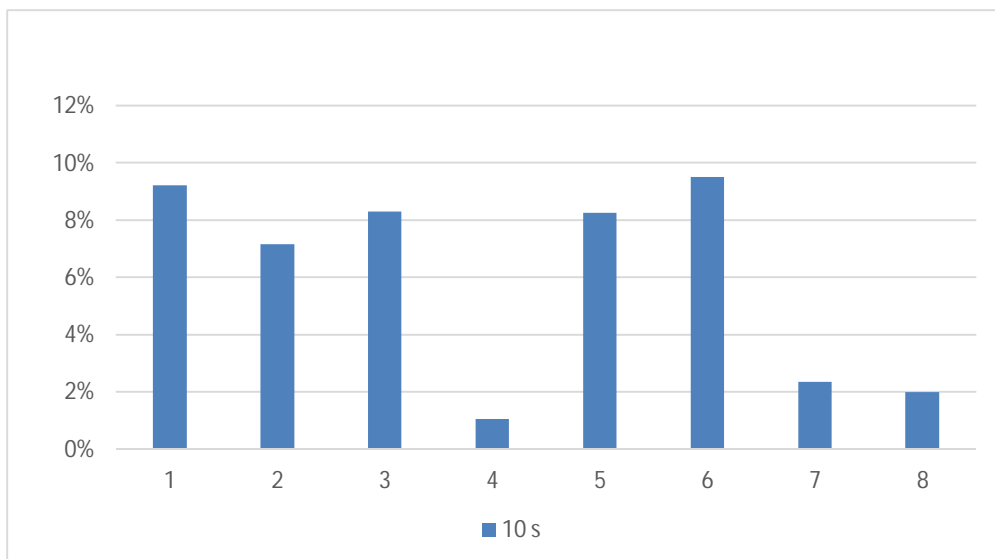


*Figur 40: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter i tanken, som gir et lavt vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 2 ° ut av vater (hevet på venstre side, se figur 24).*

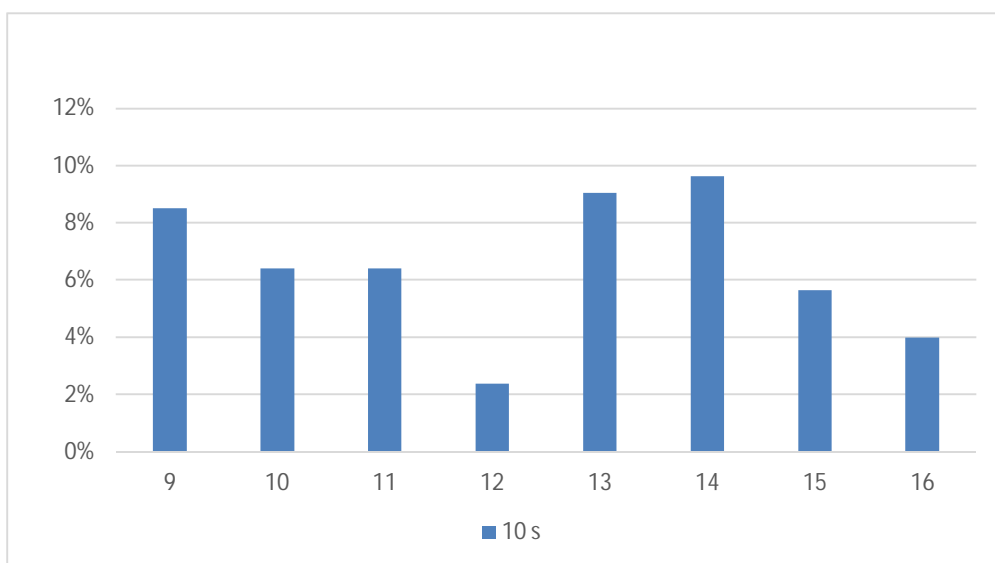


*Figur 41: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter i tanken, som gir et lavt vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 2 ° ut av vater (hevet på venstre side, se figur 24).*

Fra figur 40 og 41 ser vi at hullene 4 og 12, 7 og 15, og 8 og 16 fortsatt gir lite vann. Vi kan imidlertid se at det kommer mer vann ut fra hull nummer 1 og 9 enn hva vi kunne se i figur 29 og 30 (som viser til samme åpningstid og vanntrykk). Da råvannstanken og fordelingsplaten er løftet opp på motsatt side av denne rillen, forklarer dette den økte belastningen. Vi kan derimot ikke se en spesielt dårligere fordeling enn uten helning, og kan derfor si at ved denne åpningstiden (10 s) og dette vanntrykket (5 l) er 2 ° akseptabelt.



Figur 42: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter i tanken, som gir et lavt vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 2 ° ut av vater (hevet på høyre side, se figur 24).



Figur 43: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten ved 5 liter i tanken, som gir et lavt vanntrykk, ved 10 sekunder åpningstid og 2 ° ut av vater (hevet på høyre side, se figur 24).

Ved helning på motsatt side, som figur 42 og 43 viser, ser vi en forandring i fordelingen, og hullene 5, 6, og 13 og 14 gir nå en større andel vann fra fordelingsplaten.

Forsøket ble også gjennomført for et høyere vanntrykk (30 l). Ved høyt vanntrykk i råvannstanken, førte dette til at vannet rant over kanten av fordelingsplaten, og ut på gulvet. Målingene på dette forsøket utgikk derfor, og jeg kunne konkludere med at ved høyt vanntrykk i råvannstanken, var 2 ° ut av vater for stor helning for at filteret kunne fungere tilfredsstillende.

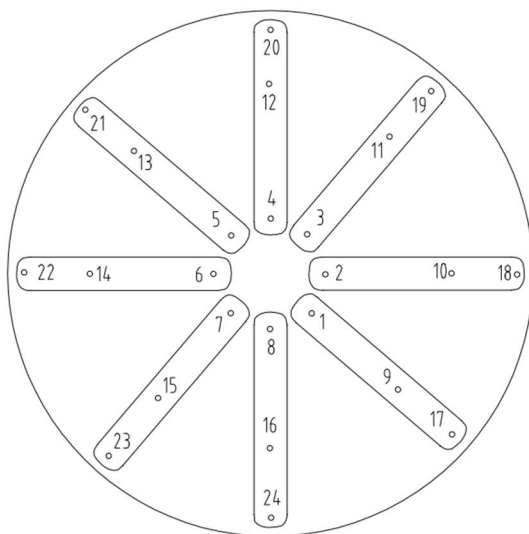
Da det blir av betydning hvor mye vann som kan være i tanken for at 2 ° ut av vater er akseptabelt, konkluderer jeg med at ved installasjon av filteret, må filteret installeres i vater +/- 1 °.

Etter forsøk ved filter ut av vater, ble det foretatt en «oppfrisking» av hullene i fordelingsbeholderen, for å være trygg på at hullene var ensartet, alt i alt 8 hull. Forsøk på fordeling av vann ble kjørt på nytt.

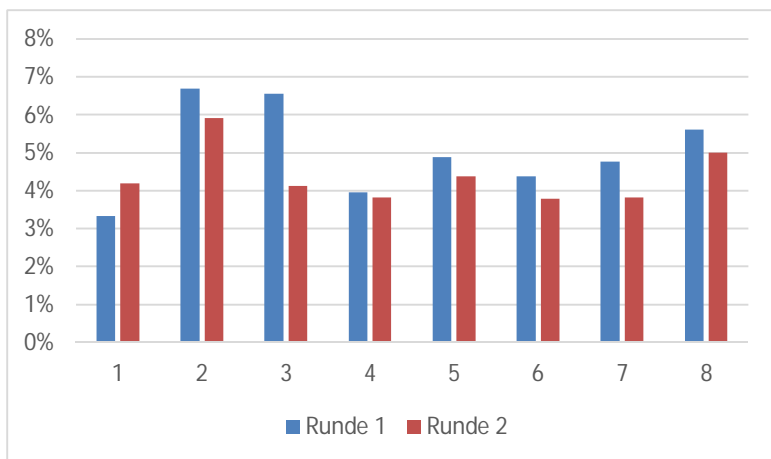
Dette viste en stor forbedring av fordelingen, og det ble tydelig at problemet som tidligere oppsto med andel vann ut av hull 4 og 12, skyltes ujevne hull fra fordelingsbeholderen ned til rillen.

Det ble i tillegg tatt en oppfriskning på hullene i fordelingsplaten, alt i alt 16 hull.

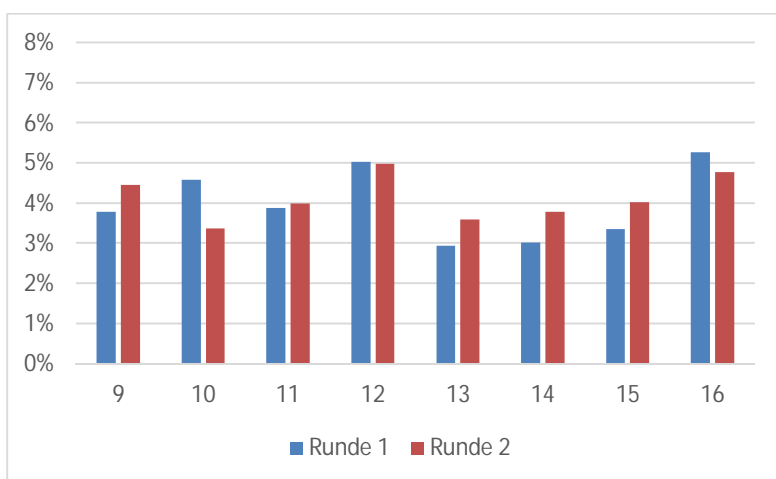
Videre ble det gjort en beslutning om å benytte tre hull i hver rille i stedet for to. Illustrasjon av nye hull er vist i figur 44. Resultatet etter denne endringen er vist i figur 45, 46 og 47.



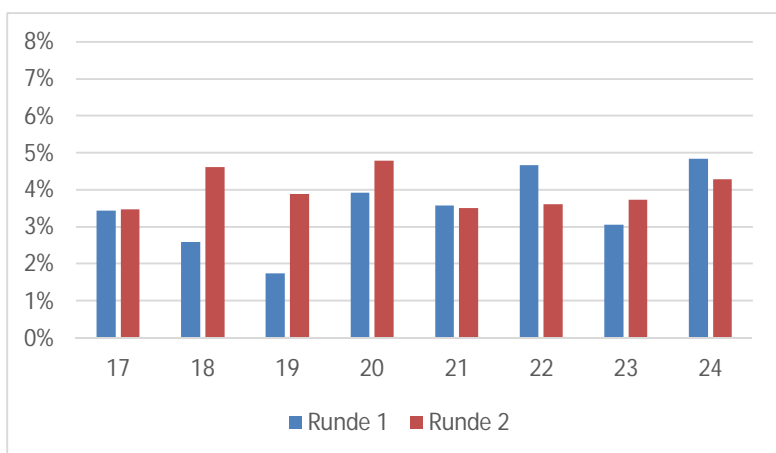
Figur 44: Illustrasjon av fordelingsplaten med nummererte hull.



Figur 45: Andel vann fra hvert hull i den innerste sirkelen av hull i fordelingsplaten etter nye hull ble laget i fordelingsplaten, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.



Figur 46: Andel vann fra hvert hull i den midterste sirkelen av hull i fordelingsplaten etter nye hull ble laget i fordelingsplaten, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.

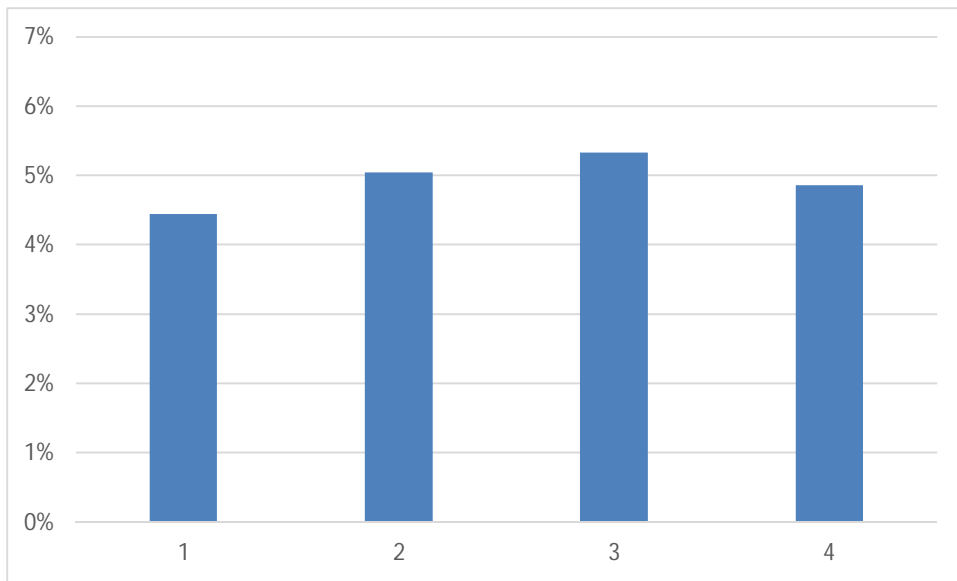


Figur 47: Andel vann fra hvert hull i den ytterste sirkelen av hull i fordelingsplaten etter nye hull ble laget i fordelingsplaten, både ved 5 og 10 sekunder åpningstid.

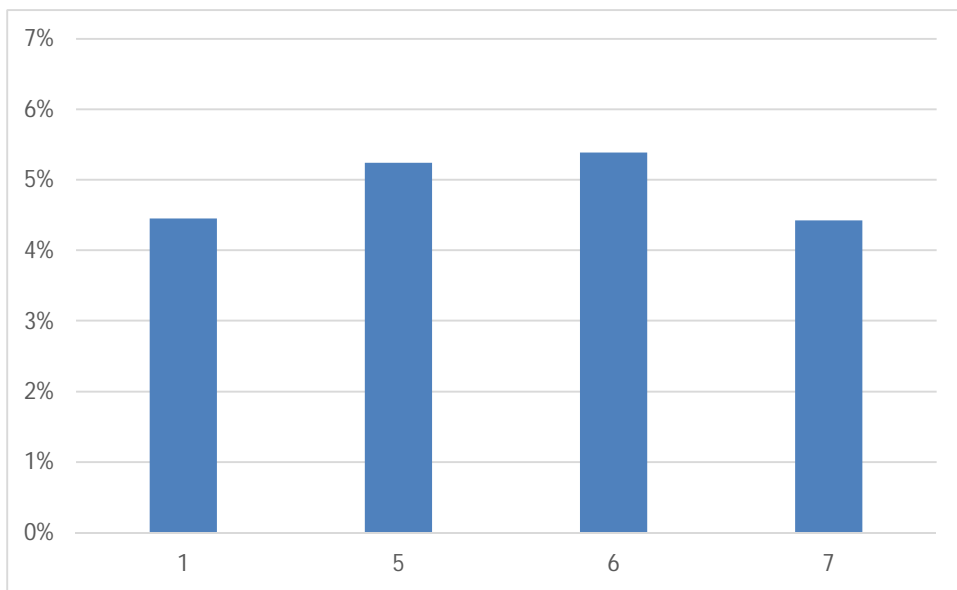
Ved å ha tre hull i stedet for to hull i hver rille, øker man fordelingsegenskapen til fordelingsplaten gjennom en ytterligere spredning av vannet. Det midterste hullet ble boret nærmere det ytterste hullet enn det innerste. Dette er begrunnet med at hullene i den innerste sirkelen ligger så tett, og de ytterste hullene må tilføre vann til et større areal.

Fra de overliggende grafene er det tydelig at ved høyere trykk ut i rillene, enten ved en lengre åpningstid (som fører til et høyere trykk fra fordelingsbeholderen ut i rillene) eller et høyere vanntrykk i råvannstanken, fører til en bedre fordeling av vannet ned til filteret.

For å opprettholde en umettet strømming ned i filteret, er det imidlertid viktig å holde en lav belastning, og det er derfor viktig å finne en balanse mellom ønsket om god fordeling, og ønske om å opprettholde den lave belastningen.



Figur 48: Vanninnhold i sandprøver fra de øverste 10 cm av filteret, i området under rillen.

