



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Institutt for matematiske realfag og teknologi

Infiltrasjon av gråvann over tid og påvirkningen av nedbør på infiltrasjonsgrøften - kolonneforsøk.

Infiltration of greywater over time and the effect of
precipitation on the infiltration bed
– a columnexperiment.

Kaya Brekke Nilsen
Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgaven er et avsluttende arbeid for en femårig mastergrad i Vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Fakultet for Realfag og Teknologi. Deler av oppgaven har vært en del av Fasil Ejigu Eregno sitt arbeid med doktorgraden.

Oppgaven tar for seg utviklingen av tilstanden til infiltrasjonsanlegg under høy belastning av gråvann og hvilken effekt nedbør har for retensjon av virus og fosfor. Arbeidet med oppgaven har vært spennende og utfordrende.

Det rettes en stor takk til veileder Arve Heistad for gode råd og rettleiding. Jeg takker også for ressursene som har blitt stilt til rådighet. Samtidig vil jeg takke Fasil Ejigu Eregno for godt samarbeid og for all hjelp han har gitt meg, og alltid med et godt humør. I tillegg ønsker jeg å takke Oliver Ingolf Rene Sahlmann for alltid å ha en hjelpende hånd i avløpslaboratoriet.

Generelt vil jeg takke alle som har hjulpet meg i mitt arbeid.

Spesielt en takk til min familie for all hjelp og støtten gjennom utdannelsen. Pappa for delingen av din matematiske og tekniske kunnskap opp igjennom, og for den hjelpen du har gitt meg med oppgaven, mamma for den støtten du ga når jeg ønsket å ta opp igjen videregående, og sist, men absolutt ikke minst min kjære samboer, far til våre to fantastiske barn. Takk for at du har støttet meg under utdannelsen, gitt meg tid og tatt vare på barna våre når jeg har brukt våre helger til å gjøre skolearbeid. Du er en vakker mann både på innsiden som utsiden. Det er godt å kunne snakke med deg og takk for at du har hjulpet meg med GISline og korrekturlesning.

Takk til mine fantastiske barn, dere har vært så tålmodige. Jeg elsker dere.

Kaya Brekke Nilsen

15.06.2017

Sammendrag

I Norge finnes det omtrent 287.000 infiltrasjonsanlegg til behandling av avløpsvann, knappe 17 000 av disse har tilførsel av gråvann og resterende blandet avløpsvann. Gråvann har en mindre belastning av næringsstoffer og patogene mikroorganismer, og er av den grunn mer egnet for sensitive områder. I utførte eksperimenter har infiltrasjonskolonnene fått tilførsel av gråvann.

Mange av infiltrasjonsanleggene ut i felt utsettes for overbelastninger, er av eldre alder og oppnår ikke forventet renseseffekt.

Det er gjennomført eksperimenter hvor forbehandlet gråvann ble infiltrert i kolonner fylt med ulike filtermaterialer, over en periode på 14 mnd.

I arbeidet med kolonneforsøkene som tar for seg infiltrasjon av gråvann, har hver av kolonnene en replika, og fire forskjellige varianter av filtermateriale er undersøkt. Anlegget har vært i kontinuerlig drift i over ett år, med høy belastning. Innholdet av organisk materiale har vært fire ganger så høyt i innløpet til kolonnene, som ved sammenligningsåret. Tilsvarende har andre standardparametere vært over dobbelt så høye i innløpet til kolonnene. Resultatene viser at selv kun med ett år med høy belastning har infiltrasjonsmassene fått en redusert renssevne for mikroorganismer, gjennomsnittlig 1 log redusert retensjon for modellorganismen *S.t.28B* og gjennomsnittlig 2 log redusert retensjon for *E.coli*. Tilsvarende gir resultatene at retensjonen av fosfor er avtakende.

Med klimaendringer må infiltrasjonsanleggene i tillegg ta unna en større hydraulisk belastning som nedbøren skaper, noe som gir en fortykningseffekt som vil kunne forstyrre den kjemiske balansen i infiltrasjonsgrøften og gi frigjøring av fosfor som er bundet i filteret. Som en del av kolonneforsøket har oppsamlet regnvann blitt tilført kolonnene for å undersøke potensiell desorpsjon av virus og fosfor.

Resultatene viser at desorpsjon av virus var på opptil 6,4 % av total konsentrasjon ut fra kolonnene etter nedbør. Desorpsjon av fosfor resulterte på det meste til en fordoblet konsentrasjon ut, når konsentrasjonen inn var lav. I følge kalkulert massebalanse av akkumulert fosfor i filtermaterialet over tid, ga dette en andel i ‰-området. Betingelser under forsøket med desorpsjon av fosfor var kun tilførsel av regnvann og kolonnene hadde hatt en hvileperiode på ca. tre uker før regnskyll.

Resultatene indikerer at små mengder fosfor kan lekke ned til grunnvannet under ekstrem nedbør og at tilbakeholdelsen av sykdomsorganismer blir redusert etter lang tids bruk.

Ved begge desorpsjonsforsøk viser det seg at for å redusere effekten av desorpsjon knyttet til nedbør, bør infiltrasjonsgrøfter bli bygget med et dypere lag av masse med god bindingskapasitet før mettet sone. Dybden på laget bør strekke seg over 20 cm basert på resultatene, potensielt ca. 40 cm. Dette har ifølge resultatene gitt en bufferkapasitet for både mikroorganismer og fosfor.

Abstract

In Norway there are about 287.000 infiltration beds for the treatment of wastewater; of this, scarcely 17.000 receive greywater and the rest mixed wastewater. Greywater have a smaller load of nutrients and pathogenic microorganisms, and are therefore more suitable for sensitive areas. In this experiment the infiltration columns have received greywater.

As for many of the infiltration beds found out in the field, they are exposed to overloads, are of older age and do not achieve acquired treatment efficiency.

Experiments with pre-treated greywater have infiltrated to columns, filed with different filtermaterials, over a period of 14 months.

The experiments involve investigation of infiltration of greywater to columns, each with a replica and a variety of filtermaterial. The facility have been in continues operating for over a year, with high loading. The content of organic matter have been four times as high in the inlet to the columns then for the previous comparing period. Likewise, the standard parameters have been twice as high in the inlet to the columns. Results show that even one year of high loading result in a reduced treatmentefficiency of microorganisms, average reduction of retention is 1 log for the modelorganism and average reduction of retention for *E.coli* was 2 log. Corresponding results showed also an ongoing reduction in retention of phosphorus.