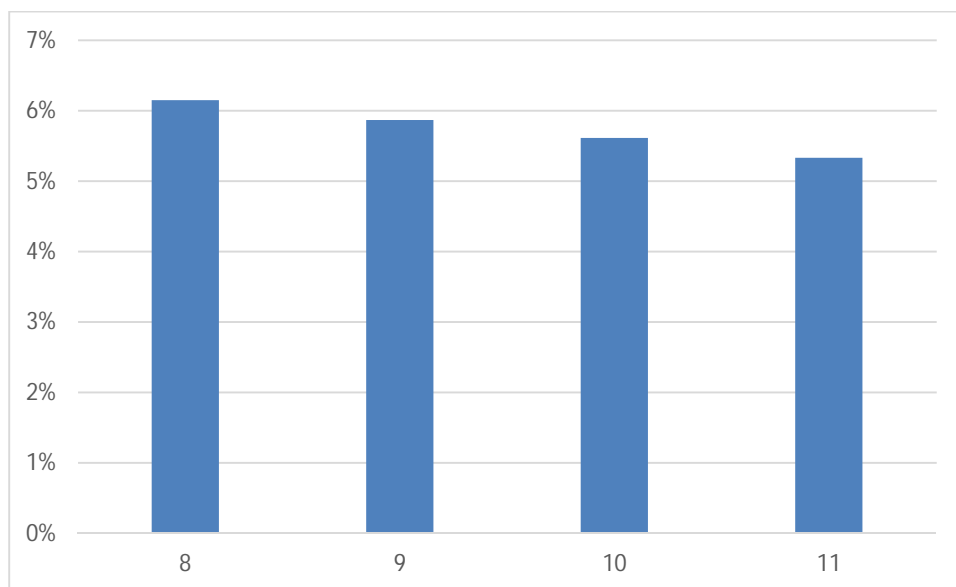


Figur 49: Vanninnhold i sandprøver fra det øverste 10 cm av filteret, i området mellom rillene.

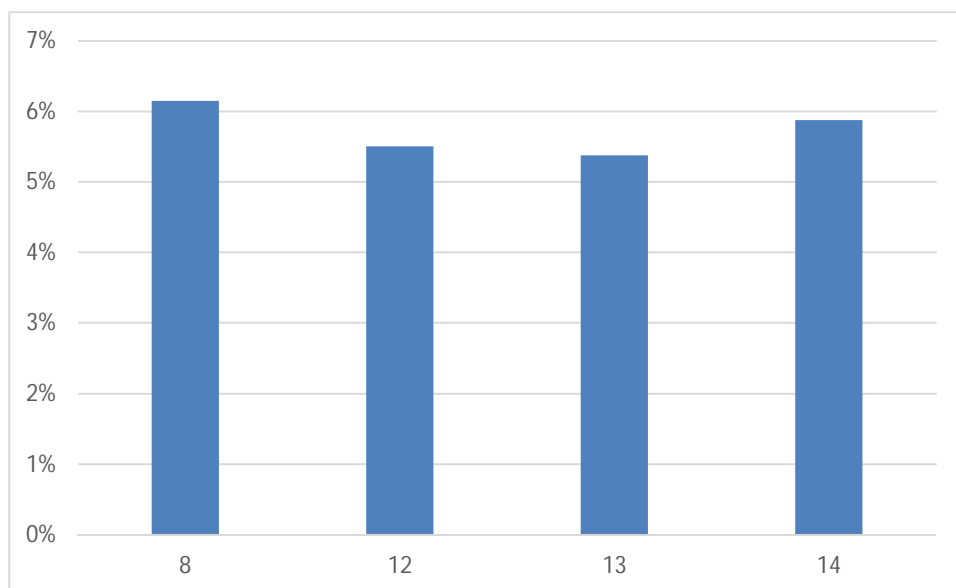
Figur 48 viser til resultat av forsøk gjort på vanninnholdet i sandprøver tatt i øverste lag av filtermediet, i området direkte under en rille med hull. Figur 49 viser til resultat av samme forsøk, men denne gangen prøver fra mellom rillene. Figurene ser svært lik ut, og resultatet viser at det er kapillære krefter som fører til god fordeling av vannet allerede tidlig i filteret. Dette skyldes den fine sanden som ble brukt i dette forsøket.



Fra figurene kan vi i tillegg lese av at andelen vann er litt høyere i området under, og rundt, de midterste hullene i rillene. Da det ikke ble tatt sandprøver fra under og rundt alle hullene, kan dette derimot være varierende avhengig av de ulike hullene i fordelingsplaten.



Figur 50: Vanninnhold i sandprøver fra 40 cm ned i filteret, i området under rillen.



Figur 51: Vanninnhold i sandprøver fra 40 cm ned i filteret, i området mellom rillene.

Figur 50 viser til resultat av forsøk gjort på vanninnholdet i sandprøver tatt dypere i filtermediet, i området direkte under en rille med hull. Figur 51 viser til resultat av samme forsøk, men denne gangen prøver fra mellom rillene.

Her ser vi en annerledes fordeling av vannet enn hva vi så lengre oppe i filteret. Her er det størst vannmengde i midten av filteret, og avtar gradvis ut mot ytterkanten av filteret.

De siste dagene etter siste vannprøve ble tatt fra utløpet i filteret, var tilførselen av vann til filteret ikke konstant, og råvannstanken gikk til tider tom før nytt råvann ble fylt på. Dette kan hatt en innvirkning på resultatet, og mest sannsynlig var vanninnholdet under tidligere forsøk, høyere.

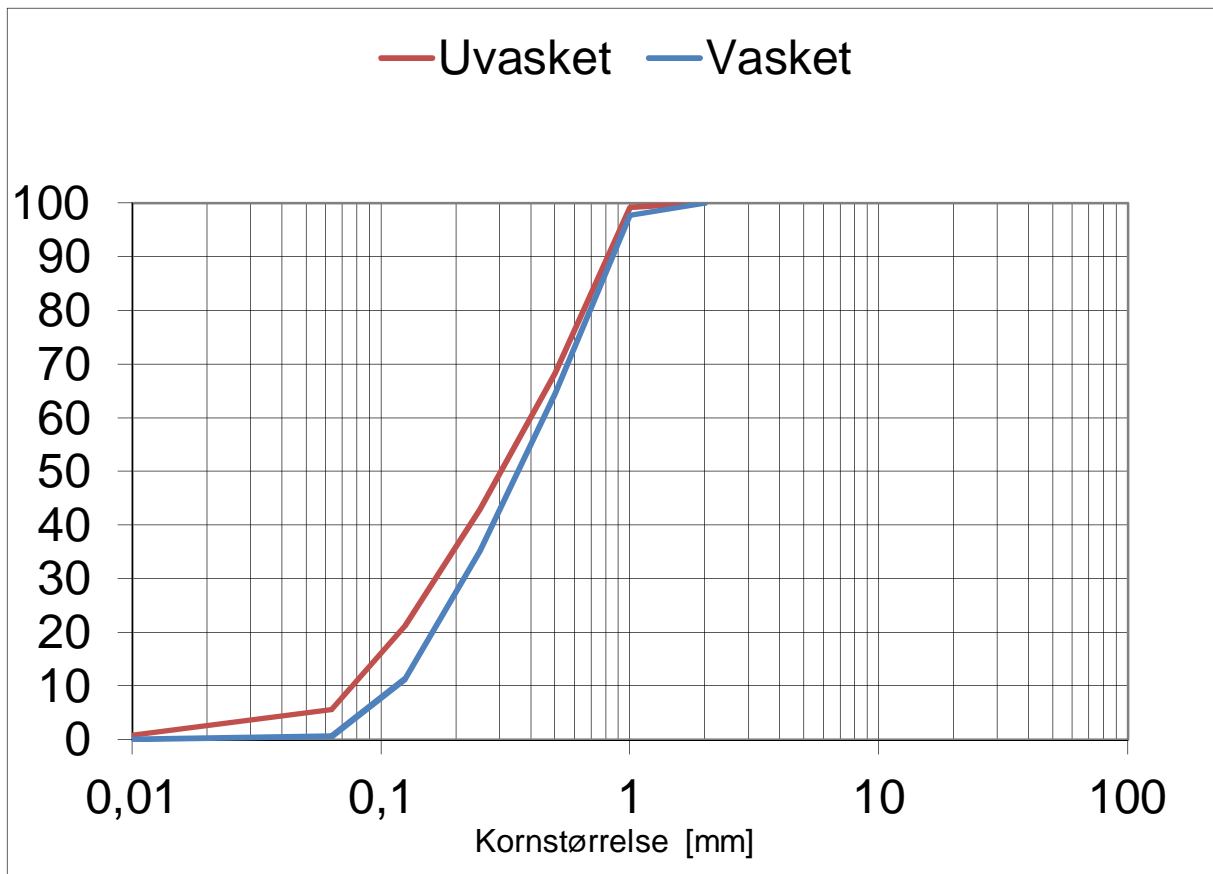
En indikasjon på at dette er tilfelle er at vanninnholdet ved 10 cm dybde ligger mellom 4 og 5 %, mens vanninnholdet ved 40 cm dybde ligger mellom 5 og 6 %.

### **3.4 Filtermedia**

Ved materialvalg i starten av oppgaven ble det vurdert å benytte seg av flere media i filteret. Årsaken til at valget falt på å bruke samme gradering av sand gjennom hele filteret er grunnet bekymring for tetting i overgangen fra grovere til finere materiale.

Ved en slik lav belastning på filteret, vil det første stedet det vil tette seg, i teorien, være i det helt øverste laget av filteret. Fra litteraturen vet vi at et langsomt sandfilter har en hastighet på 0,1 – 0,4 m<sup>3</sup>/h. Ved denne hastigheten vil tetningen først oppstå i de øverste cm av filtersanden. Da filteret i denne oppgaven har en strømningshastighet på ca. 0,05 m<sup>3</sup>/h, vil avskrapning av de øverste centimeterne være mer enn tilstrekkelig for å fjerne problemet.

I praksis kan det være flere faktorer som spiller inn på hvor en gjentetting vil finne sted. Dersom vaskingen av sanden ikke er gjennomført grundig nok, vil det fortsatt kunne være leirpartikler igjen i sanden. Dette vil kunne forårsake tetting hvor som helst i filteret hvor der finnes oppsamlede leirpartikler.



Figur 52: Kornfordeling av vasket og uvasket sand fra Wera, Kenya.

Figur 52 viser kornfordelingskurvene til vasket og uvasket sand fra Wera.

Kornfordelingskurvene viser en forskjell i andel fin sand (< 0,063 mm) mellom den vaskede og uvaskede sanden. Den uvaskede sanden hadde en finstoffprosent på 0,8 %, mens sanden etter vasking hadde en finstoffprosent i underkant av 0,02 %. Også mye materiale mindre enn 0,125 mm og større enn 0,063 mm ble vasket bort i prosessen.

I Kenya stod valget mellom sand fra strandkanten av Victoriasjøen, og sand fra en åpen slette i Wera. Valget falt på sanden fra Wera, da den så ut til å være finere enn sanden fra stranden. I ettertid tenker jeg at det kunne være en fordel å velge sand som har ligget i kontakt med vann, dvs. sand fra elvebanker, strender o.l., da sand i disse omgivelser blir kontinuerlig vasket. Dersom det er høyt humusinnhold i sanden, vil det kreve mye vann og tid for å vaske denne ut, og modningstiden i filteret vil bli lengre. Et høyt leirinnhold i sanden fører også til tetninger i filteret.

Ved videre forsøk av filteret vil det være aktuelt å vurdere å bruke trekull i stedet for sand. Trekull har vist å være en svært effektiv mot fjerning av miljøgifter, organisk materiale, og har også vist god evne til å fjerne mikroorganismer [Ref.: A. Heistad]

Trekull er også ofte lett tilgjengelig, og er derfor godt egnet som filtermedia i de fleste utviklingsland. Tre blir brukt til fyring ved matlaging, og det er ofte en ressurs som i dag ikke blir tatt i bruk.

### **3.5 Råvann**

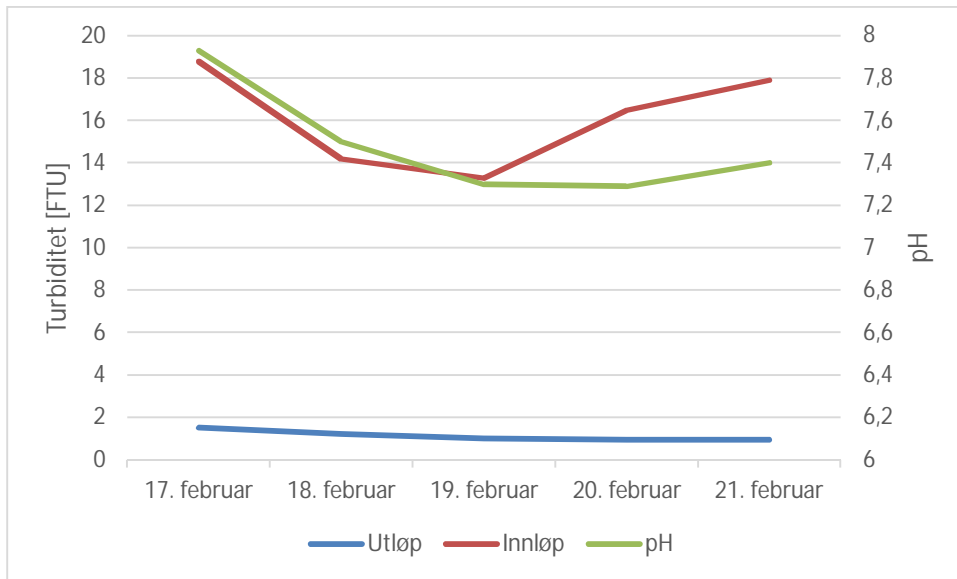
Under forsøk ved NMBU i Norge ble det først vurdert å bruke ellevann som råvann til filteret. Dette var for å benytte et vann som hadde høy turbiditet, slik som det ble antatt at råvannet ville bli i Kenya. Det var imidlertid vinter, og ingen elver som hadde stor nok vannføring. Vannet som var tilstede inneholdt heller ikke store mengder partikler da bakken var frosset.

Det ble derfor besluttet å blande gråvann fra studentboligene i Kajaveien for å nærme oss en kvalitet lik det vi kunne anta var på vannet fra Victoriasjøen i Kenya. Hvor nært vi vil kunne komme til vannkvaliteten i Kenya, er derimot begrenset, da forholdene der er så forskjellig fra forholdene i Norge. Bakteriekulturen i råvannet vil derfor være annerledes i Kenya enn hva vi kan få til i Norge.

Fra figur 51 og 52 ser vi en stor forskjell i turbiditeten i råvannet som ble brukt i Norge i forhold til Kenya. I Norge lå turbiditeten i innløpet mellom 15 og 20 FNU, mens den i Kenya lå mellom 10 og 15 FTU under vanlige forhold, og mellom 35 og 40 FTU da råvannet inneholdt dusjvann. Resultatene på turbiditet har ulik benevnning i Norge og i Kenya. Dette skyldes bruk av ulike turbiditetsmålere. Jeg valgte å beholde de opprinnelige enhetene i resultatet som er lagt frem i denne oppgaven. 1 FTU er imidlertid lik 1 FNU.

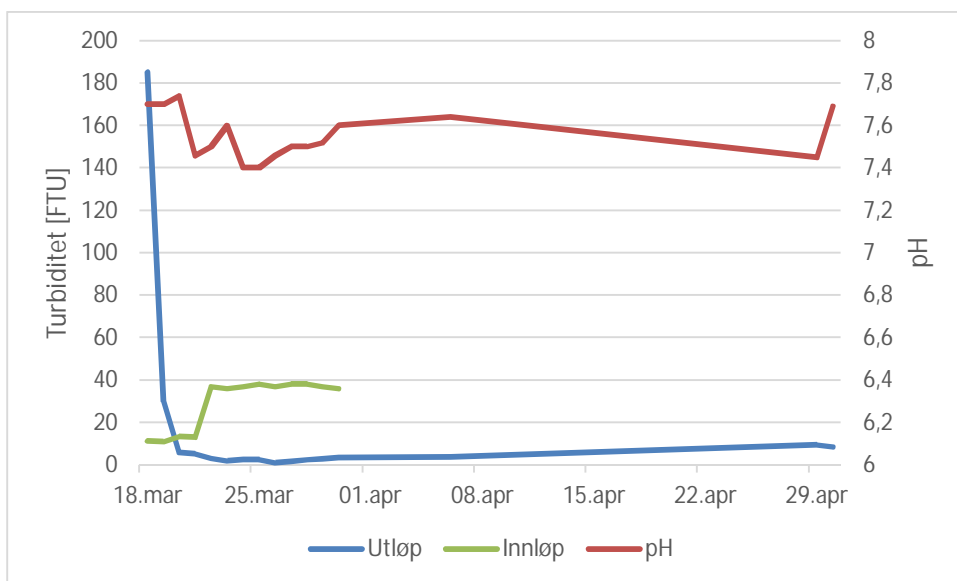
Da måleinstrumentet ikke er det samme i Norge og i Kenya, kan dette spille inn på resultatet.

### 3.6 Turbiditet



Figur 53: Turbiditetsmålinger fra drift ved NMBU, Norge.

Figur 53 viser målinger gjort på turbiditeten under forsøk ved NMBU i Ås. Resultatet viser en tydelig renseseffekt med hensyn til partikkelfjerning, og utløpsvannet har en turbiditet godt under 5 FNU som er turbiditetsgrensen fastslått av WHO for akseptabelt drikkevann. pH-verdiene ligger rundt 7, og det er verken en forverring eller forbedring av partikkelinnholdet i utløpet grunnet endringer i pH.

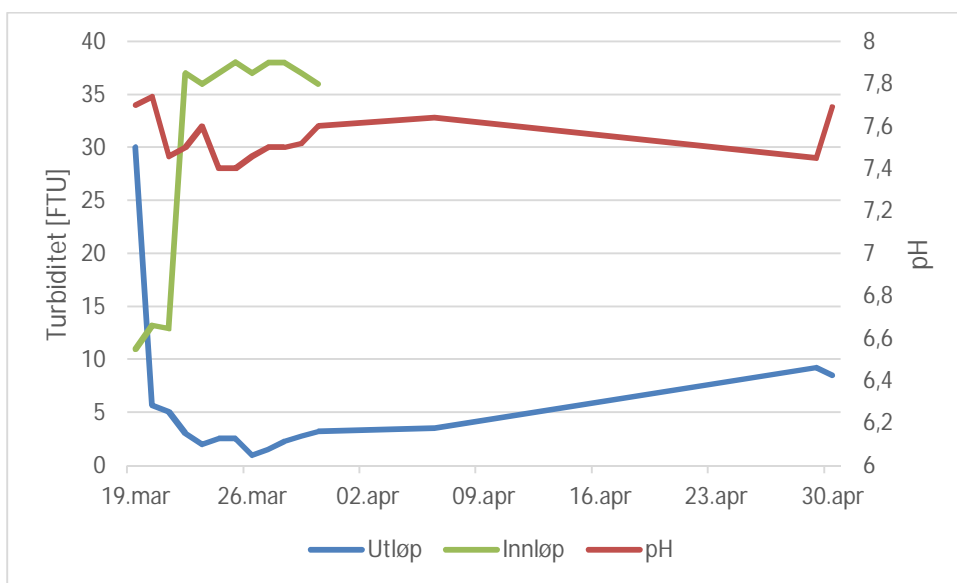


Figur 54: Turbiditetsmålinger fra drift ved Dala Rieko, Kenya.

Figur 54 viser målinger gjort på turbiditeten i både innløp og utløp under forsøk ved Dala Rieko i Kenya. 21. mars og utover bestod råvannet av en blanding av dusjvann og innsjøvann, og man ser et tydelig hopp i turbiditeten i innløpet. Videre holder turbiditeten seg tilnærmet lik i innløpet.

Ved oppstart av filteret i Kenya var det svært turbid vann som kom ut i utløpet. Dette ser man tydelig fra figur 54, hvor første måling er på 182 FTU. Dette skyldes finstoff i sanden som må skylles ut, og fra figuren ser vi at denne modningsprosessen tok ca. tre dager.

21. mars oppnår filteret en renseseffekt som er akseptert for drikkevann med hensyn til partikkelfjerning.



Figur 55: Et nærmere blikk på turbiditetsmålingene ved Dala Rieko, Kenya.

Figur 55 viser samme resultat som figur 54, men nå uten den første målingen på 185 FTU i utløpet. Man får her et tydeligere bilde av filterets utløpsturbiditet, og man kan lettere lese av turbiditeten i utløpet med resultat godt under 5 FTU.

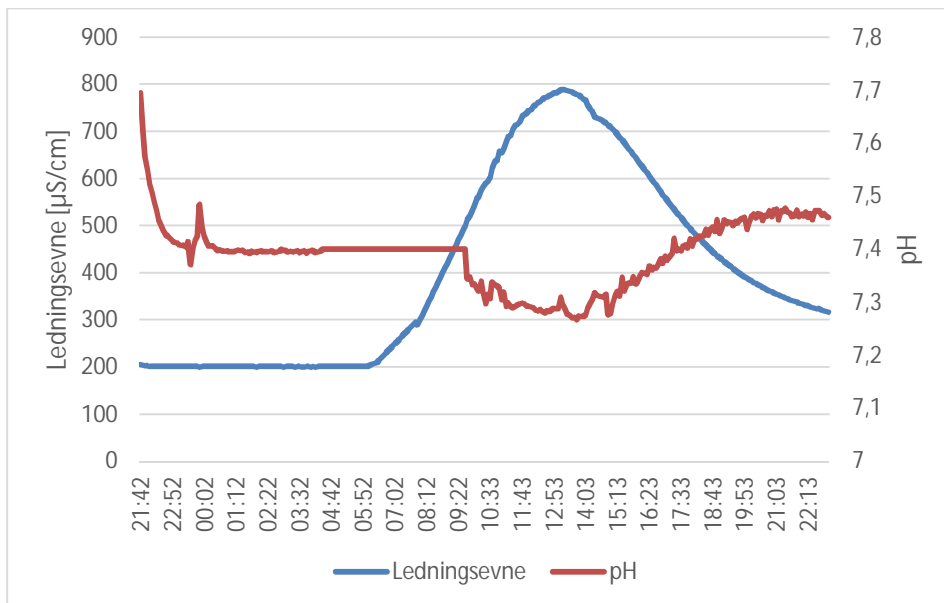
Etter tilsetning av gråvann i innløpet stiger turbiditeten fra ca. 12 FTU til ca. 37 FTU. Likevel ser det ut til at filteret takler endringen i innløpsvann godt for en periode, og fortsetter å holde en lav turbiditet i utløpet.

Rundt 28. mars, 11 dager etter filteret ble startet, ser vi fra figur 54 at turbiditeten stiger sakte, men sikkert i utløpet. Dersom pH hadde økt i filteret, kunne dette forklart økningen i partikkelinnhold i utløpet, da antall partikler som ville blitt absorbert ville gått ned. pH ligger derimot ganske kontinuerlig rundt 7,5, og er ikke grunnen til økningen i turbiditet. Dette er en indikasjon på tetninger i

filteret, og etter 10. april overstiger turbiditetsverdiene 5 FTU, og er ikke lengre godkjent for drikkevann mht. partikkelinnhold etter WHO sine retningslinjer. Når vannet møter på slike tetninger i filteret, vil det finne den enkleste veien ned. Dette fører til at vannet går gjennom filteret ved en høyere hastighet enn ønsket, og vannet vil ikke bli tilstrekkelig renset.

Ved analyse av vannprøvene ved vannverket i Asembo Bay, var glasset til turbiditetsmåleren farget svakt gult. Det ble forsøkt vasket, men det hadde liten effekt. Dette vil ha en innvirkning på enkeltresultat. Denne feilkilden er imidlertid lik for alle målingene, og det er ikke årsaken til den økende turbiditeten i utløpet.

### 3.7 Tracer-test og oppholdstid i filteret

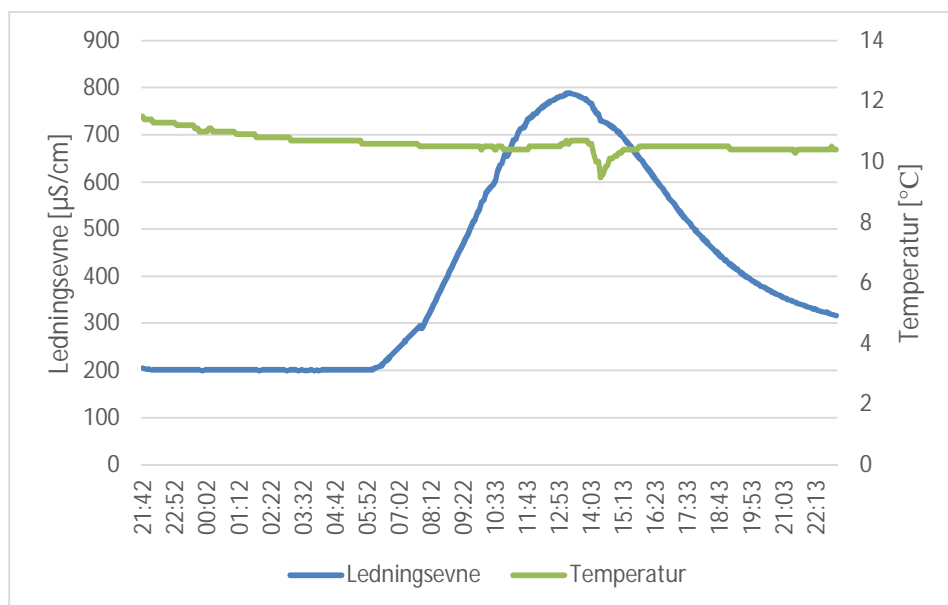


Figur 56: Tracer-test gjennomført ved NMBU, Norge, sett sammen med målinger av pH i vannet.

Saltet ble tilsatt søndag 15. februar kl. 21:10. Maks ledningsevne ble målt lørdag 16. februar kl. 13:13. Dette gir en gjennomsnittlig oppholdstid i filteret på 16 timer. Doseringen var her 40 minutter lukketid, og 6 sekunder åpningstid.

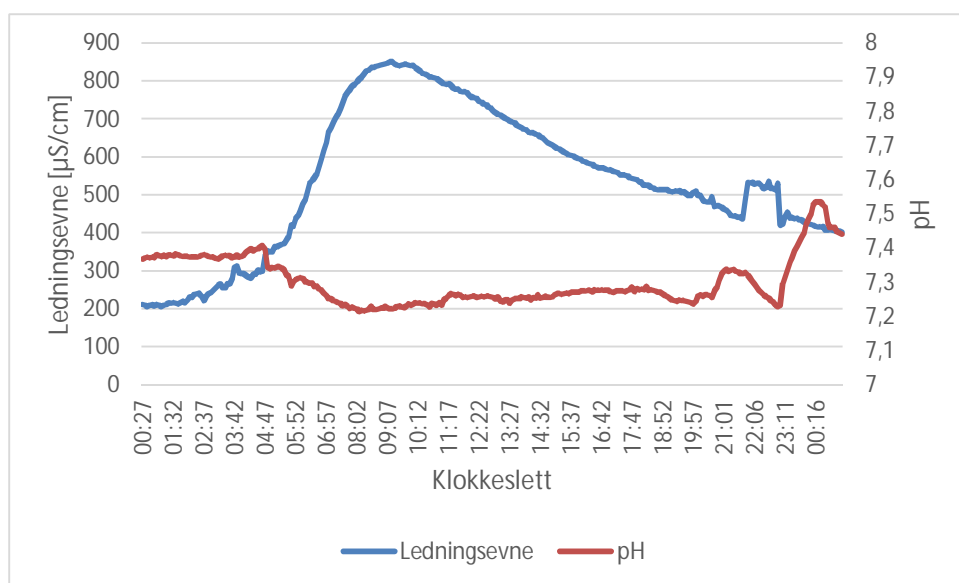
Som vi ser fra figur 56, er det en sammenheng mellom pH og ledningsevne. Selv om dette er en svært liten endring i pH (fra 7,4 til 7,3), er det likevel ingen tvil om at endringen er i sammenheng med den økte ledningsevnen i vannet.

I NaCl-løsningen har man en meget svak Brønsted-Lowry-base ( $\text{Cl}^-$ ), og en meget svak Brønsted-Lowry-syre ( $\text{Na}^+$ ). De er så svak, at de som oftest blir betraktet som nøytral.  $\text{Na}^+$  er derimot en sterk B-L-syre til å gi en målbar endring i pH, og det er en mulighet til at det er dette vi kan lese av i figur 56.



Figur 57: Tracer-test gjennomført ved NMBU, Norge, sett sammen med målinger av temperatur.

Fra figur 57 ser vi at temperaturen er tilnærmet konstant på ca.  $10,8^{\circ}\text{C}$  gjennom forsøket, og ikke hatt noen påvirkning på ledningsevne målingene.



Figur 58: Tracer-test gjennomført ved Dala Rieko, Kenya, sett sammen med målinger av pH.



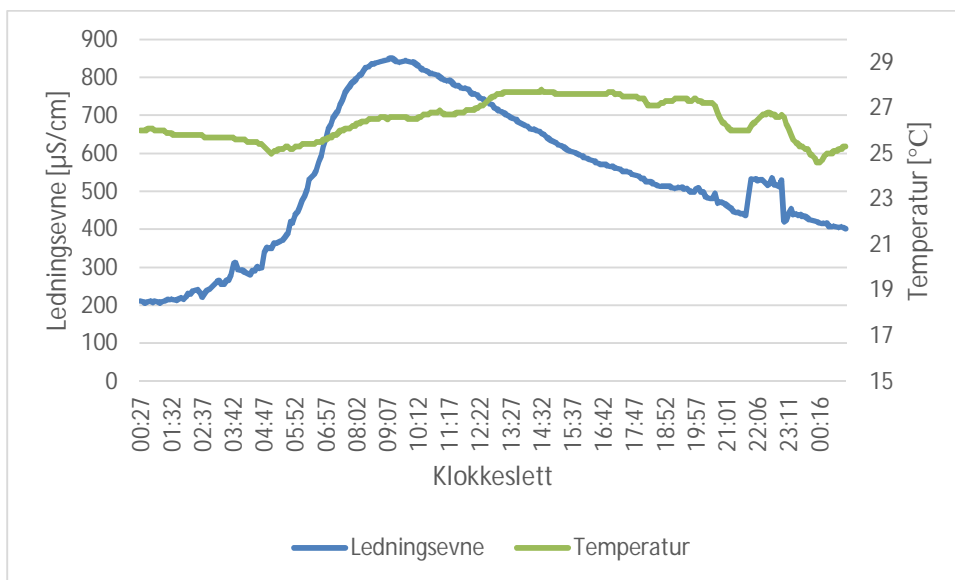
Saltet ble tilsatt lørdag 21. mars kl. 18:55. Maks ledningsevne ble målt søndag 22. mars kl. 09:12. Dette gir en oppholdstid i filteret på 16 timer og 17 min.

Fra Figur 58 ser vi at målingene tatt fra filteret i Kenya er svært varierende i forhold til målinger tatt i Norge. Men også her ser vi en nedgang i pH når saltet blir detektert i utløpet. Dette kan skyldes den svake syren fra  $\text{Na}^+$ , slik som ble antatt i resultatene fra Norge.

I Victoriasjøen er det eutrofe forhold, det vil si at den har god tilførsel av næringsalter, og har derfor en rik produksjon av planter [5]. På grunn av det rike plantelivet i innsjøen, vil det føre til en fotosyntetisering. Fotosyntesen bruker opp oppløst karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ), som fungerer som karbonsyre ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) i vann.  $\text{CO}_2$ -fjerning vil redusere surheten i vannet, og dermed øke pH-verdien. Motsatt vil respirasjon av organisk materiale produsere  $\text{CO}_2$ , som løser seg i vannet som karbonsyre, og dermed senke pH-verdien. [10]

De små endringene vi kan se i pH-verdien i råvannstanken kan derfor også forklares med endringer i pH i vannet fra innsjøen.

De små toppene i starten av tracer-testen, vist i figur 57 og 58, før salttoppen er registrert, kan tyde på et gjennombrudd, og at salt har strømmet raskere gjennom filteret enn antatt. Men ettersom vi kan se disse små variasjonene jevnt over grafen, kan det tenkes at det ikke er mer enn naturlig variasjon.



Figur 59: Tracer-test gjennomført ved Dala Rieko, Kenya, sett sammen med målinger av temperatur.

Figur 59 viser temperaturen på vannet under ledningsevнемålingene. Som vi også så i figur 58 er målingene varierende, og skiller seg fra målingene i Norge.