With the ongoing climate change, infiltration beds need also to transport a higher hydraulic load because of the precipitation, resulting to a dilutioneffect which can disturbed the chemical conditions in the filterbed, and give an release of phosphorus that have already been absorbed in the filter. As a part of the columnexperiment, gathered rainwater was supplied to the columns, simulating rainfall for the reason to investigate the potential of desorption of viruses and phosphorus.

The results showed that desorption of virus was up to 6,4% of the total concentration out of the columns, after simulation. Desorption of phosphorus gave almost twice as high concentration out of the columns than the inlet concentration, when the inlet concentration was low. In comparison to the massbalance of contained phosphorus in the filter over time, an desorption gave an estimated percentage in the thousandth area. The terms of the experiment on desorption of phosphorus was only to supply rainwater, after a restingperiod for three weeks before rainfall.

Results indicate that even small doses of phosphorus can leach out to the groundwater under extreme precipitation and that the retention of pathogens can become reduced over time.

For both desorption experiment the results gave that to reduce the effect of desorption connected to precipitation, infiltration beds should be built with a deeper layer of soil with good binding capacity before saturated zone. The depth of the layer should be over 20 cm, based on the results, potentially around 40 cm. This have according to the results an effect on both microorganisms and phosphorus.

Innholdsfortegnelse

| | |
|---|------|
| Forord..... | i |
| Sammendrag | ii |
| Abstract | iii |
| Innholdsfortegnelse | iv |
| Forkortelser | vii |
| Figurliste | viii |
| Tabelliste | ix |
| 1. Innledning | 1 |
| 1.1 Bakgrunn | 1 |
| 1.2 Klima | 3 |
| 1.2.1 Klimaendringer..... | 3 |
| 1.2.2 Vannbalansen..... | 4 |
| 1.3 Sentralisert og desentralisert avløpsanlegg..... | 6 |
| 1.3.1 Desentralisert avløpsanlegg - infiltrasjonsgrøft | 8 |
| 1.4 Infiltrasjon av avløpsvann | 10 |
| 1.5 Fosfor | 11 |
| 1.5.1 Eutrofiering..... | 12 |
| 1.6 Retensjon av fosfor i jord og infiltrasjonsmasser | 13 |
| 1.6.1 Påvirkning av adsorpsjon av fosfor – desorpsjon..... | 15 |
| 1.7 Karakterisering av avløpsvann | 16 |
| 1.7.1 Svartvann..... | 16 |
| 1.7.2 Gråvann | 17 |
| 1.8 Patogene mikroorganismer | 18 |
| 1.8.1 Protozoer, parasitter | 18 |
| 1.8.2 Bakterier..... | 19 |
| 1.8.3 Virus..... | 19 |
| 1.8.4 Inaktivering..... | 20 |
| 1.8.5 Indikator- og modellorganismer..... | 21 |
| 1.9 Retensjon av mikroorganismer i jord og infiltrasjonsmasser..... | 23 |
| 1.9.1 Transport..... | 23 |
| 1.9.2 Adsorpsjon og «fastkiling» | 24 |
| 1.9.3 Påvirkning av retensjon – desorpsjon. | 25 |
| 1.10 Mål for oppgaven..... | 31 |
| 1.10.1 Problemstilling..... | 31 |

| | | |
|--------|---|----|
| 1.10.2 | Avgrensninger..... | 31 |
| 2. | Materialer | 32 |
| 2.1 | Oppbyggingen av forsøksanlegget..... | 32 |
| 2.1.1 | Ecomotive A02..... | 34 |
| 2.1.2 | Filterkolonner | 35 |
| 2.1.3 | Filtermateriale | 37 |
| 3. | Metode..... | 39 |
| 3.1 | Drift av anlegget | 39 |
| 3.2 | Tracer-test | 39 |
| 3.3 | Standardparametere..... | 39 |
| 3.4 | Salmonella Typhimurium 28B..... | 41 |
| 3.4.1 | Propagering av modellorganismen | 41 |
| 3.4.2 | Analysering | 42 |
| 3.4.3 | Statistikkberegninger benyttet for bestemmelse av konsentrasjon | 43 |
| 3.4.4 | Tilsetting av Salmonella Typhimurium 28B | 44 |
| 3.4.5 | Simulert regnskyll..... | 45 |
| 3.4.6 | Regnvann..... | 45 |
| 3.4.7 | Desorpsjon av <i>S.t.28B</i> fra filtermassene | 46 |
| 3.5 | Fosfor | 47 |
| 3.5.1 | Valg av nedbørsmengde – fosforutlekking..... | 47 |
| 3.5.2 | Tilsetting av regnvann for fosforutlekking..... | 47 |
| 3.5.3 | Analysering av fosforutlekking | 47 |
| 3.5.4 | Desorpsjon av fosfor | 48 |
| 4. | Resultater..... | 49 |
| 4.1 | Tracer-test | 49 |
| 4.2 | Standardparametere..... | 50 |
| 4.2.1 | Organisk materiale..... | 50 |
| 4.2.2 | Farge | 51 |
| 4.2.3 | Turbiditet..... | 51 |
| 4.2.4 | Suspendert stoff..... | 52 |
| 4.2.5 | Total fosfor | 52 |
| 4.2.6 | Total nitrogen | 53 |
| 4.2.7 | E.coli / Total koliforme bakterier (TKB) | 53 |
| 4.2.8 | Salmonella Typhimurium 28B | 54 |
| 4.2.9 | Elektrisk ledningsevne | 55 |

| | | |
|--------|--|-----|
| 4.2.10 | pH | 55 |
| 4.3 | Salmonella Typhimurium 28B..... | 56 |
| 4.3.1 | Desorpsjon av <i>S.t.28B</i> | 56 |
| 4.4 | Desorpsjon av fosfor..... | 57 |
| 5. | Diskusjon | 59 |
| 5.1 | Tracer-test | 59 |
| 5.2 | Standardparametere..... | 60 |
| 5.2.1 | Organisk materiale..... | 60 |
| 5.2.2 | pH | 60 |
| 5.2.3 | Total fosfor | 60 |
| 5.2.4 | Total nitrogen | 61 |
| 5.2.5 | Turbiditet og suspendert stoff..... | 62 |
| 5.2.6 | Total koliforme bakterier (TKB) og <i>E.coli</i> | 62 |
| 5.3 | Salmonella Typhimurium 28B..... | 63 |
| 5.4 | Tilstanden på anlegget | 64 |
| 5.5 | Desorpsjon | 65 |
| 5.5.1 | <i>S.t.28B</i> | 65 |
| 5.5.2 | Fosfor..... | 67 |
| 5.5.3 | Fosfor og modellorganisme under ett | 69 |
| 5.5.4 | Metodikkskjevhet ved forsøkene..... | 69 |
| 6. | Konklusjon | 70 |
| 6.1 | Videre arbeid | 71 |
| | Vedlegg | i |
| | Vedlegg A – bestemmelse av regnskyll..... | i |
| | Vedlegg B – kurvetilpassing. | iii |
| | Vedlegg C – utvalgte arealer beregnet i GISline. | v |
| | Vedlegg D – sammenstilling av parameterne turbiditet, EC og pH mot tot-P | vii |

Forkortelser

| | |
|------------------------------|---|
| RA | Renseanlegg |
| FOA | Fylkesmannen i Oslo og Akershus |
| IKS | Interkommunale selskaper |
| FDV | Forvaltning, drift og vedlikehold |
| NO ₃ ⁻ | Nitrat |
| P | Fosfor |
| Fe | Jern |
| Al | Aluminium |
| Mn | Mangan |
| Ca | Kalsium |
| EPC | Likevektsskonsentrasjon av fosfor |
| K | Kalium |
| N | Nitrogen |
| KOF | Kjemiske oksygen forbruket |
| BOF | Biologisk oksygen forbruk |
| EPS | Ekstrasellulær polymerisk substans |
| <i>S.t.28B</i> | <i>Salmonella Typhirium 28B</i> |
| <i>E.coli</i> | <i>Escherichia coli</i> |
| CFT | Kolloid filtrasjons teori |
| KEFF | Kollisjonseffektivitetsfaktoren |
| GJV | Grensesnittet mellom jord-vann |
| GLV | Grensesnittet mellom luft-vann |
| JVL | Trippelgrensesnittet mellom jord-vann-luft |
| TEFF | Tilfestningseffektivitetsfaktoren |
| OM | Organisk materiale |
| pI | Isoelektrisk punkt |
| EC | Elektrisk konduktivitet |
| IKBM | Instituttet for kjemi, bioteknologi og matvitenskap |
| SS | Suspendert stoff |
| TKB | Total koliforme bakterier |

Figurliste

| | |
|--|----|
| FIGUR 1: INNBYGGERE TILKNYTTET SMÅ AVLØPSANLEGG (<50PE) I NORGE (SSB, 2015). | 8 |
| FIGUR 2: SKISSE ILLUSTRERENDE FOSFOR-FIKSERING PÅ JORDPARTIKKEL MED JERNHYDROKSID SOM FIKSERINGSAGENT (BRADY AND WEIL, 1996)..... | 13 |
| FIGUR 3: KURVEN VISER FORHOLDET MELLOM FOSFORFIKSERING OG KONSENTRASJON FOSFOR I LØSNINGEN (BRADY AND WEIL, 1996)..... | 15 |
| FIGUR 4: FORSKJELLIGE TRANSPORT MEKANISMER SOM KAN INNTREFFE VED INFILTRASJON (YAO ET AL., 1971)..... | 24 |
| FIGUR 5: PROFIL AV POTENSIELL OVERFLATEENERGI IHT. DLVO TEORI (HEISTAD, 2008)..... | 29 |
| FIGUR 6: FLYTSKJEMA FRA STUDENTLEILIGHETER TIL BIOFILTER A02..... | 32 |
| FIGUR 7: SKISSE OVER FORSØKSANLEGG PÅ FLØY IV (TEGNET AV FASIL EJIGU EREGNO)..... | 33 |
| FIGUR 8: SKISSE AV TVERRSNITT TIL FILTERKOLONNE MED TILFØRSELSORDNING(REIAKVAM, 2016)..... | 36 |
| FIGUR 9: OPPBYGGINGEN AV FILTERMASSENE I KOLONNENE (REIAKVAM, 2016)..... | 37 |
| FIGUR 10: KORNFORDELINGSKURVE TIL FILTERMASSENE BENYTTET I KOLONNER (REIAKVAM, 2016)..... | 37 |
| FIGUR 11: INFILTRASJONSDIAGRAM (NIBIO, 2016). | 38 |
| FIGUR 12: UTARBEIDET AREALBEREGNING I GISLINE FOR KOLONNE B1..... | 46 |
| FIGUR 14: SPORSTOFF-TEST UTFØRT 23.03.17. | 49 |
| FIGUR 15: KURVE AV TRACER-TEST MED FORHOLDET C/C ₀ MOT TID ETTER TILSATT NaCl. ... | 49 |
| FIGUR 16: RENSEEFFEKT AV ORGANISK MATERIALE. MÅLEMETODE ER KOF. | 50 |
| FIGUR 17: RENSEEFFEKT AV FARGE VED TRE FORSKJELLIGE DATOER. | 51 |
| FIGUR 18: RENSEEFFEKT TURBIDITET. | 51 |
| FIGUR 19: RENSEEFFEKT AV SS..... | 52 |
| FIGUR 20: RENSEEFFEKTEN FOR FOSFOR I KOLONNENE. | 52 |
| FIGUR 21: INNLØPS- OG UTLØPSKONSENTRASJONER AV TOTAL NITROGEN..... | 53 |
| FIGUR 22: SAMMENSTILLING AV RETENSJONSEVNEN TIL KOLONNENE – <i>E. COLI</i> | 53 |
| FIGUR 23: SAMMENSTILLING AV RETENSJONSEVNEN TIL KOLONNEN - TKB..... | 54 |
| FIGUR 24: SAMMENSTILLING AV RETENSJONSEVNEN TIL KOLONNENE – <i>S.T.28B</i> | 54 |
| FIGUR 25: ELEKTRISK LEDNINGSEVNE (EC) FOR INNLØP OG FILTERKOLONNER..... | 55 |
| FIGUR 26: KURVE OVER TILFØRSELEN AV <i>S.T.28B</i> | 56 |
| FIGUR 27: TOT-P KONSENTRASJON I INNLØP OG UTLØP AV KOLONNER (MG/L)..... | 57 |
| FIGUR 28: DESORPSJON AV FOSFOR SOM EN EFFEKT AV NEDBØR..... | 57 |
| FIGUR 29: SKISSE AV ANTATT STRØMNINGSMØNSTER FOR KOLONNER MED MULTIPLE GEOTEKSTILDUKER. | 59 |