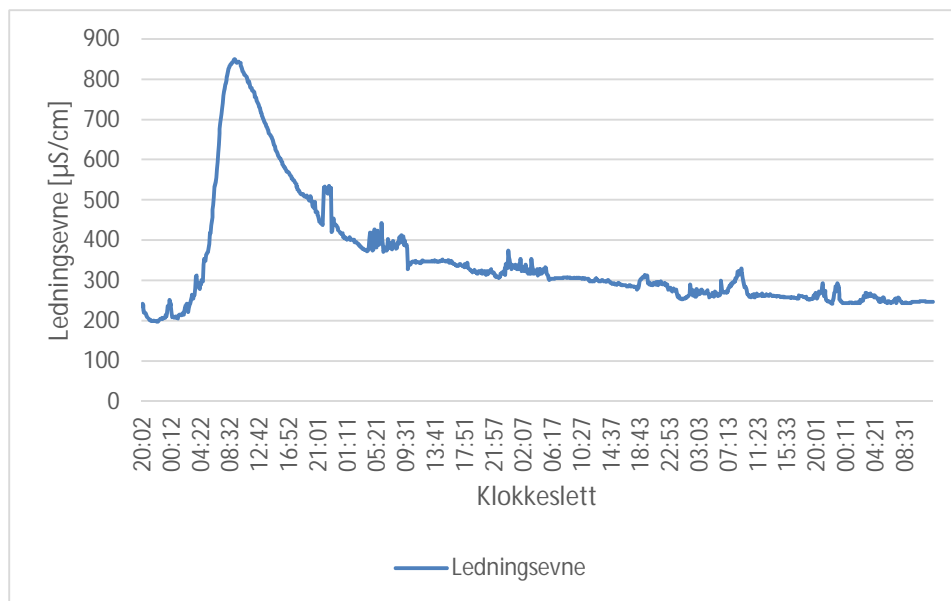
Til tross for en del variasjon, ser vi at temperaturen ligger på rundt 25 °C gjennom hele forsøket.

Oppholdstiden i filteret under forsøk ved NMBU var 16 timer. Oppholdstiden ved Dala Rieko var oppholdstiden 16 timer og 17 minutter. Dette gir altså at oppholdstiden er tilnærmet lik i Norge og Kenya, og en tilnærmet lik vannhastighet gjennom filteret på 0,05 m/h. Da tracer-testen ble gjennomført i Kenya, var lukketiden på ventilen imidlertid 60 min, mens den under tracer-testen i Norge var på 40 min. Dette gir en differanse på 20 min, og dermed 1/3 mer vann i filteret ved test i Norge.

Dersom kornfordelingen hadde vært lik i begge tilfeller, skulle hastigheten i filteret ved test i Norge vært høyere enn ved testen i Kenya. Ved beregning av oppholdstid ved NMBU, ble hastigheten  $0,0141 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $\frac{\text{Volum}}{\text{oppholdstid}}$ ), mens den i Kenya var på  $0,0139 \text{ m}^3/\text{h}$ . Strømningshastigheten er litt høyere ved drift i Norge, med doseringsinnstillinger som beskrevet over, enn hva den var i Kenya. Denne forskjellen er likevel svært liten. En mulig forklaring kan være at sanden som ble brukt som filtermedie i Kenya har en større andel grovere materiale enn hva som finnes i sanden som ble brukt som filtermedie i Norge. Den fine sanden fører til en bedre fordeling allerede tidlig i filteret, grunnet sterkere kapillære krefter. Grunnen til at vannhastigheten gjennom filteret er lik skyldes nok at den grovere sanden i Kenya ikke klarer å fordele vannet like godt tidlig i filteret slik som er tilfelle i Norge.

Både ved forsøk ved NMBU i Norge, og Dala Rieko i Kenya, ser vi at helningen på figurene (figur 57 og 58) er slakere i perioden etter ledningsevnetoppen. Dette skyldes at mye vann holdes kapillært lenge i filteret, noe som fører til at saltet går saktere ut.

Ved Dala Rieko i Kenya, trengte filteret imidlertid lengre tid på å få ut saltet enn hva det gjorde ved NMBU i Norge, til tross for en grovere sand. Den «lange halen» etter toppen i figur 60, illustrerer dette. Dette kan tyde på (i motsetning til hva som ble antatt i avsnittet over) at det er en større andel finstoff i sanden som ble brukt i Kenya, enn i sande som ble brukt i Norge. Dette kan imidlertid også skyldes bindinger i filtermediet. Ingen tracer er 100 % konservativ. Klorid har en negativ ladning, og dersom det er noe i sanden som har en positiv ladning, vil dette kunne danne bindinger som gjør at saltet blir holdt tilbake.

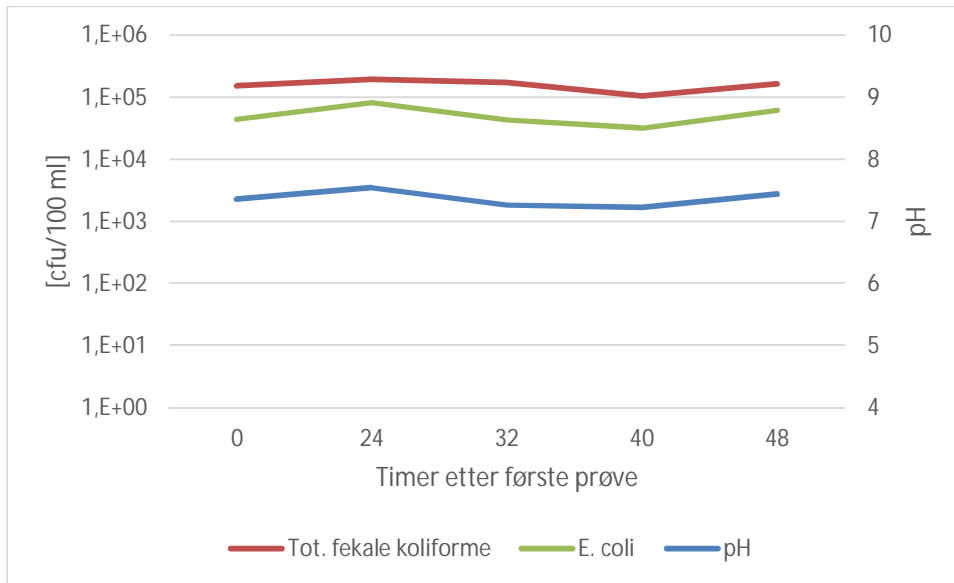


Figur 60: Ledningsevнемålinger fra tracer-test i Kenya.

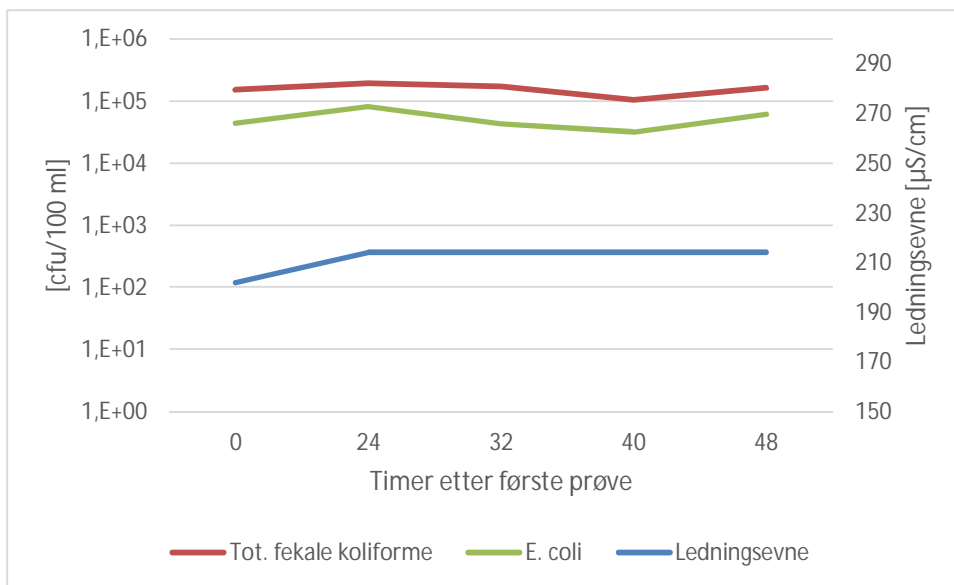
Da filteret ble veid etter endt forsøksperiode ved NMBU, ble vanninnholdet i filteret kalkulert, og ga et vanninnhold på 16 %.

Etter endt prøvetakning for analyse av koliforme bakterier, E. coli, og S.t.28B, fikk imidlertid ikke filteret like god oppfølging, og det gikk til tider tom for vann i råvannstanken før nytt vann ble fylt på. Dette vil ha en innvirkning på vanninnholdet i filteret, og det er en mulighet for at den kalkulerte vannprosenten er lavere enn den faktiske vannprosenten under forsøkene.

### 3.8 Analyse av totale koliforme bakterier og E. coli



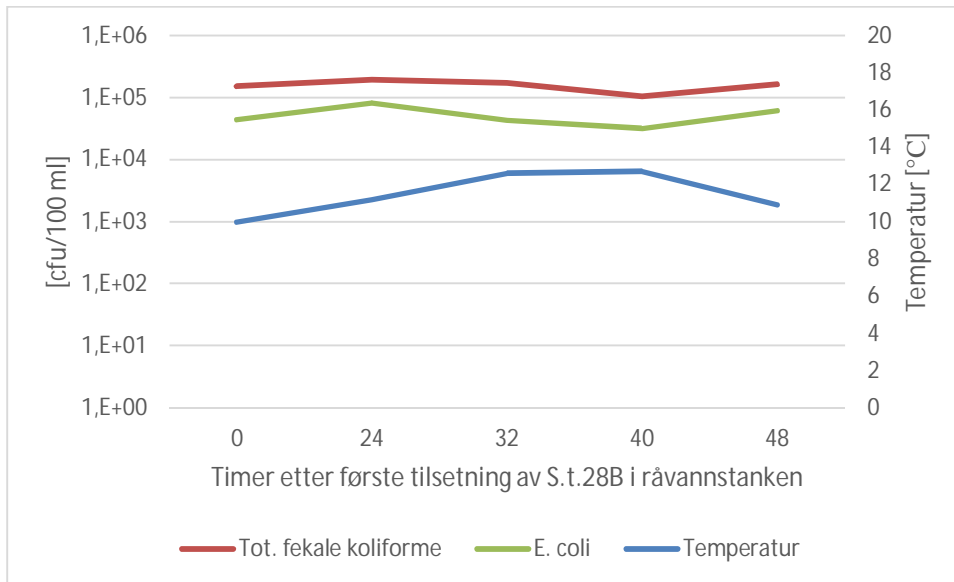
Figur 61: Innløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier og E. coli ved NMBU, sett i sammenheng med pH



Figur 62: Innløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier og E. coli ved NMBU, sett i sammenheng med ledningsevne.

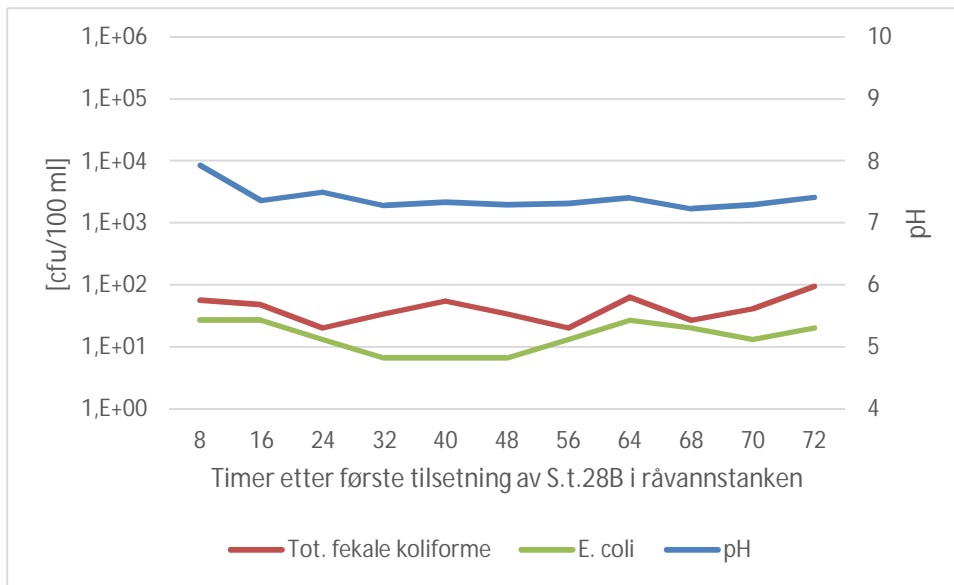
Endringene pH og ledningsevne som vi kan lese av i figur 61 og 62, skyldes mest sannsynlig variasjoner fra gråvannet som er innblandet.

Sett bort fra første måling, holder ledningsevnen seg konstant i råvannstanken. Denne kan skyldes unøyaktig måling.



Figur 63: Innløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier og *E. coli* ved NMBU, sett i sammenheng med temperatur.

I figur 63 ser vi en sammenheng mellom innløpskonsentrasjonene av totale koliforme bakterier og *E. coli*, og temperatur. Når temperaturen i vannet øker, vil bakteriene vokse raskere enn ved en lavere temperatur. Temperaturen holder seg derimot ganske konstant, mellom 10 og 12 °C, og vi ser liten innvirkning på konsentrasjonen av denne lave endringen i temperatur.

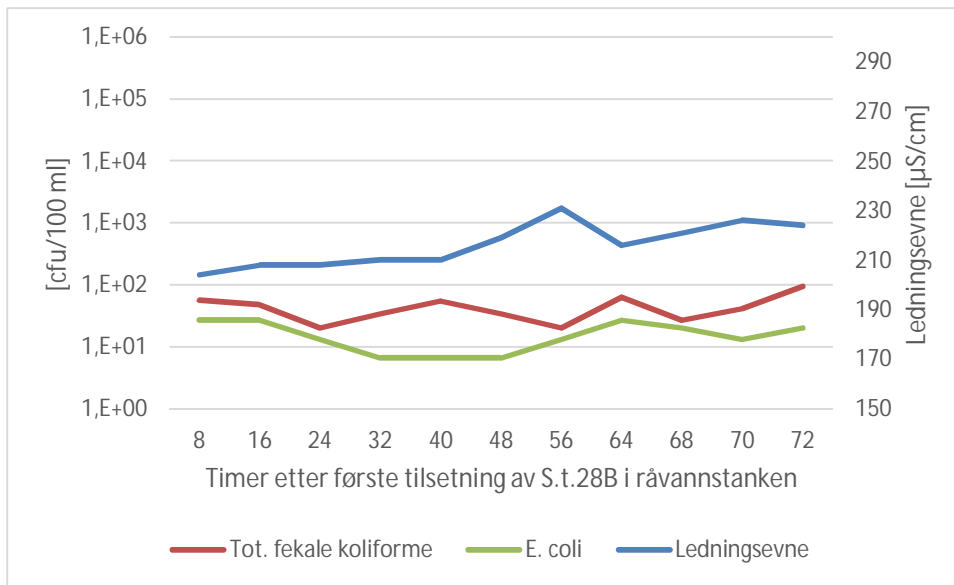


Figur 64: Utløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier og *E. coli* ved NMBU, sett i sammenheng pH.

Figur 64 viser sammenhengen mellom konsentrasjon i utløpet og pH. Fra Lytle et al. har vi at det isoelektriske punktet til *E. coli* O157:H7 er på omtrent 4,3. På grunn av det lave isoelektriske punktet vil det være sannsynlig at *E. coli*-bakteriene ble «presset» mot det hydrofobe luft-vann-grensesnittet, og at det derfor skjedde en fjerning av *E. coli* ved luft-vann-grensesnittet.

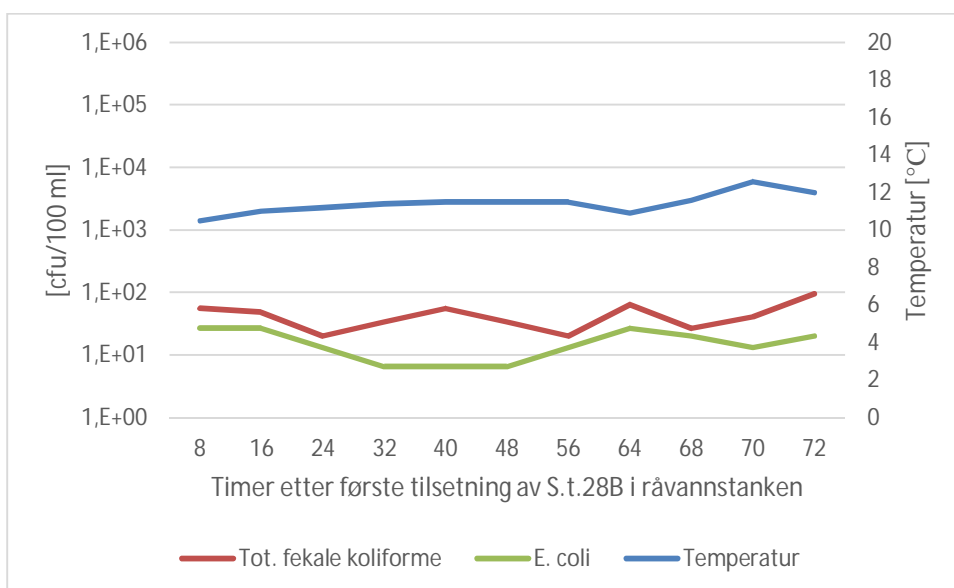
Det lave isoelektriske punktet til *E. coli* O157:H7 vil derimot kunne føre til en lavere adsorpsjonsrate da frastøtning mellom partikler øker jo sterkere negativ ladning bakterien har på sin vei gjennom den negativt ladde sandoverflaten.