Tabelliste

| | |
|--|----|
| TABELL 1: FORVENTET RENSEEFFEKT OG UTSLIPPSKONSENTRASJON FOR ET LUKKET INFILTRASJONSANLEGG (NIBIO, 2016)..... | 2 |
| TABELL 2: GENERELLE AVRENNINGSKOEFFISIENTER SOM BENYTTES I DEN RASJONALE FORMELEN (THOMPSON, 2007). | 5 |
| TABELL 3: AKSEPTABEL MODELLORGANISME FOR ULIKE PATOGENER (PETTERSON AND ASHBOLT, 2003). | 22 |
| TABELL 4: KOMPONENTER BENYTTET I FORSØKSANLEGG (REIAKVAM, 2016). | 34 |
| TABELL 5: UTLØPSKONSENTRASJONER AV A02 VED TRE ULIKE TIDSPERIODER..... | 35 |
| TABELL 6: GRADERINGSTALL FOR DE MEST KARAKTERISTISKE KORNDIAMETERNE TIL FILTERMATERIALET (REIAKVAM, 2016)..... | 38 |
| TABELL 7: ANALYSE METODER BENYTTET FOR PÅVISNING AV PARAMETERE (REIAKVAM, 2016)..... | 40 |
| TABELL 8: OMTRENTLIG OPPHOLDSTID I DE ULIKE KOLONNENE.. | 50 |
| TABELL 9: GJENNOMSNITTLIG PH FOR INNLØP OG FILTERKOLONNER. | 55 |
| TABELL 10: BEREGNET ANDEL LØSRIVELSE AV S.T.28B SOM EN EFFEKT AV NEDBØR.. | 56 |
| TABELL 11: BEREGNET ANDEL DESORPSJON AV TOT-P SOM EN EFFEKT AV NEDBØR. | 58 |

1. Innledning

Temaet for studien omhandler rensing av gråvann ved infiltrasjon og de aspektene tilknyttet denne teknikken. Det fokuseres på hvilke effekter nedbør kan ha for en infiltrasjonsgrøft og forsøk er utført for å etterligne denne situasjonen. Hovedfokuset holdes på virus i det helsemessige spekteret og fosfor som en del av det miljømessige spekteret.

Verden opplevde på 1800-tallet en serie koleraepidemier, og det var i London at legen John Snow oppdaget i 1848, under et utbrudd der 14 000 menneskeliv gikk tapt, at utbruddet var konsentrert i området rundt Themsen. Legen konkluderte med at årsaken måtte være fekal forurensning fra syke i drikkevannet. Derimot ble ikke denne forklaringen akseptert. Når imidlertid en ny koleraepidemi utbredte seg i 1854 kunne Snow vise til at de mennesker som hadde drukket vann fra brønnen i Broad Street ble syke, foruten om bryggeriarbeiderne som oppholdt seg i samme strøket. Årsaken var at arbeiderne hadde ikke benyttet seg av vann fra brønnen. Først etter kolerautbruddet i 1862 og 1865 ble brønnen i Broad Street stengt (Tollan, 2002).

Med tiden har kunnskapen blitt bedre, men fortsatt er det områder hvor mer kunnskap trengs.

1.1 Bakgrunn

Regjeringen i Norge vedtok i 2014 nasjonale mål som omfattet vann og helse basert på tilstanden på drikkevannsforsyningen i distriktene. Det ble avdekket at enkelte steder i Norge fremkommer det store mangler som kan medføre vannbårne sykdomsutbrudd, noe som ifølge Folkehelseinstituttet er primærårsaken til mage-/tarminfeksjoner i Norge (Mattilsynet, 2014). Det er spesielt de små vannverkene som er av bekymring da disse ofte ikke har tilstrekkelig rensing av drikkevannet, og drikkevannskvaliteten er i stor grad ukjent for myndighetene. Anslagsvis blir rundt en halv million mennesker i Norge forsynt med vann fra mindre vannverk (Mattilsynet, 2014).

I denne typen områder som benytter en drikkevannskilde, enten forsynt av egen brønn eller med flere tilknyttet til samme vannforsyning, vil også av forskjellige årsaker ha desentraliserte avløpsløsninger (Heistad et al., 2009c). Eikebrokk et al. (2006) satte svart på hvitt i rapporten omhandlende Giardia utbruddet i Bergen at de fleste av vannbårensmitte-utbrudd kan knyttes opp mot et konsum av kloakkpåvirket drikkevann. Dette sammenfaller med Yates et al. (1985) som fant ut at mer enn 50% av de vannbårne sykdomsutbruddene i USA skyldes inntak av forurenset grunnvann, hvorpå 65% igjen skyldes enteriske virus.

Det tilsier seg selv at man i størst mulig grad bør unngå å etablere en brønn i et tilsigsområde inneholdende avløpsanlegg og jordbruk (FHI, 2014). Spesielt i områder der grunnen består av fjell, hvorpå defineringen av grunnvannstrømningen kan bli vanskelig.

Imidlertid defineres brønner eller elvbankinfiltrasjon som helsemessig sikre dersom oppholdstiden i grunnvannstransporten er tilstrekkelig (Dizer et al., 1984). Denne er blitt satt som minimum 60 dager for en rekke land, basert på at 60 dager er en tilstrekkelig tid for inaktivering av patogene mikroorganismer (Knorr, 1937). Derimot kan det tenkes at dette ikke er tilstrekkelig for motstandsdyktige patogener, som enkelte virus (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Da det er anslått at 17 % av befolkningen i Norge benytter separat avløpsanlegg, hvor tilstanden på utallige av anleggene er ansett som delvis ukjent eller dårlige (Mattilsynet,

2014), kan risikoen for vannbårensmitte øke. Selve statusen for reduksjon av vannbåren sykdommer er vanskelig å kartlegge da kun en liten del av befolkningen tar kontakt med helsetjenesten ved kortvarige diareesykdom (Mattilsynet, 2014). Hendelser som blir rapportert vil ofte være de som opplever et mer alvorlig sykdomsforløp, slik min datter opplevde når hun fikk en *E.coli* infeksjon i ett års alderen. Det er derfor høye mørketall for faktiske sykdomsutbrudd, da de av mindre omfang sjelden blir rapportert (Eikebrokk et al., 2006).

Det er etter forurensningsforskriften kap. 12, kommunen som er ansvarlig forurensningsmyndighet ovenfor disse avløpsanlegg med <50Pe tilknyttet (Lovdata, 2007), og dermed kommunen som har kravet med å føre tilsyn og påse at anleggseier overholder utslippstillatelsen (Mattilsynet, 2014). Dette kan oppleves som et omfattende arbeid for kommunene, der lite bemanning og manglende kompetansegrunnlag er en årsak (Van der Velpen and Ringebu kommune, 2017).

Van der Velpen and Ringebu kommune (2017) har som alle andre kommuner selv ansvar for opprydding i spredt avløp etter vanddirektivet. Kommunen skal føre tilsyn og har selv satt opp det de anser som en «optimistisk» tidsplan basert på nettopp lite bemanning og behov for kursing for å øke kompetansenivået. Kommunen har erfart i felt at infiltrasjonsgrøftene er i dårlige tilstander; tette grøfter, feil mellom slamavskiller og infiltrasjonsgrøft hvorpå avløpsvannet finner egne veier. Van der Velpen and Ringebu kommune (2017) uttrykte det selv med at det kan være vanskelig å si noe om tilstanden til infiltrasjonsgrøften – om den finnes i det hele tatt.