I nærvær av elektrolytter, vil den frastøtende elektrostatiske frie energien derimot kunne reduseres, og, avhengig av graden av denne reduksjonen, kan van der Waals attraktive interaksjoner overstige den frastøtende elektrostatiske interaksjonen, og bakteriell adsorpsjon kan finne sted på grunn av den økte ionestyrken i vannet. [73] Dette ser vi fra figur 65 har spilt en rolle ved fjerning av *E. coli* og totale koliforme bakterier i dette forsøket.



Figur 65: Utløpskonsentrasjonen av totale fekale koliforme bakterier og *E. coli* ved NMBU, sett i sammenheng ledningsevne.

I figur 65 ser vi en liten endring i utløpskonsentrasjonen av både totale koliforme bakterier og *E. coli* ved endringer i ledningsevnen. Da ledningsevnen i vannet gikk opp, ser vi at den tilhørende konsentrasjonen av totale koliforme bakterier og *E. coli* gikk litt ned. Vi ser også en liten oppgang i utløpskonsentrasjonene rett etter, da ledningsevnen går ned igjen. Dette kan skyldes at ionestyrken i vannet økte, og dermed komprimerte det elektrostatiske dobbeltlaget, og en større absorpsjon fant sted. Dette kan også skyldes naturlige variasjoner.



Figur 66: Utløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier og *E. coli*, ved NMBU, Norge, sett i sammenheng med temperatur.

I figur 66 ser vi en sammenheng mellom innløpskonsentrasjonene av totale koliforme bakterier og E. coli, og temperatur. Når temperaturen går opp, vil det foregå en større inaktivering av bakteriene i filteret. Temperaturen holder seg imidlertid tilnærmet konstant i vannet.

Ved beregning av renseeffekten av indikatorbakteriene, er det viktig å ta hensyn til oppholdstiden på 16 timer i filteret. Inn- og utløpskonsentrasjonene som benyttes ved beregning av antall log reduksjon, er derfor adskilt med 16 timer.

Den laveste målte renseeffekten av totale koliforme bakterier filteret oppnådde var:

$$\text{Antall log}_{10} \text{reduksjon} = \log\left(\frac{C_{INN}}{C_{UT}}\right) = \log\left(\frac{1,64 \times 10^5}{64,02}\right) = 3,409 \sim 3,4$$

Den høyeste målte renseeffekten av totale koliforme bakterier var:

$$\text{Antall log}_{10} \text{reduksjon} = \log\left(\frac{C_{INN}}{C_{UT}}\right) = \log\left(\frac{1,05 \times 10^5}{20,46}\right) = 3,7102 \sim 3,7$$

Dette tilsvarer en renseeffekt mellom 99,9 og 99,99 %.

Den laveste målte renseeffekten av E. coli filteret oppnådde var:

$$\text{Antall log}_{10} \text{reduksjon} = \log\left(\frac{C_{INN}}{C_{UT}}\right) = \log\left(\frac{4,42 \times 10^4}{27,06}\right) = 3,213 \sim 3,2$$

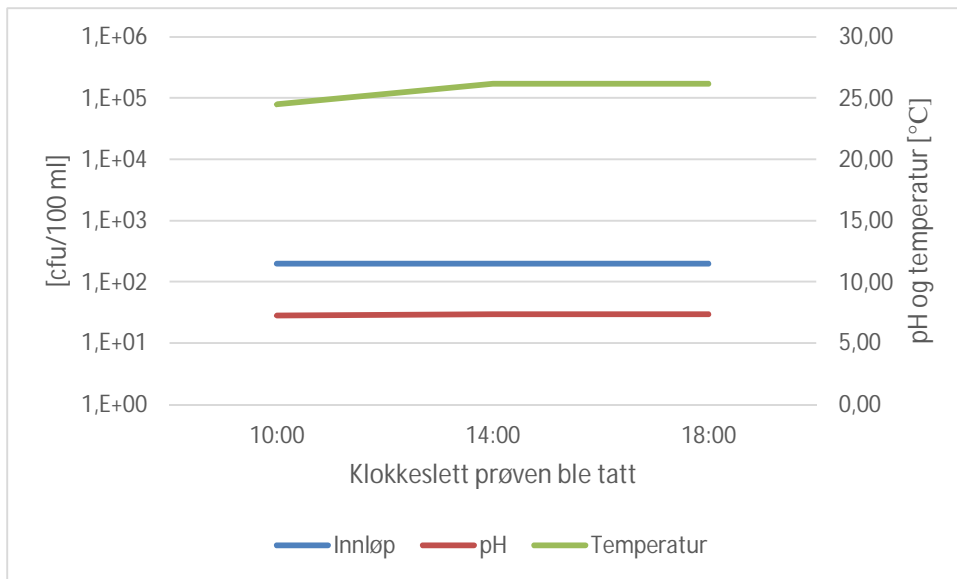
Den høyeste målte renseeffekten av E. coli var:

$$\text{Antall log}_{10} \text{reduksjon} = \log\left(\frac{C_{INN}}{C_{UT}}\right) = \log\left(\frac{8,31 \times 10^4}{6,6}\right) = 4,1001 \sim 4,1$$

Dette tilsvarer en renseeffekt tilnærmet lik den for totale koliforme bakterier, og ligger mellom 99,9 og 99,99 %. Selv om det er god fjerning av indikatorbakteriene, vet vi fra litteraturen at dette ikke nødvendigvis betyr en god fjerning av alle patogene mikroorganismer.

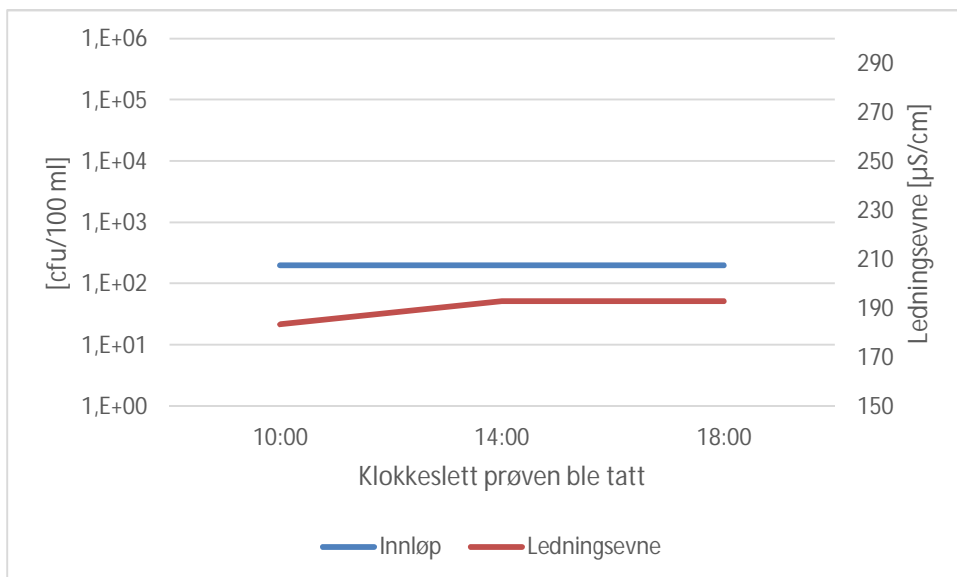
Analyseresultatene fra laboratoriet i Kisumu, Kenya, viste til fravær av både E. coli og *Enterococcus faecalis*, i både innløp og utløp, i alle prøvene. Da det ble tilsatt dusjvann i råvannet, er dette høyst usannsynlig, og resultatet kan ikke være korrekt.



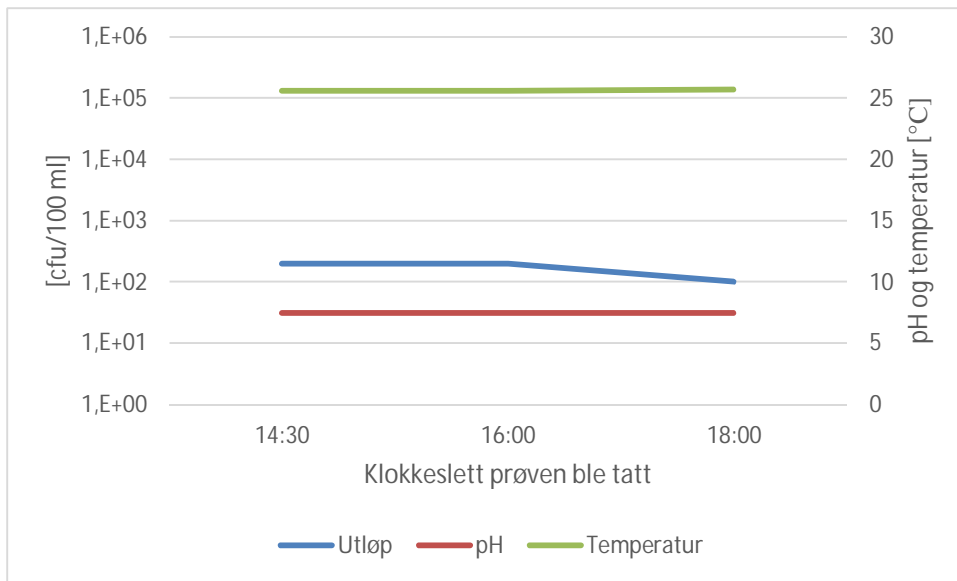


Figur 67: Innløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier ved Dala Rieko, Kenya, sett i sammenheng med pH og temperatur.

Fra figur 67 ser vi at det er konstant konsentrasjon av totale koliforme bakterier i innløpet, og endring i temperatur har ikke hatt noen tydelig påvirkning på resultatet.

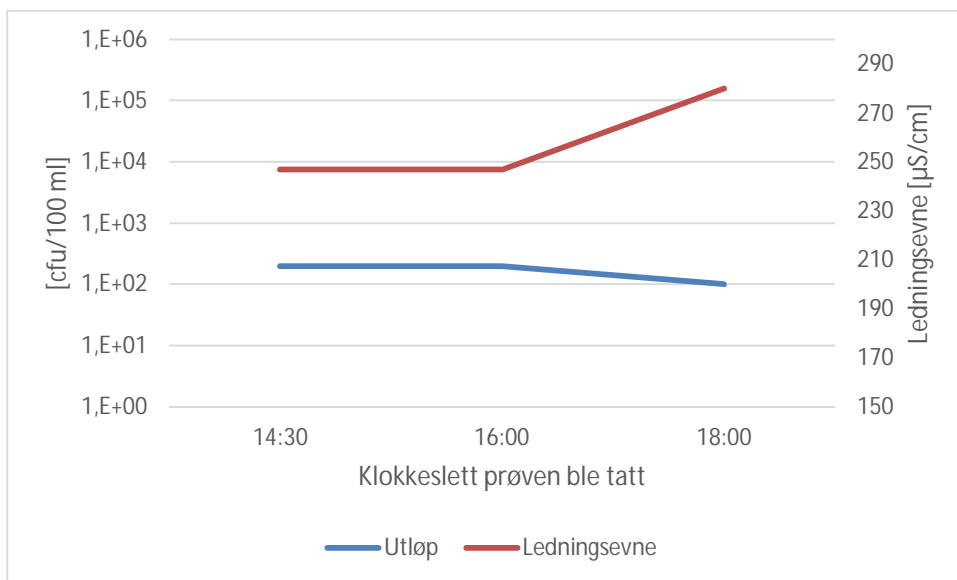


Figur 68: Innløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier ved Dala Rieko, Kenya, sett i sammenheng med ledningsevne.



Figur 69: Utløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier ved Dala Rieko, Kenya, sett i sammenheng med pH og temperatur.

Figur 69 viser at både pH og temperatur er tilnærmet konstante i perioden hvor prøvene ble tatt, og forklarer ikke endringen i konsentrasjon av totale koliforme bakterier i prøven tatt kl. 18:00 fra utløpet.



Figur 70: Utløpskonsentrasjonen av totale koliforme bakterier ved Dala Rieko, sett i sammenheng med ledningsevnen.

Figur 70 viser sammenhengen mellom utløpskonsentrasjon av totale koliforme bakterier per 100 ml, og ledningsevnen i vannet. Når ledningsevnen går opp, går konsentrasjonen av koliforme bakterier

ned. Dette indikerer at ionestyrken i vannet, slik som forklart tidligere, har hatt en påvirkning på utløpskonsentrasjonen også her.

Analyseresultatene fra laboratoriet i Kisumu, Kenya, viste høye konsentrasjoner av totale koliforme bakterier. De første prøvene som ble tatt fra utløpet, viser like høye konsentrasjoner av totale koliforme bakterier som i innløpet. I prøven fra utløpet som ble tatt kl 18:00, ser vi en nedgang i konsentrasjonen av totale koliforme bakterier, og utløpsvannet ble etter denne prøven, godkjent som drikkevann av laboratoriet i Kisumu.

Én godkjent prøve betyr imidlertid ikke at vannet er klarert for inntak, og jeg vil konkludere med at vannet, etter dette resultatet, ikke er av drikkevannskvalitet.

En usikkerhet ved resultatene fra Kenya er standarden på laboratoriet hvor prøvene ble analysert. Da jeg ikke fikk ta del i analysen, er det vanskelig å si noe om dette laboratoriet, men ved andre laboratorier jeg fikk besøke, var kunnskapen lav når det kom til sterilt arbeid og andre hygieniske arbeidsforhold.

Ved Dala Rieko i Kenya ble det daglig tilsatt dusjvann i råvannet for å øke konsentrasjonen av *E. coli*. Da det var svært få som bodde ved Dala Rieko var det ikke dusjvann fra mer enn én person som ble tilført råvannet per dag. Dette kan føre til store variasjoner i mengde *E. coli* og totale koliforme bakterier som tilføres filteret fra dag til dag.

Ved NMBU i Norge ble gråvann fra Kaja Studentboliger tilført råvannet. Da dette er gråvann fra flere husholdninger, vil tilførselen av totale koliforme bakterier og *E. coli* være jevn, og det vil lite trolig oppstå store variasjoner. Man kan derfor anta en jevn konsentrasjon av *E. coli* og andre fekale koliforme bakterier i tanken.

Prøveflaskene som ble brukt i Kenya var på 500 ml (brusflasker). Disse flaskene ble kokt i 5 min under lokk. Gjennom denne prosessen ble flaskene deformerte, og skrulokkene tettet ikke helt på noen av flaskene. Enkelte prøveflasker var derfor ikke tette, og dersom de ble vendt, rant det vann ut av flaskene. Det er derfor mulig at vannprøvene kan ha blitt forurenset ved lagring.

Da det ikke var mulig å holde prøvene kjølig etter de ble tatt, ble prøvene lagret innomhus i en lufttemperatur på rundt 28 °C i 11 – 22 timer, alt ettersom når prøvene ble tatt. Filteret ble, som nevnt tidligere, installert innomhus, og opplevde derfor ikke direkte sollys. Dette har hatt en stor innvirkning på resultatet, og man kan anta en vekst av de totale koliforme bakteriene i denne perioden. Resultatene fra laboratoriet i Kisumu, viser derfor ikke den eksakte konsentrasjonen ut av filteret.

Dersom filteret hadde vært installert utomhus, og derfor vært utsatt for direkte sollys, ville en inaktivering av mikroorganismene i råvannstanken vært en viktig faktor.

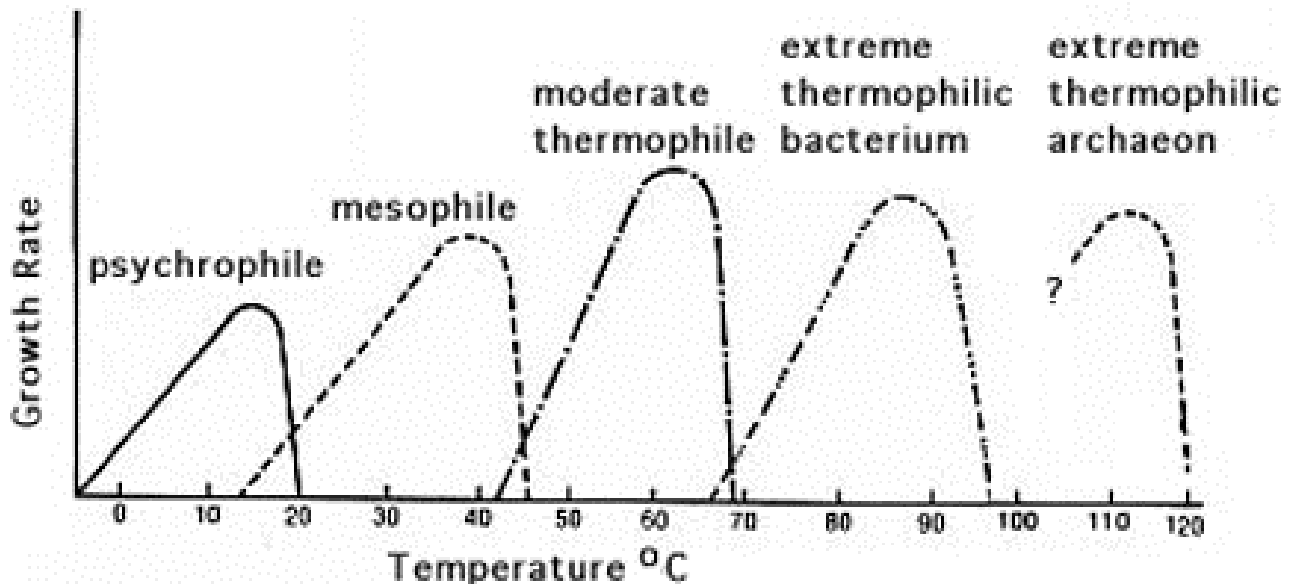
Ettersom koliforme bakterier er mesofile, vet vi at de kan vokse ved ca. 7 - 48 °C.

Optimumstemperatur for vekst er ofte 37 °C, men kan være mellom 35 og 40 °C

Fra figur 71 kan vi lese av en relativ lav vekstrate for mesofile bakterier ved 28 °C. En vekst har det imidlertid vært, men i hvor stor grad lagring av vannprøvene ved denne temperaturen har innvirket på resultatet er uvisst.

Andre faktorer som har en innvirkning på veksten av bakterier er næringstilgangen i prøvevannet.

Innsjøvannet som ble benyttet som råvann ved Dala Rieko, Kenya, inneholder store mengder organisk materiale. Dette er næring til bakterier, og det er grunn til å anta at det er vekstpotensiale.



Figur 71: Vekstrate versus temperatur for fem miljøklasser av prokaryoter. [Online Textbook of Bacteriology.]

Det er viktig å være klar over at opportunistiske mikroorganismer som finnes naturlig i miljøet, kan utgi en trussel i vannprøvene som har blitt lagret.

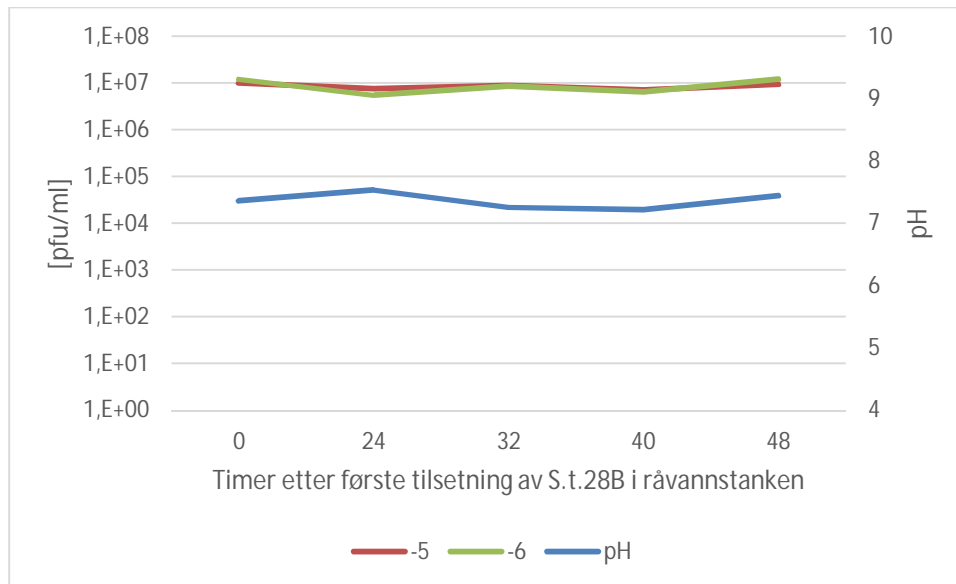
Opportunistiske patogene mikroorganismer er mikroorganismer som kan leve i vann, og som vanligvis ikke fører til sykdom. Dersom man derimot blir utsatt for høye doser, eller har et immunforsvar som av forskjellige årsaker allerede er svekket, vil det kunne føre til sykdom hos mennesker.

Da Victoriasjøen inneholder store mengder organiske materiale, samt den høye temperaturen i Kenya, er det gode vilkår for opportunistiske mikroorganismer å vokse frem. Indikatorbakteriene vil ikke indikere forekomst av disse mikroorganismene.

En mulighet for å oppnå drikkevannskvalitet på vannet fra utløpet, vil være å legge gjennomsiktige plast- eller glassflasker med utløpsvann på taket i sollyset i noen timer. Dette vil føre til en sterilisering av vannet, og det vil være trygt å drikke.

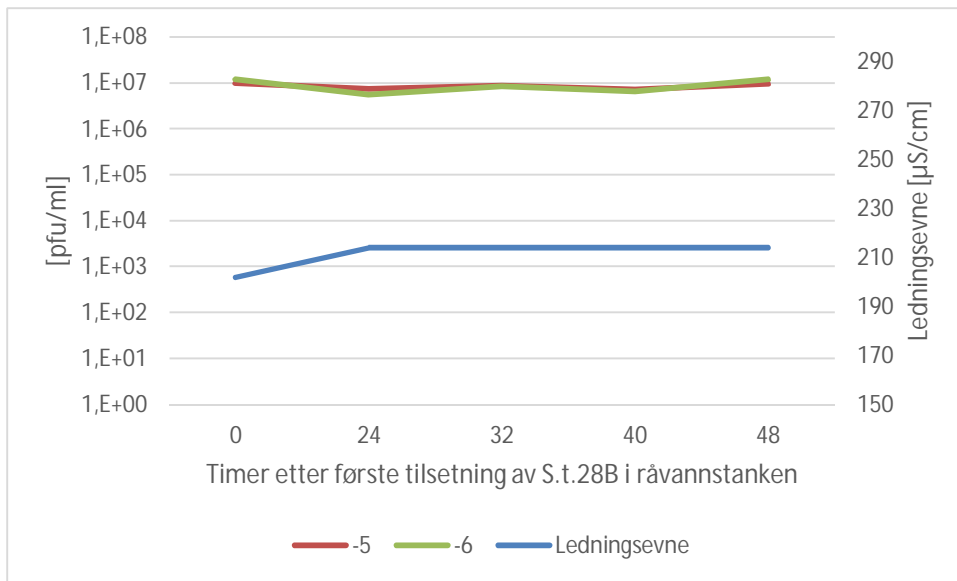
En studie gjort av McGulgan et al. (1997) undersøkte de rollene av optisk stråling, vanntemperatur og turbiditet i de bakterielle inaktiveringsprosessene som skjer under simulert kenyansk soldesinfeksjon av *E. coli* i vannprøver i plastbeholdere på. Denne studien viste at uavhengig av strålingsnivået, ble alle prøver som ble utsatt for den høyeste vanntemperaturregimet (maks temperatur 55 ° C) fullstendig inaktivert innen, på det meste, 7 timer fra starten av simulering, og i hvert tilfelle, ble ingen etterfølgende bakteriell gjenvinning observert etter å ha forlatt prøvene for avkjøling over natten. [77]

### 3.9 Analyse av *Salmonella typhimurium* fag 28b



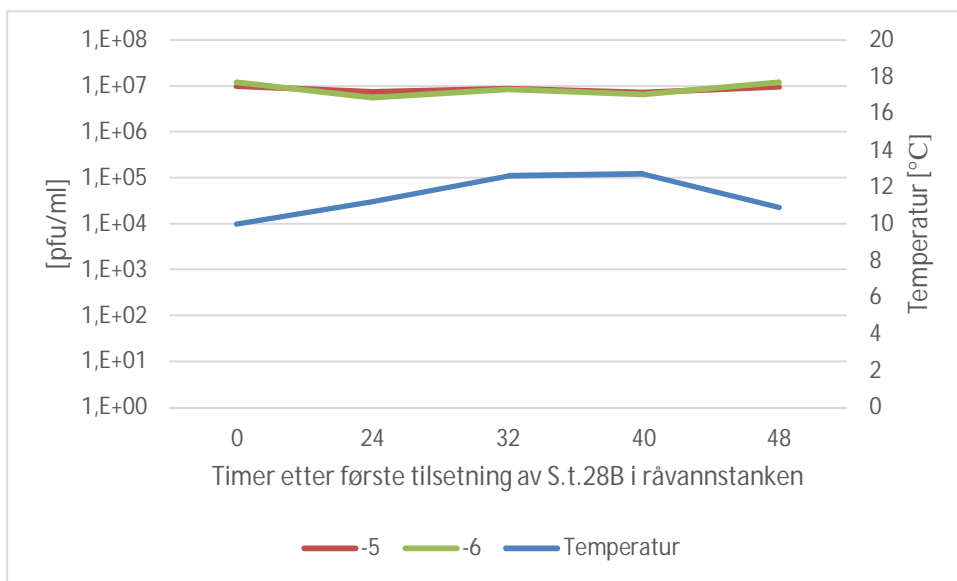
Figur 72: Innløpskonsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28B, sett i sammenheng med pH.

I figur 72 kan det se ut som at pH i råvannstanken har en innvirkning på konsentrasjonen av S.t.28B.



Figur 73: Innløpskonsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28B, sett i sammenheng med ledningsevne.

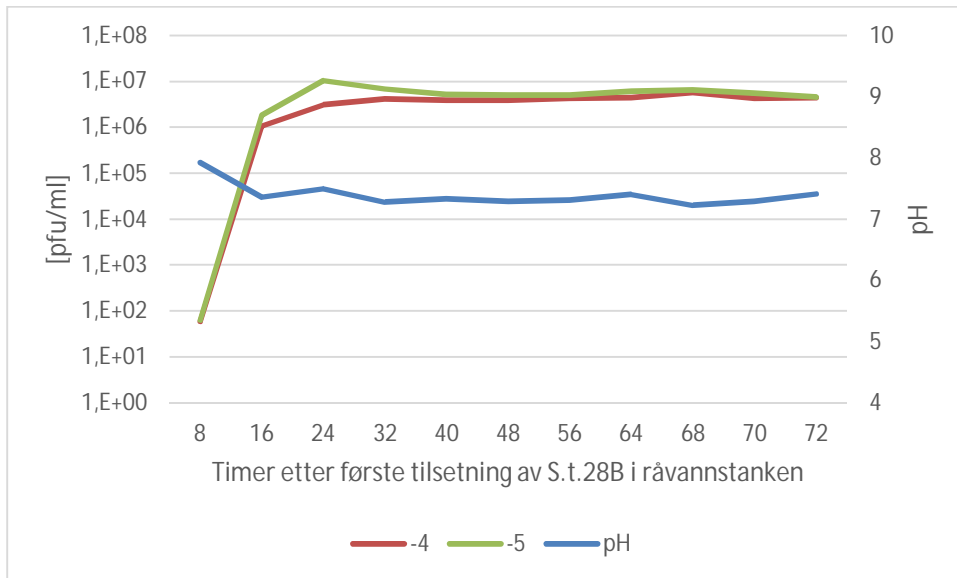
Sett bort fra første måling, holder ledningsevnen seg konstant i råvannstanken, som vist i figur 73.



Figur 74: Innløpskonsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28B, sett i sammenheng med temperatur.

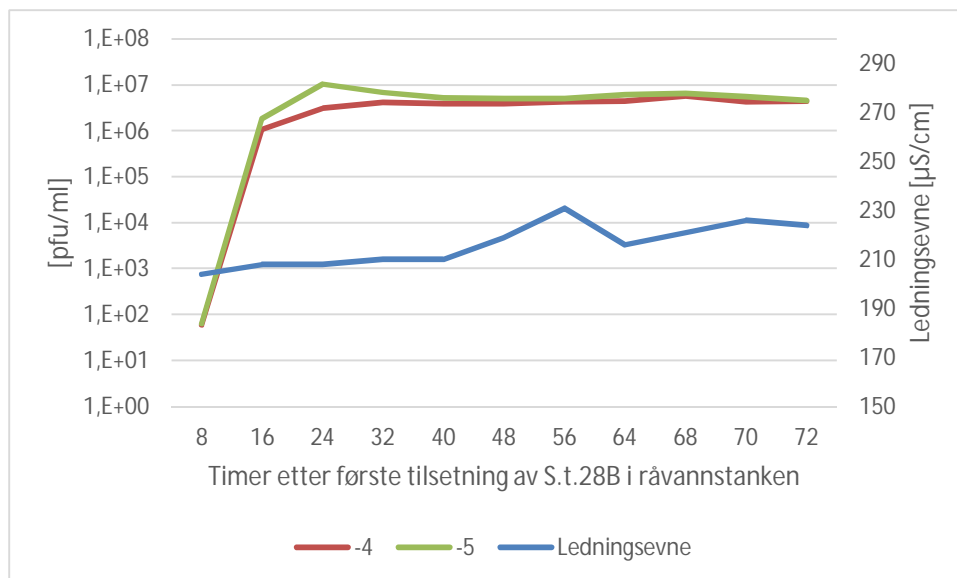
Figur 72, 73 og 74 viser resultatet av analyse av S.t.28B fra innløpet av filteret. Disse prøvene ble analysert for å kontrollere en konstant konsentrasjon av fagen i råvannstanken. Vi ser at dette stemmer, og det foregår verken vekst eller inaktivering av fag 28B i råvannstanken. Det er ikke noe som tyder

på at fag 28B blir påvirket av de små endringene i pH, ledningsevne eller temperatur, og holder en jevn konsentrasjon på om lag  $2,0 \times 10^7$  pfu/ml.



Figur 75: Utløpskonsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28B, sett i sammenheng med pH.

Figur 75 viser utløpskonsentrasjon av S.t.28B sett sammen med pH-verdiene i utløpet. pH kan ha hatt en innvirkning på absorpsjonsgraden av fagen i filteret. Det isoelektriske punktet til fagen, og informasjon om pH i vannet, vil gi et bilde av hvor sterk frastøtningen mellom fagen og filtermediet var. Dersom fag 28B har et lavt isoelektriske punkt, ville forskjellene mellom pH til fagen og mediet vært større enn ved et høyere isoelektriske punkt, og frastøtning vil være sterkere. Da S.t.28B er en bakteriofag som man nylig er begynt å bruke i analyser av virus, finnes det imidlertid ikke enda data på dens isoelektriske punkt. Det er derfor vanskelig å si noe om pH sin påvirkning på fjerning av denne fagen.



Figur 76: Utløpskonsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28B, sett i sammenheng med ledningsevne.

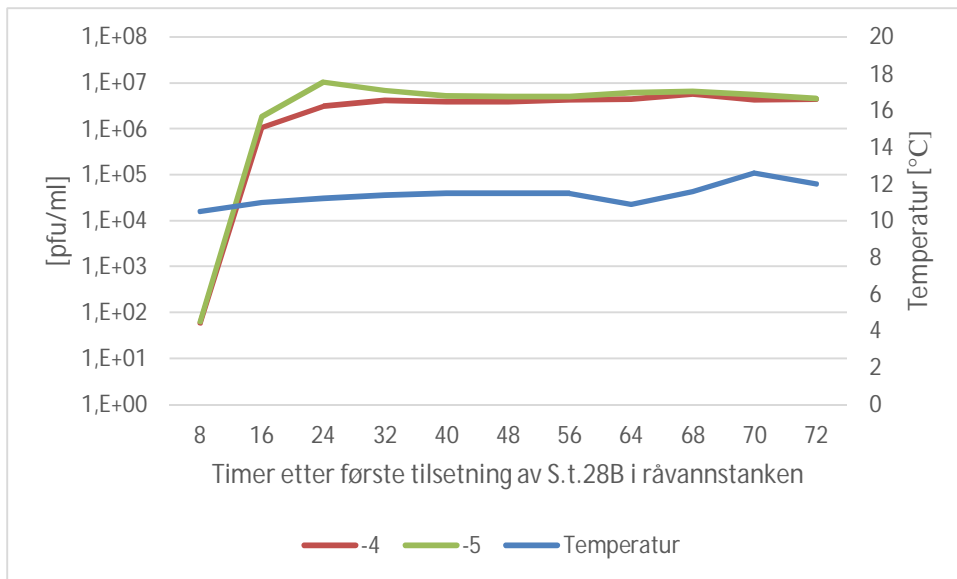
Det er ikke mulig å se en endring i utløpskonsentrasjon i figur 76 ved en endring i ledningsevnen.