Om et infiltrasjonsanlegg fungerer dårlig og opptrer som overbelastet skyldes dette enten at massene i infiltrasjonsanlegget er dårlig egnet som rensemedium eller at infiltrasjonsanlegget er underdimensjonert, dårlig drenert eller feil konstruert (Mæhlum et al., 2009).

NIBIO (2016) har i VA/Miljøblad nr. 59, «Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann» en beskrivelse for utforming og dimensjonering av lukkede infiltrasjonsanlegg, som gir funksjonskrav basert på at det infiltrerte avløpsvannet ikke skal utsette miljøet eller nærliggende vannressurser for forurensning av næringsstoffer eller patogene mikroorganismer. Det er oppsatt i tabell 1, uthentet fra miljøbladet, hva som er forventet at jordmassene kan tilbakeholde, forutsatt at anlegget er utformet og dimensjonert riktig.

Tabell 1: Forventet renseeffekt og utslippskonsentrasjon for et lukket infiltrasjonsanlegg. ¹⁾ Store lokale variasjoner, avhengig av løsmassens sammensetning og mektighet. ²⁾90%=1 log, 99%=2 log og 99,99%=3 log (NIBIO, 2016).

| <i>Parameter</i> | <i>Renseeffekt</i> | <i>Konsentrasjon</i> |
|---|--|------------------------|
| <i>Fosfor (tot-P)</i> | <i>> 90 % ¹⁾</i> | <i>< 1,0 mg/l</i> |
| <i>Organisk stoff (BOF₅)</i> | <i>> 90 %</i> | <i>< 20 mg/l</i> |
| <i>Nitrogen (tot-N)</i> | <i>30 – 50 % ¹⁾</i> | <i>< 50 mg/l</i> |
| <i>Bakterier (E.coli)</i> | <i>99,99 – 99,9999 % ²⁾</i> | <i>< 100/100 ml</i> |

Ytterlig er det krav til å ha en minste avstand til et vassdrag på normalt 10 m, men med variasjon ut ifra grunnforhold og sårbarhet til resipient (Mæhlum et al., 2009).

I sensitive områder, tilsvarende nedbørsfelt med tilhørende drikkevannskilder, stiller enkelte kommuner, som Oslo kommune, krav om kildeseparert avløpsløsning for å redusere faren for smitte av sykdomsfremkallende mikroorganismer. I det tilfellet skal svartvann fra toalett tilføres en tett tank og gråvannet skal tilføres et biofilter, for deretter bli etterpolert i en infiltrasjonsgrøft (Oslo VAV, 2010). I denne oppgaven benyttes et slikt anlegg under forsøkene og resultatene kan gi en indikasjon på hva som er å forvente.

Ettersom behovet for rent vann øker, samtidig som at mengden tilgjengelig vann går ned, er det derfor rimelig å tenke at gjenbruk ved matning av gråvann til grunnvannet er en løsning. Samtidig som at det er økonomisk gunstig. Derfor bør det tas i betraktning at grunnvann som benyttes som drikkevannskilde vil kunne ha liten til ingen rensing før bruk og dermed er å anse som et sårbar punkt, dersom høye konsentrasjoner av patogener, som virus, lekker ut til grunnvannet (Keswick and Gerba, 1980).

Det er i tabell 1 fra Va/miljøblad 59 ikke nevnt noe om hva som kan forventes med tanke på klimaet, og virus er ikke nevnt i tabellen. Derimot vil en infiltrasjonsgrøft kunne opptre forskjellig ved de ulike årstidene, basert på at trykkkomponenten i vannets strømningsgradient vil trekke vannet fra fuktige områder mot tørre. Det tilsier at ved tørke perioder vil vannet få et mer horisontalt strømningsbilde der vannet trekkes mer ut mot sidene og tar i bruk et større infiltrasjonsareal enn det gjør ved mye nedbør. I tillegg medfølger det at oppholdstiden i den umettet transporten blir lengre før kontakt med mettet sone. Med andre ord vil renseevnen være bedre i tørke perioder enn ved nedbørsperioder (Jensen et al., 2006).

Flere internasjonale studier har vist at det er en sammenheng mellom store nedbørsmengder og vannbåren sykdomsutbrudd. Nichols et al. (2009) viste i sin litterære studie sammenhengen mellom nedbørshendelser i de tre uker før et sykdomsutbrudd og når intens nedbør inntraff en uke før et sykdomsutbruddet. De hadde en korrelasjon mellom seg. Det viste seg også at grunnvannet var mer sannsynlig smittekilde enn overflatevann når det hadde vært en nedbørsmengde på 20-40mm, tre-fire uker før sykdomsutbruddet.

I Eikebrokk et al. (2006) sin evalueringsrapport etter Giardia-utbruddet i Bergen, ble det påvist i etterkant, at ved gjentakende høye regnintensitet under høsten 2005 resulterte nedbøren til en økning i *E.coli* konsentrasjon. Det ble konstatert at den økte konsentrasjonen måtte ha en sterk korrelasjon med ekstremnedbøren som var på hele 156 mm i løpet av 24 timers periode fra 13-14.09, da med mest nedbør om natten. I midlertid ble det utelukket at den høye konsentrasjonen skyldtes avrenning fra beitemarker og avløpsvann fra boligene i nærområdet, da disse gjennomgikk store saneringsarbeid i slutten av 2004.

1.2 Klima

1.2.1 Klimaendringer

Etter §12-13 i forurensningsforskriften skal avløpsanlegg bygges, dimensjoneres og vedlikeholdes slik at anlegget har «tilstrekkelig yteevne under alle klimatiske forhold som er normale for stedet der de ligger», og på bakgrunn av forurensningsloven er det ved private avløpsanlegg eier av eiendommen som anlegget først ble anlagt for, som er «ansvarlig for drift og vedlikehold», jfr. Forurl. §24 (Lovdata, 2007). Dermed er det anleggseier som er ansvarlig for det avløpsanlegget forvolder av forurensning.

Det klimaet som er referansen for normalen nå er perioden 1961-1990 (Meteorologisk institutt et al., 2017). Klimaendringer innebærer at «gjennomsnittsværet», basert på denne

normalperiode over 30 år, endrer karakter som høyere eller lavere temperaturer og/eller med mindre eller mer nedbør (Ødegaard et al., 2012). Forventet klimaendringen er fastsatt til å bli en økning i global middeltemperatur på 1,4-5,8°C og en stigning av havnivå på 9-88cm fram mot 2100 (Tollan, 2002). For Norge er det forventet i 2100 at gjennomsnittlig nedbør vil øke med 5-30 prosent, med variasjonsfaktorer som årstid og geografisk område, men generelt med en hyppigere frekvens av ekstremnedbør (Lundstad, 2013). Da det ikke er antall døgn med nedbør som øker, men mengden, tilsier det at nedbøren som faller under en hendelse vil kunne bli mer intens (RegClim, 2002).

Resultert av klimaendringen kan vannets oppholdstid i innsjøer endres, likeså med grunnvannsnivået og grunnvannsstrømmen (Eikebrokk et al., 2006). Nydannelse og matning av grunnvannet kommer av nedbør og smeltevann som perkolerer gjennom den umettet sonen ned til grunnvannsspeilet. Prosessen er avhengig av permeabiliteten i grunnen og ved høy permeabilitet øker infiltrasjonen, og økt mengde markvann vil kunne heve grunnvannsnivået ut i fra mengdetilførselen (Ødegaard et al., 2012).

Dimensjoneringen av infiltrasjonsgrøfter for $Pe < 25$, er konstruert på den måten at det skal være en minste avstand til grunnvannet, umettet sone, på ca. 50cm, grunnet potensiell fluktuasjon i grunnvannsnivå (NIBIO, 2016), men med forventet klimaendring og en aldrende infiltrasjonsgrøft kan det muligens gi risiko for forurensning av vannkilde da infiltrasjonsgrøften blir underdimensjonert for tilførselen av overvann (Robertsen and Asplan Viak, 2017). Kaplan et al. (1993) fant i sin studie ved simulering av en typisk nedbørhendelse til et lysimeter, at ved økende porevannshastighet, grunnet den økende vannmetning i porene til jorden, ble mobiliteten og størrelsen til kolloidene økende i utløpet av lysimeteret, samtidig som at det ble en økning i mineraler. Dette insinuerer at ved nedbør vil det kunne bli en økt transport gjennom en infiltrasjonsgrøft og ned til grunnvannet.

Fluktuasjoner i grunnvannsnivået påvirkes av faktorer som nedbørfordeling, magasin størrelse og perkolasjonskapasiteten til løsmassene. Det skilles mellom kortidsfluktuasjoner og langtidsfluktuasjoner. Kortidsfluktuasjoner styres hovedsakelig av store smelte- og nedbørmengder, eventuelt flom. Det vil ikke nødvendigvis gi umiddelbar effekt, men kan komme frem som en faseforskyvning slik at virkningen etter høstnedbør vil inntreffe mot slutten av året og snøsmelting inntreffer i starten av sommeren (Mæhlum et al., 2009).

Vannet søker alltid minste motstands vei og har vannskillen definert ut i fra topografien i terrenget. Vannskillene angir begrensningene til et nedbørsfelt (Fergus et al., 2010). Med andre ord er nedbørsfeltet begrenset av topografiske vannskillen, der vannskillet tilsvarer det høydedraget i terrenget som er bestemmende for hvilken vei vanndråpene renner, og tilslutt for hvilken vannforekomst vanndråpene ender opp i. Vannskillet er å finne på topografiske kart som vinkelrett mot høydekurvene (Tollan, 2002). For det vannet som infiltreres ned i grunnvannet vil transporten bli basert på helningen til grunnvannsspeilet. I likhet med vannspeilet på overflaten kan grunnvannsskillet defineres etter grunnvannsspeilets høyeste punkter, som stort sett følger overflaten i terreng, bortsett fra for et relativt flatt landskap hvor grunnvannet kan ligge dypt, og vil ikke sammenfalle med det topografiske vannskillet (Tollan, 2002).

1.2.2 Vannbalansen

For å kunne optimalisere tekniske løsninger i VA-systemer basert på økonomi, sikkerhet og miljøhensyn, benyttes vannbalanselikningen for å finne overflateavrenningen (Q_{over}). Ved å

regne ut hva overflateavrenningen blir og sette det opp mot nedbøren som har falt, vil forholdet mellom dem angi volumavrenningskoeffisienten for det gitte nedbørsfeltet (Ødegaard et al., 2012). Tilsvarende metode benyttes i denne studien og avrenningskoeffisientene i tabell 2 inngår som andel avrenning i vannbalanse likningen.

Tabell 2: Generelle avrenningskoeffisienter som benyttes i den rasjonale formelen (Thompson, 2007).

| Description | Runoff Coefficient |
|---------------------------|--------------------|
| Business | |
| Downtown Areas | 0.70–0.95 |
| Neighborhood Areas | 0.50–0.70 |
| Residential | |
| Single-family | 0.30–0.50 |
| Multi-family detached | 0.40–0.60 |
| Multi-family attached | 0.60–0.75 |
| Residential suburban | 0.25–0.40 |
| Apartments | 0.50–0.70 |
| Parks, cemeteries | 0.10–0.25 |
| Playgrounds | 0.20–0.35 |
| Railroad yards | 0.20–0.40 |
| Unimproved areas | 0.10–0.30 |
| Drives and walks | 0.75–0.85 |
| Roofs | 0.75–0.95 |
| Streets | |
| Asphalt | 0.70–0.95 |
| Concrete | 0.80–0.95 |
| Brick | 0.70–0.85 |
| Lawns; sandy soils | |
| Flat, 2% slopes | 0.05–0.10 |
| Average, 2%–7% slopes | 0.10–0.15 |
| Steep, 7% slopes | 0.15–0.20 |
| Lawns; heavy soils | |
| Flat, 2% slopes | 0.13–0.17 |
| Average, 2%–7% slopes | 0.18–0.22 |
| Steep, 7% slopes | 0.25–0.35 |

Vannbalanselikningen benyttes når man ønsker å anslå størrelsen av ett av leddene når de andre øvrige er kjent (Tollan, 2002). Beregningen gjøres ofte ved hjelp av ulike modeller der formålet som regel er flomberegninger; HBV-modellen modellerer hele den hydrologiske vannbalansen, med hensyn til forhold i mark- og grunnvannssonen (Fergus et al., 2010).