Ved måling av elektroforetisk mobilitet er det påvist at S.t.28B har sterkere negativ ladning enn andre bakteriofager ved pH 7,3 og ionestyrke 10 mM (NaCl-løsning) [33]. I dette arbeidet ble derfor S.t.28B vurdert til å være et relativt konservativt modellvirus, på nivå med Polio-1.

På grunn av S.t.28B sitt lave zetapotensiale vil det foregå mindre adsorpsjon i filteret av denne fagen, da den negative ladningen på viruset vil føre til en frastøtning mellom viruspartiklene og sandoverflaten. Jo sterkere negativ ladning, desto sterkere frastøtning, og desto lavere sorpsjon. Virus med høyere zetapotensiale vil gjennomgå en sterkere adsorpsjon i filteret, og resultere i en større fjerning.

Ved videre arbeid hadde det derfor vært svært interessant å se på filterets renseeffekt på andre ulike bakteriofager.





Figur 77: Utløpskonsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28B, sett i sammenheng med temperatur.

Ved beregning av renseeffekten av S.t.28B, er det viktig å ta hensyn til oppholdstiden på 16 timer i filteret. Inn- og utløpskonsentrasjonene som benyttes ved beregning av antall log reduksjon, er derfor adskilt med 16 timer.

Den høyeste målte renseeffekten av S.t.28B var:

$$\text{Antall log}_{10} \text{reduksjon} = \log\left(\frac{C_{INN}}{C_{UT}}\right) = \log\left(\frac{1,0 \times 10^7}{1,09 \times 10^6}\right) = 0,969 \sim 1$$

Den laveste målte renseeffekten av S.t.28B var:

$$\text{Antall log}_{10} \text{reduksjon} = \log\left(\frac{C_{INN}}{C_{UT}}\right) = \log\left(\frac{7,4 \times 10^6}{3,87 \times 10^6}\right) = 0,282 \sim 0,3$$

Den høyeste målte renseeffekt av S.t.28B i filteret var 1 log. Dette er svært lite, og er ikke tilstrekkelig fjerning av S.t.28B. Dette kan ha flere forklaringer. Dersom filteret har hatt en for stor belastning kan dette ha en innvirkning på filterets evne til å inaktivere virus. Fra beregninger gjort på oppholdstid i filteret, vet vi at filteret hadde et vanninnhold lik 16 %. Etter Hurst et al. (1980) sine beregninger på inaktivering av virus ved ulik jordfuktighetsgrad, skal denne vannprosenten være ideell for inaktivering av virus. Ut i fra dette, velger jeg å påstå at det ikke var belastningen på filteret som var årsaken til den dårlige fjerningen av fag 28B. Filteret ble imidlertid ikke tilført kontinuerlig vann i tiden etter prøvene til analysene ble tatt. Dette kan føre til filteret ikke hadde stabil strømning da

filteret ble veid, og et høyere vanninnhold enn beregnet her, kan være mulig. Dersom vanninnholdet i filteret var høyere under perioden hvor prøver til analysene ble tatt, vil dette ha ført til en lavere inaktiveringsgrad av S.t.28B enn dersom det beregnede vanninnholdet var korrekt.

Alle petriskålene fra analyse av vann fra utløpet inneholdt svært mange plakk (mellom 400 og 600). Dette fører til en usikkerhet ved telling av skålene.

I alle resultatene fra forsøk i denne oppgaven vil usikkerhet knyttet til måleinstrumenter være en faktor som vil påvirke resultatet. Ved målinger av pH, både ved NMBU og Dala Rieko, tok det lang tid (opp mot 15 min) før verdien stabiliserte seg, og unøyaktigheter i målinger kan oppstå.

## 4. Konklusjon

Denne type filtrering vil, under egnede omstendigheter, ikke bare være den billigste og enkleste, men også, i teorien, den mest effektive metoden for vannbehandling. De store fordelene med denne type filtrering i forhold til andre rensemetoder er at den gjør bedre bruk av de lokale ferdighetene og materialer tilgjengelig i utviklingsland, da det krever svært enkelt vedlikehold, og det brukes lokal sand.

Ved videre arbeid, vil det være aktuelt å videreutvikle filteret til å kunne brukes i storskala, som for eksempel ved regnhøsting.

Filteret viste en renseseffekt på 3,4 log<sub>10</sub> med hensyn til totale koliforme bakterier, og 3,2 log<sub>10</sub> med hensyn til *E. coli*. Resultatene fra Kenya viste imidlertid 0 log<sub>10</sub> rensing for totale koliforme bakterier, og ingen *E. coli* eller *E. faecalis* ble oppdaget i verken inn- eller utløp.

Det er vanskelig å si noe om filterets evne til å holde tilbake / inaktivere virus, på dette tidspunkt. I denne oppgaven ble det bare analysert for S.t.28B, og den høyeste kalkulerte renseseffekten var på 1 log<sub>10</sub>. Det kan være flere grunner til dårlig tilbakeholdelse / inaktivering av denne fagen. S.t.28B blir sett på som et konservativt modellvirus. Det vil derfor være interessant for videre studie av filteret å analyse for flere ulike virus.

## 5. Litteraturliste

1. M. Mansoor Ahammed, V. Meera (2010, Vol. 181, Issue 1- 3). *Metal oxide/hydroxide-coated dual-media filter for simultaneous removal of bacteria and heavy metals from natural waters.*
2. WHO / UNICEF Joint Monitoring Programme (JMP) for Water Supply and Sanitation.
3. Int. J. Environ. Res. Public Health 2010, *Determinants of Use of Household-level Water Chlorination Products in Rural Kenya, 2003–2005*
4. Klart Vann, *Turbiditet/Partikler.*
5. J. Kjensmo (2009). *Eutrof Innsjø.* I Store norske leksikon.
6. WHO 1997, *Guidelines for Drinking-Water Quality: Volume 3, Surveillance and Control of Community Supplies.* 2<sup>nd</sup> edition, World Health Organization, Geneva.
7. BMJ 2005, *Household based treatment of drinking water with flocculant-disinfectant for preventing diarrhoea in areas with turbid source water in rural western Kenya: cluster randomised controlled trial.*
8. JK Mwabi, BB Mamba, MMB Momba 2013, *Removal of waterborne bacteria from surface water and groundwater by cost-effective household water treatment systems (HWTS): A sustainable solution for improving water quality in rural communities of Africa.*
9. Ashok Gadgil 1998, *Drinking Water in Developing Countries.*
10. Lake Access. *pH: Measuring the Acidity and Alkalinity of Lakes.*
11. J.K. Mwabia, F.E. Adeyemoa, T.O. Mahlangub, B.B. Mambab, B.M. Brouckaertc, C.D. Swartzc, G. Offringad, L. Mpenyana-Monyatsia, M.N.B. Momba (2011). *Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa.*
12. Powelson, D.K. and Gerba, C.P. 1994. *Virus removal from sewage effluents during saturated and unsaturated flow through soil columns. Water Res. 28, 2175–2181.*

13. Morales, Ivan; Atoyan, Janet A.; Amador, Jose A.; et al (2014). *Transport of Pathogen Surrogates in Soil Treatment Units: Numerical modeling.*
14. Balkwill, DL.; Murphy, EM; Fair, DM; et al. (1998). *Microbial Communities in High and Low Recharge Environments: Implications for Microbial Transport in the Vadose Zone.*
15. C. Dika, M. H. Ly-Chatain, G. Francius, J. F. L. Duval, C. Gantzer (2013). *Non-DLVO adhesion of F-specific RNA bacteriophages to abiotic surfaces: Importance of surface roughness, hydrophobic and electrostatic interactions.*
16. J. F. Schijven, M. Hassanizadeh (2000). *Removal of Viruses by Soil Passage; Overview of Modeling, Processes, and Parameters.*
17. Laboratory of Colloid and Surface Chemistry (LCSC). *University of Geneva. Overview of DLVO theory.*
18. G. E. Walshe, L. Pang, M. Flury, et al (2010). *Effects of pH, ionic strength, dissolved organic matter, and flow rate on the co-transport of MS2 bacteriophages with kaolinite in gravel aquifer media.*
19. H. Ødegaard (2012). *Vann- og avløpsteknikk: Norsk Vann, side 123.*
20. A. Hundesa, C. M. de Motes, S. Bofill-Mas, N. A. Gimenez, R. Girones, (2006). *Identification of Human and Animal Adenoviruses and Polyomaviruses for Determination of Source of Fecal Contamination in the Environment.*
21. A. Bosch, F. Lucena, J. M. Diez, R. Gajardo, M. Blasi, J. Jofre, (1991). *Waterborne Viruses Associated With Hepatitis Outbreak.*
22. T. T. Fong, E. K. Lipp (2005). *Enteric Viruses of Humans and Animals in Aquatic Environments: Health Risks, Detection, and Potential Water Quality Assessment Tools.*
23. S. H. Lee, S. J. Kim (2002). *Detection of infectious enteroviruses and adenoviruses in tap water in urban areas in Korea.*
24. M. Woodie (2014). *Bacteria and viruses commonly found in drinking water.*
25. EPA, *Basic Information about Pathogens and Indicators in Drinking Water.*

26. L. J. Liu, W. Liu, Y. X. Liu, H. J. Xiao, N. Jia, G. Liu, Y. G. Tong, W. C. Cao (2010). *Identification of Norovirus as the Top Enteric Viruses Detected in Adult Cases with Acute Gastroenteritis.*
27. J. Hewitt, G. E. Greening, M. Leonard, G. D. Lewis (2013). *Evaluation of human adenovirus and human polyomavirus as indicators of human sewage contamination in the aquatic environment.*
28. H. Ødegaard (2012). *Vann- og avløpsteknikk: Norsk Vann, side 146 – 147.*
29. P. Payment, E. Franco, J. Siemiatycki (1993). *Absence of relationship between health effects due to tap water consumption and drinking water quality parameters.*
30. David Fairhurst, Ph.D., American Pharmaceutical Review (2013). *An overview of the zeta potential.*
31. K. A. Reynolds, K. D. Mena, C. P. Gerba, (2008). *Risk of Waterborne Illness Via Drinking Water in the United States.*
32. M. W. LeChevallier, T. M. Evans, R. J. Seidler (1980). *Effect of Turbidity on Chlorination Efficiency and Bacterial Persistence in Drinking Water.*
33. A. Heistad, 2008. *Small scale wastewater treatment – design optimization, reduction efficiency and risk prediction.* PhD avhandling nr.50/2008. ISBN: 978-82-575-0853-1.UMB, Norge.
34. T. Tønjum (2014). *Bakterier.* Store medisinske leksikon.
35. WHO (2005). *Water-related Diseases.*
36. Center for Disease Control and Prevention. *Parasites.*
37. S. Mtapuri-Zinyowera, V. Ruhanya, M. Midzi et al. (2014). *Human parasitic protozoa in drinking water sources in rural Zimbabwe and their link to HIV infection.*
38. J. C. Thomas, M. A. Lutz, J. L. Bruce, D. J. Graczyk, K. D. Richards, D. P. Krabbenhoft, S. M. Westenbroek, B. C. Scudder, D. J. Sullivan, A. H. Bell, (2007). *Water-quality characteristics for selected sites within the Milwaukee metropolitan sewerage district planning area, Wisconsin, February 2004 – September 2005.*

39. S.C. Edberg, E. W. Rice, R. J. Karlin, M. J. Allen (2000). *Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection.*
40. D. M. Silva, L. Domingues (2015). *On the track for an efficient detection of Escherichia coli in water: A review on PCR-based methods.*
41. WHO (2011). *Guidelines for drinking-water quality.*
42. K. Lemarchand, L. Masson, R. Brousseau (2004, Vol. 30, No. 3). *Molecular biology and DNA microarray technology for microbial quality monitoring of water.*
43. S. L. McLellan, A. D. Daniels, A. K. Salmore (2001). *Clonal populations of thermotolerant Enterobacteriaceae in recreational water and their potential interference with fecal Escherichia coli counts.*
44. T. Furukawa og Y. Suzuki (2013, Vol. 28, No. 444-449). *A proposal for source tracking of fecal pollution in recreational waters by pulse-field gel electrophoresis.*
45. B. L. Mote, J. W. Turner, E. K. Lipp (2015, Vol. 81, Issue 9). *Persistence and growth of the fecal indicator bacteria Einterococci in detritus and natural estuarine plankton communities.*
46. A. L. Wheeler, P. G. Hartel, D. G. Godfrey, J. L. Hill, W. I. Segars. *Potential of Enterococcus faecalis as a human fecal indicator for microbial source tracking.*
47. WHO (1996). *Guidelines for drinking-water quality – Second edition – Volume 2 – Health criteria and other supporting information.*
48. WHO. *Guidelines for drinking-water quality – Third edition – Volume 1 – Recommendations.*
49. Virology blog (2009). *Detecting viruses: the plaque assay.*
50. L. Huisman, WHO (1974). *Slow sand filtration.*
51. WHO (2006). *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.*
52. K. M. Green, D. O. Cliver (1975). *Removal of virus from septic tank effluent by sand columns.*
53. Dr. M. Stevens, Dr. N. Ashbolt, Dr. D. Cunliffe (2003). *Recommendations to change the use of coliforms as microbial indicators of drinking water quality.*

54. T. Tønjum (2009). *Virus*. Store medisinske leksikon.
55. Minnesota Department of Health (MDH) (2014). *Cryptosporidium*.
56. K-A. Wensaas, N. Langeland, G. Rørtveit, Tidsskrift for Den Norske Legeforening (2007). *Avdekking av giardiasisutbruddet i Bergen 2004*.
57. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget (2006). *Giardia-utbruddet i Bergen høsten 2004*.
58. Y. Jin, Y. Chu, Y. Li (2000). *Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns*.
59. S. E. Dowd, S. D. Pillai, S. Wang, M. Y. Corapcioglu (1998, Vol. 64, No. 2). *Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils*.
60. N. Saleh, H-J Kim, T. Phenrat, K. Matyjaszewski, R. D. Tilton, G. V. Lowry (2008). *Ionic strength and composition affect the mobility of surface-modified Fe<sup>0</sup> nanoparticles in water-saturated sand columns*.
61. A. Gronthier, V. Guèrin-Faublèe, B. Tilly, M.-L. Delignette-Muller (2001). *Optimal growth temperature of O157 and non-O157 Escherichia coli strains*.
62. K. L. Anderson, J. E. Whitlock, V. J. Harwood (2005, vol. 71 no. 6). *Persistence and Differential Survival of Fecal Indicator Bacteria in Subtropical Waters and Sediments*.
63. WHO (2011). *Enterohaemorrhagic Escherichia coli (EHEC)*.
64. C. J. Hurst, C.P. Gerba, I. Cech (1980). *Effects of environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil*.
65. M. F. Hamoda, I. Al-Ghusain, D. M. Al-Jasem (2012). *Application of granular media filtration in wastewater reclamation and reuse*.
66. J. J. Siebenga, H. Vennema, D.-P. Zheng, J. Vinjé, B. E. Lee, X.-L. Pang, E. C. M. Ho, W. Lim, A. Choudekar, S. Broor, T. Halperin, N. B. G. Rasool, J. Hewitt, G. E. Greening, M. Jin, Z.-J. Duan, Y. Lucero, M. O’Ryan, M. Hoehne, E. Schreier, R. M. Ratcliff, P. A. White, N. Iritani, G. Reuter, M. Koopmans (2009). *Norovirus illness is a global problem: Emergence and spread of Norovirus GII.4 variants, 2001 – 2007*.