Vannbalanse likningen kan defineres enten ut i fra et kort tidsperspektiv eller et lang tidsperspektiv. Prinsippet i vannbalanse likningen er å se på den hydrologiske syklusen til vannet på landjorden. Fra et lang tidsperspektiv (30år) tilsier det at likningen kan settes opp der

$$N = Q + E.$$

Formel 1: Vannbalansen

Forklart blir det at nedbøren (N) som inntreffer jorden er lik avrenningen (Q) og evapotranspirasjon (E) sammenlagt. Dette forutsetter at det er en balanse mellom leddene, og endringene i magasinene vil være av liten betydning for det lange tidsperspektivet (Tollan, 2002). Betraktes vannbalansen imidlertid over et kortere tidsperspektiv må også lagringen av vann tas med i betraktningen og et nytt ledd må innsettes i likningen, endringen i vannmagasin (ΔM). Dette tilsvarer endring av volum i alle vannmagasin som innsjø, breer,

grunnvann, markvann og snø (Ødegaard et al., 2012). Innenfor dette leddet inngår infiltrasjon (Tollan, 2002), som benyttes i simuleringen av nedbør under forsøket.

Overflateavrenningen blir i et kortere tidsperspektiv (Ødegaard et al., 2012)

$$Q_{over} = N - E - \Delta M - X$$

Formel 2: Vannbalansen (korttidsperspektiv)

Leddene i likningen har enhet mm nedbør, hvor nedbør (N) avhengig av lufttemperatur fremstår som regn, sludd eller snø (Ødegaard et al., 2012).

Evapotranspirasjon (E) er prosessen hvor vann forflyttes fra vegetasjonen og overflater, og fordampes til atmosfæren. I evapotranspirasjon er fordampning og evaporasjon omtalt om hverandre da det er vanskelig å skille de to prosessene. I de tilfeller der interseksjon blir omtalt definerer det nedbøren som henger på trær før fordampning tilbake til atmosfæren. I skogsområder kan interseksjon bestå som 25 % av nedbøren. Det er derfor i urbane områder ønskelig å benytte denne prosessen ved å ivareta grønne lunger i byområder som en magasineringsmulighet (Ødegaard et al., 2012).

Som tidligere oppgitt er symbolet ΔM å anse som endringer i vannmagasin, med underkategori infiltrasjon (I). Underkategorien omhandler vannet som infiltreres ned gjennom jordoverflaten i vinkelrett retning av jordprofilen. Infiltrasjon vil skje helt til det når et metningspunkt hvor jorden ikke har kapasitet til å ta imot mer vann, det vil si når markvannet er oppfylt. Vannet vil i det tilfellet begynne å samle seg i groper og små senkninger, omtalt som gropmagasinerings (G). I prosessen med infiltrasjon vil markvannet etter hvert perkolere ned til grunnvannsnivået (Ødegaard et al., 2012). Det er denne hendelsen som er interessant å forsøke å gjenskape for en infiltrasjonsgrøft under eksperimentet og dermed se på potensielt en forurensning til mettet sone, grunnvannstransport.

1.3 Sentralisert og desentralisert avløpsanlegg

Med klimaendringene er de sentraliserte avløpsanlegg mer sårbare enn desentraliserte og vil grunnet lokasjon nær kysten kunne oppleve oversvømmelse grunnet den forutsette stigningen av havnivåene. Dette er allerede et problem ved flere renseanlegg (RA) når tidevannet inntreffer, hvor bølgens bane vil kunne blokkere utløpet og medføre til store utslipp av ubehandlet avløpsvann (Tchobanoglous et al., 2014a).

Definisjonen av et sentralisert avløpsanlegg er et avløpssystem som betjener en større populasjon i et område (Libralato et al., 2011), hvorpå det er et oppsamlingssystem, et ledningsnett, med et utslippspunkt via et større RA nedstrøms (Tchobanoglous et al., 2014a). Et desentraliserte avløpsanlegg definert av Tchobanoglous et al. (2014a) er derimot ansett som behandling av avløpsvann i nærheten av genereringen, og med en eventuell gjenbruk av avløpsvannet. I Norge faller RA med mindre enn 50 personekvivalenter (pe) tilknyttet inn i kategorien desentralisert avløpsanlegg (Ødegaard et al., 2012).

Avløpssituasjonen i dag er ansett som krevende grunnet den sterke befolkningsveksten, klimatiske forhold, samtidig med et strengere krav for å sikre og utvikle et bærekraftig bruk av vannressursene. I tillegg til at personellressursene i mange kommuner er lave (Hardalsen, 2016).

Klimaendringene fører til mer intens nedbør, som igjen resulterer til mer regnvann på ledningsnett (Ødegaard et al., 2012). Infiltrering av dette regnvannet til det sentraliserte avløpssystemet medfører til at kapasiteten blir for liten og gir overløp av fortynnet avløpsvann til miljøet, resulterende til en forurensning av resipient (Ho and Anda, 2006). Hardalsen (2016) hos Fylkesmannen i Oslo og Akershus (FOA) har registrert at dette er gjeldende for kommuner med felles og separatsystem, så vel for de kommunene med kun separatsystem. Årsakene er flere, men hovedsakelig grunnet feilkoblinger, kuminnlekkinger og utette avløpsledninger. Denne økte mengden av fortynnet avløpsvann vil føre til større mengder utslipp og med oversvømmelse i systemet vil den stor mengde resultere til at rensetrinnene i RA vil ha problemer med å fungere tilstrekkelig, som for eksempel desinfeksjon og temperaturendringer som gir redusert koagulering etc. I tillegg vil mer intens nedbør gi økt kostnad på å transportere avløpsvannet gjennom pumpestasjonene på ledningsnett (Tchobanoglous et al., 2014a).

Kommunene må forberede seg på store kostnadsøkninger på avløpssektoren for å kunne møte kravene for fremtiden (Hardalsen, 2016). Samtidig som at urbaniseringen og befolkningsveksten medføre til et behov for økt kapasitet (Ødegaard et al., 2012), og med den stadige økende befolkningsveksten er det blitt registrert av Hardalsen (2016) at flere kommuner og interkommunale avløpsselskaper (IKS) har en underkapasitet ved sine RA.

Sentraliserte systemer er normen i industrielle land (Libralato et al., 2011), men for et område i Los Angeles brukes desentraliserte avløpsanlegg for å avlaste det sentraliserte RA. Metoden går på å transportere slammet fra desentralisert til sentralisert RA ved hjelp av større rør. Årsaken er at desentraliserte avløpsanlegg har generelt ikke noe fasilitet til å behandle slammet og må i de tilfeller derfor transporterer slammet til et sentralisert RA (Tchobanoglous et al., 2014a).