67. M. M. Patel, M.-A. Widdowson, R. I. Glass, K. Akazawa, J. Vinje, U. D. Parashar (2008). *Systematic literature review of role of Noroviruses in sporadic gastroenteritis.*
68. H. Ødegaard (2012). *Vann- og avløpsteknikk: Norsk Vann, side 221 - 222.*
69. S. Salgin, U. Salgin, S. Bahadir (2012). *Zeta potentials and isoelectric points of biomolecules: The effects of ion types and ionic strengths.*
70. USEPA. *Coliforms – Total, Fecal and E. coli*, USEPA Membrane Filtration method, method 8074.
71. NKF og NORVAR's VA/Miljø-blad, nr. 60 (2003). *Biologiske filtre for gråvann.*
72. D. A. Lytle, E. W. Rice, C. H. Johnson, K. R. Fox (1999, Vol. 65, No. 7). *Electrophoretic mobilities of Escherichia coli O157:H7 and wild-type Escherichia colistrains.*
73. J. Rivera-Utrilla, I. Bautista-Toledo, M. A. Ferro-Garcia, C. Moreno-Castilla (2001). *Activated carbon surface modifications by adsorption of bacteria and their effect on aqueous lead adsorption.*
74. Zeta-Meter, Inc. (Fourth Edition, 1993). *Everything you want to know about Coagulation & Flocculation....*
75. Mayo Medical Laboratories (2010). *Update on Shiga Toxin-Producing Escherichia coli*
76. W. O. K. Grabow (1986, Vol. 18, No. 10). *Indicator systems for assessment of the virological safety of treated drinking water.*
77. K.G. McGuigan, T.M. Joyce, R.M. Conroy, J.B. Gillespie, M. Elmore-Meegan (1997). *Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: characterizing the bacterial inactivation process.*

### Vedlegg A – Måledata fra forsøk gjort på vannmengde ut av ventil.

Åpningstid	Vannmengde ut av ventilen							
[s]	[l]							
5	1	1,1	0,9	0,8	0,7	0,72	0,7	0,7
10	1,6	1,6	1,5	1,3	1,3	1,2	1,2	1,1
12	2	1,8	1,7	1,6	1,5	1,4	1,5	1,3

## Vedlegg B – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne

Fordeling av vann i de ulike hullene 1-16, gram					
Runde 1					
		30 l		5 l	
Hullnr.	10 s	5 s	10 s	5 s	
1	142,5	88,2	101,7	54,9	
2	138,9	90,9	84,5	54,3	
3	174,4	90,7	111	61,3	
4	61,3	44,4	47,5	36,7	
5	154,8	61	70,3	40,5	
6	178,8	113,4	123,4	77,7	
7	150,6	59,7	95	36,1	
8	116,3	16,4	38,4	3	
9	156,7	89,4	102,2	59,8	
10	158,9	100,6	107,1	64,3	
11	184,7	90,1	122,5	55,8	
12	187,1	122,6	146,1	105,1	
13	148	38,4	65,2	37,8	
14	90,3	72,1	65,6	36,7	
15	151,3	50,1	88,8	34,4	
16	84,8	23,7	26,4	31,2	
SUM	2279,4	1151,7	1395,7	789,6	

Fordeling av vann i de ulike hullene 1-16, %				
Runde 1				
Hullnr.	30 l		5 l	
	10 s	5 s	10 s	5 s
1	6,3 %	7,7 %	7,3 %	7,0 %
2	6,1 %	7,9 %	6,1 %	6,9 %
3	7,7 %	7,9 %	8,0 %	7,8 %
4	2,7 %	3,9 %	3,4 %	4,6 %
5	6,8 %	5,3 %	5,0 %	5,1 %
6	7,8 %	9,8 %	8,8 %	9,8 %
7	6,6 %	5,2 %	6,8 %	4,6 %
8	5,1 %	1,4 %	2,8 %	0,4 %
9	6,9 %	7,8 %	7,3 %	7,6 %
10	7,0 %	8,7 %	7,7 %	8,1 %
11	8,1 %	7,8 %	8,8 %	7,1 %
12	8,2 %	10,6 %	10,5 %	13,3 %
13	6,5 %	3,3 %	4,7 %	4,8 %
14	4,0 %	6,3 %	4,7 %	4,6 %
15	6,6 %	4,4 %	6,4 %	4,4 %
16	3,7 %	2,1 %	1,9 %	4,0 %

Fordeling av vann i de ulike hullene 1-16, gram				
Runde 2				
Hullnr.	30 l		5 l	
	10 s	5 s	10 s	5 s
1	170	115,3	121,3	59,3
2	156,7	100,6	106,2	58,2
3	189	93,8	149,2	54,3
4	44,7	35,7	23,8	17,5
5	168,1	75,3	80,5	40,8
6	168,6	124,9	145,3	57,4
7	162,9	47,1	48,3	29,2
8	88,3	26,9	32,6	19,1
9	162,6	98,8	109,4	54,9
10	163,1	112,7	110	73,3
11	171	98,9	154	63
12	85,9	60,8	39,8	27,6
13	136,7	70	88	43,1
14	150,4	107,6	106,8	50,8
15	134,3	27,4	34,3	13,4
16	141,2	28,8	44,6	9,9
SUM	2293,5	1224,6	1394,1	671,8

Fordeling av vann i de ulike hullene 1-16, %				
Runde 2				
Hullnr.	30 l		5 l	
	10 s	5 s	10 s	5 s
1	7,4 %	9,4 %	8,7 %	8,8 %
2	6,8 %	8,2 %	7,6 %	8,7 %
3	8,2 %	7,7 %	10,7 %	8,1 %
4	1,9 %	2,9 %	1,7 %	2,6 %
5	7,3 %	6,1 %	5,8 %	6,1 %
6	7,4 %	10,2 %	10,4 %	8,5 %
7	7,1 %	3,8 %	3,5 %	4,3 %
8	3,9 %	2,2 %	2,3 %	2,8 %
9	7,1 %	8,1 %	7,8 %	8,2 %
10	7,1 %	9,2 %	7,9 %	10,9 %
11	7,5 %	8,1 %	11,0 %	9,4 %
12	3,7 %	5,0 %	2,9 %	4,1 %
13	6,0 %	5,7 %	6,3 %	6,4 %
14	6,6 %	8,8 %	7,7 %	7,6 %
15	5,9 %	2,2 %	2,5 %	2,0 %
16	6,2 %	2,4 %	3,2 %	1,5 %

**Vedlegg C – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingsevne under helning.**

Fordeling av vann i de ulike hullene ved helning, gram								
10 s	2° opp på høyre side		2° opp på venstre side		1° opp på høyre side		1° opp på venstre side	
	30 l	5 l	30 l	5 l	30 l	5 l	30 l	5 l
1		122,1		115,5	174,5	123,3	45,4	125,2
2		94,8		92,7	131,9	96,1	116,7	112,7
3		109,9		116,6	164,6	122,1	148,6	125,7
4		14		10,5	12,8	16	12,8	10,8
5		109,2		71	148,3	87,9	108,2	73,9
6		125,8		106,7	169,5	121,3	135,6	111,4
7		31,3		54,8	151,9	55,6	96,3	54,7
8		26,5		32,2	70,2	28,2	42,7	32,3
9		112,7		112,8	163	117,5	149,9	118,6
10		84,9		142,6	143,8	106,3	167	146,1
11		84,9		146,6	150,6	109,3	177	141,5
12		31,6		36,4	31,1	31,3	31,4	16,4
13		119,8		62,9	143,7	76,4	81,4	66,4
14		127,4		65,5	141,9	115,5	92,4	75,7
15		74,6		18,8	152,1	72,7	57	27,2
16		52,9		37	171,4	53,8	70,3	40,7
SUM		1322,4		1222,6	2121,3	1333,3	1532,7	1279,3

Fordeling av vann i de ulike hullene ved helning, %								
10 s	2° opp på høyre side		2° opp på venstre side		1° opp på høyre side		1° opp på venstre side	
	30 l	5 l	30 l	5 l	30 l	5 l	30 l	5 l
1		9,2 %		9,4 %	8,2 %	9,2 %	3,0 %	9,8 %
2		7,2 %		7,6 %	6,2 %	7,2 %	7,6 %	8,8 %
3		8,3 %		9,5 %	7,8 %	9,2 %	9,7 %	9,8 %
4		1,1 %		0,9 %	0,6 %	1,2 %	0,8 %	0,8 %
5		8,3 %		5,8 %	7,0 %	6,6 %	7,1 %	5,8 %
6		9,5 %		8,7 %	8,0 %	9,1 %	8,8 %	8,7 %
7		2,4 %		4,5 %	7,2 %	4,2 %	6,3 %	4,3 %
8		2,0 %		2,6 %	3,3 %	2,1 %	2,8 %	2,5 %
9		8,5 %		9,2 %	7,7 %	8,8 %	9,8 %	9,3 %
10		6,4 %		11,7 %	6,8 %	8,0 %	10,9 %	11,4 %
11		6,4 %		12,0 %	7,1 %	8,2 %	11,5 %	11,1 %
12		2,4 %		3,0 %	1,5 %	2,3 %	2,0 %	1,3 %
13		9,1 %		5,1 %	6,8 %	5,7 %	5,3 %	5,2 %
14		9,6 %		5,4 %	6,7 %	8,7 %	6,0 %	5,9 %
15		5,6 %		1,5 %	7,2 %	5,5 %	3,7 %	2,1 %
16		4,0 %		3,0 %	8,1 %	4,0 %	4,6 %	3,2 %

**Vedlegg D – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingssevne etter hullene i fordelingsbeholderen er blitt sjekket.**

Testing av fordelingsplaten etter sjekk av fordelingsbeholderen				
	Fordeling av vann i de ulike hullene 1-16			
	Runde 1		Runde 2	
	1,5 l		1,5 l	
Hullnr.	Gram	%	Gram	%
1	103	6,8 %	86,7	5,5 %
2	64,4	4,3 %	82,3	5,3 %
3	84,9	5,6 %	98,9	6,3 %
4	97,6	6,5 %	115,9	7,4 %
5	110,7	7,3 %	101,3	6,5 %
6	106,8	7,1 %	110,3	7,0 %
7	98,3	6,5 %	119	7,6 %
8	125,4	8,3 %	113,5	7,2 %
9	78,9	5,2 %	84,7	5,4 %
10	90,9	6,0 %	91,6	5,8 %
11	92,9	6,2 %	96,2	6,1 %
12	84,8	5,6 %	103,6	6,6 %
13	98,9	6,6 %	98,8	6,3 %
14	110,2	7,3 %	115,7	7,4 %
15	93,2	6,2 %	79,3	5,1 %
16	68,9	4,6 %	68,2	4,4 %
SUM	1509,8	100,0 %	1566	100,0 %



**Vedlegg E – Måledata fra forsøk gjort på fordelingsplatens fordelingssevne etter hullene i rillene i fordelingsplaten er blitt sjekket.**

Testing av fordelingsplaten etter sjekk av de 16 hullene i platen				
Fordeling av vann i de ulike hullene 1-16				
Runde 1			Runde 2	
1,5 l			1,5 l	
Hullnr.	Gram	%	Gram	%
1	60	3,9 %	102	6,7 %
2	118	7,8 %	122,5	8,0 %
3	98,3	6,5 %	90	5,9 %
4	105,2	6,9 %	109,4	7,1 %
5	104,9	6,9 %	83,8	5,5 %
6	77,8	5,1 %	81,3	5,3 %
7	92,2	6,1 %	92,2	6,0 %
8	120	7,9 %	117	7,6 %
9	80,6	5,3 %	77,9	5,1 %
10	92,9	6,1 %	86	5,6 %
11	88,4	5,8 %	92,6	6,0 %
12	123,5	8,1 %	125,6	8,2 %
13	68,6	4,5 %	84,2	5,5 %
14	103,3	6,8 %	103,1	6,7 %
15	92,6	6,1 %	76,7	5,0 %
16	92,7	6,1 %	88,9	5,8 %
SUM	1519	100,0 %	1533,2	100,0 %



**Vedlegg G – Måledata fra forsøk gjort for å finne fordelingen av vann i sandmassene ved å se på vanninnholdet i 14 sandprøver.**

Sandprøver	før tørking	etter tørking	differanse	% vanninnhold
1	38,41	36,7	1,71	4,45 %
2	45,19	42,91	2,28	5,05 %
3	43,11	40,81	2,3	5,34 %
4	46,07	43,83	2,24	4,86 %
5	42,3	40,08	2,22	5,25 %
6	49,86	47,17	2,69	5,40 %
7	47	44,92	2,08	4,43 %
8	54,79	51,42	3,37	6,15 %
9	50,11	47,17	2,94	5,87 %
10	42,94	40,53	2,41	5,61 %
11	33,35	31,57	1,78	5,34 %
12	45,23	42,74	2,49	5,51 %
13	52,93	50,08	2,85	5,38 %
14	46,91	44,15	2,76	5,88 %

## Vedlegg H – Måledata fra kornanalyse av sand fra Kenya.

	Uvasket sand		
Korndiameter	Sikterest [g]	Sikterest %	Gjennomgang %
4 mm			100
2 mm	5,7	0,78	99,22
1 mm	225,47	30,88	68,34
0,500 mm	185,15	25,36	42,98
0,250 mm	158,85	21,76	21,23
0,125 mm	114,1	15,63	5,60
0,063 mm	35	4,79	0,81
< 0,063 mm	5,9	0,81	0,00
SUM	730,17	100,00	

	Vasket sand		
Korndiameter	Sikterest [g]	Sikterest %	Gjennomgang %
4 mm			100
2 mm	9,22	2,16	97,84
1 mm	142,44	33,40	64,43
0,500 mm	124,51	29,20	35,24
0,250 mm	101,96	23,91	11,32
0,125 mm	45,92	10,77	0,56
0,063 mm	2,29	0,54	0,02
< 0,063 mm	0,08	0,02	0,00
SUM	426,42	100	

## Vedlegg I – Måledata fra analyse av totale koliforme bakterier og *E. coli*.

Colilert-18				
	Utløp		Innløp	
Timer	Fekale	E.coli	Fekale	E.coli
0			2,28E+04	6,70E+03
8	8,5	4,1		
16	7,3	4,1		
24	3,1	2	2,91E+04	1,26E+04
32	5,2	1	2,60E+04	6,50E+03
40	8,4	1	1,60E+04	4,79E+03
48	5,2	1	2,48E+04	9,33E+03
56	3,1	2		
64	9,7	4,1		
68	4,1	3,1		
70	6,3	2		
72	14,6	3,1		

	Klokkeslett	Tot. koliforme	<i>E. coli</i>	<i>E. faecalis</i>	Lagret i
Innløp	10:00	200 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	22 timer i rundt 28°C
	14:00	200 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	18 timer i rundt 28°C
	18:00	200 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	14 timer i rundt 28°C
Utløp	14:30	200 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	17,5 timer i rundt 28°C
	16:00	200 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	16 timer i rundt 28°C
	18:00	100 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	14 timer i rundt 28°C
	Innsjøvann	200 cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	Nil cfu/100 ml	4 timer i rundt 28°C

**Vedlegg J – Måledata fra analyse av *Salmonella typhimurium* fag 28 b.**

Analyse av S.t. 28B - Prøver fra innløp [pfu/0,5 ml].						
			Gjennomsnitt			Gjennomsnitt
	0 fortynning			1 fortynning		
1	0	0	0	0	0	0
	5 fortynninger			6 fortynninger		
2	107	92	99,5	13	11	12
3	77	71	74	5	6	5,5
4	89	86	87,5	9	8	8,5
5	73	68	70,5	7	6	6,5
6	97	92	94,5	15	9	12

Konsentrasjon av S.t. 28B i innløpet.				
	[pfu/0,5 ml]	[pfu/ml]	[pfu/0,5 ml]	[pfu/ml]
1	0	0	0	0
	Fra -5-fortynning		Fra -6-fortynning	
2	1,0E+07	2,0E+07	1,2E+07	2,4E+07
3	7,4E+06	1,5E+07	5,5E+06	1,1E+07
4	8,8E+06	1,8E+07	8,5E+06	1,7E+07
5	7,1E+06	1,4E+07	6,5E+06	1,3E+07
6	9,5E+06	1,9E+07	1,2E+07	2,4E+07

Analyse av S.t. 28B - Prøver fra utløpet [pfu/0,5 ml].						
			Gjennomsnitt			Gjennomsnitt
	0 fortynning			1 fortynning		
1	37	85	61	60	70	65
	4 fortynninger			5 fortynninger		
2	98	119	108,5	20	17	18,5
3	238	389	313,5	145	66	105,5
4	433	406	419,5	128	12	70
5	439	334	386,5	50	53	51,5
6	-	-	-	-	-	-
7	408	446	427	71	29	50
8	429	468	448,5	63	58	60,5
9	574	564	569	61	71	66
10	458	403	430,5	54	56	55
11	442	443	442,5	45	45	45

Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpet.				
	[pfu/0,5 ml]	[pfu/ml]	[pfu/0,5 ml]	[pfu/ml]
1	61	122	650	1300
	Fra -4-fortynning		Fra -5-fortynning	
2	1,09E+06	2,2E+06	1,85E+06	3,7E+06
3	3,14E+06	6,3E+06	1,06E+07	2,1E+07
4	4,20E+06	8,4E+06	7,00E+06	1,4E+07
5	3,87E+06	7,7E+06	5,15E+06	1,0E+07
6	-	-	-	-
7	4,27E+06	8,5E+06	5,00E+06	1,0E+07
8	4,49E+06	9,0E+06	6,05E+06	1,2E+07
9	5,69E+06	1,1E+07	6,60E+06	1,3E+07
10	4,31E+06	8,6E+06	5,50E+06	1,1E+07
11	4,43E+06	8,9E+06	4,50E+06	9,0E+06



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
67 23 00 00  
[www.nmbu.no](http://www.nmbu.no)