Imidlertid vil en slik løsning gi enorme kostnader når en skal innføre store rør fra urbane strøk (Tchobanoglous et al., 2014a). Det er også anerkjent at sentralisert avløpssystem har høy økonomisk kostnad til vedlikehold og sanering (Libralato et al., 2011). Av den grunn avveies det i kommune-Norge om hvor vann- og avløpsstrek skal prioriteres, og hvor mange abonnenter det gir tilknytting til på grunnlag av utvidelsen, siden det er abonnentene som betaler avgifter til å kunne vedlikeholde avløpssystemet. Men, sammenligner man det en husstand betaler for å være tilknyttet et fungerende avløpsnett, med den økonomiske kostnaden det ville ha vært for husstanden å ha et desentralisert avløpssystem, er den økonomiske kostnaden tilnærmet like (Ho and Anda, 2006).

Det er som (Ho and Anda, 2006) skrev at kostnaden for å drifte begge type anleggene er ikke liten, men i det større bildet er de helsemessige og miljømessige forholdene verdt mer med å ha et fungerende avløpsanlegg.

I aspekt av miljøet er desentraliserte avløpssystemer mer miljøvennlige i den tanke at det er mulig for resirkulering av næringsstoffer og vann. Dette er det ikke tilrettelagt for i det sentraliserte systemet, og vil kreve mye omlegging av ledninger og pumper for å etablere. I tillegg vil sentraliserte avløpssystemer ha en høyere mengde miljøgifter og tungmetaller enn desentraliserte systemer som unngår industrielt avløpsvann (Ho and Anda, 2006).

Derimot er det en fordel med sentraliserte avløpssystemer når det kommer til forvaltning, drift og vedlikehold (FDV). Sentraliserte avløpssystemer er veletablerte innenfor regelverk og

vedlikehold, og får stor økonomisk støtte fra myndighetene til å utbedre eventuelle mangler (Ho and Anda, 2006), i motsetning til desentraliserte avløpssystemer der eier av eiendommen, tilhørende anlegget, er selv ansvarlig part for at anlegget driftes slik det skal (Libralato et al., 2011), og dermed ansvarlig for den eventuelle økonomiske kostnaden driften av anlegget måtte kreve (Ho and Anda, 2006).

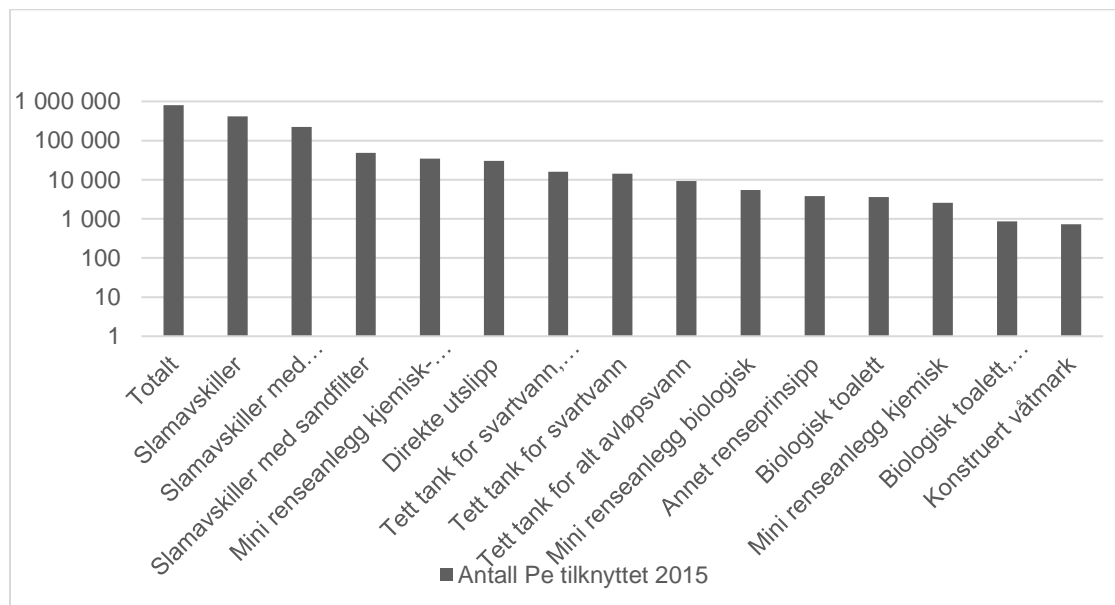
Kommunen er forurensningsmyndighet i det tilfellet og skal påse at utgitt utslippstillatelse overholdes av eier av det desentraliserte anlegget (Van der Velpen and Ringebu kommune, 2017). For kommune-Norge er det tilsyn av totalt 809 051 desentraliserte avløpsanlegg (SSB, 2015).

Imidlertid vil sentraliserte avløpsanlegg være mer sårbare for naturkatastrofer og kan gi katastrofale hendelser som et resultat, langt over det en grense på en utslippstillatelse vil være. Orkanen Katarina i 2005 medføre til skade på store deler av det sentraliserte avløpssystemet langs kysten av Mississippi og Alabama, og orkanen Sandy forårsaket en enorm mengde utslipp av avløpsvann i US i 2012 (Tchobanoglous et al., 2014a).

1.3.1 Desentralisert avløpsanlegg - infiltrasjonsgrøft

Mæhlum and NIBIO (2017) uttalte ved et fagtreff at i Norge er det over 100.000 infiltrasjonsanlegg, hvor over 50 % av disse er eldre enn 25 år. Tall fra SSB (2015) i figur 1 viser at antallet for infiltrasjonsanlegg med kun slamavskiller som forbehandling er opptil 270 000, hvor nærmere 50 000 av disse er sandfilter. Sand har en svært begrenset levetid for opptak av fosfor, på ca. 5 år. For å fremme opptaket av fosfor kan et lag av knust Leca benyttes (Robertsen and Asplan Viak, 2017).

Registrerte infiltrasjonsanlegg for gråvann er på knappe 17 000 i forhold.



Figur 1: Innbyggere tilknyttet små avløpsanlegg (<50pe) i Norge (SSB, 2015).

Under en tilstandsvurdering for Gjøvik kommune ble det avdekket at opp mot 70 % av infiltrasjonsanleggene fungerte dårlig til svært dårlig, dette var anlegg som var nær 30 år gamle (Robertsen and Asplan Viak, 2017). Det er ansett at infiltrasjonsanlegg skal ha lang levetid, noe som tilsvarer godt over 20 år, opp mot 30 år, men det er vanskelig å kunne gi et

konkret vitenskapelig svar på hvor god den hydrauliske evnen har blitt, over det som er å anse som levetiden til et infiltrasjonsanlegg. Det er også lite, om ikke fraværende, vitenskapelig dokumentasjon på hvordan vannstrømmen ter seg gjennom godt utviklet biofilm (Mæhlum and NIBIO, 2017). Robertsen and Asplan Viak (2017) fant ved sin tilstandsvurdering for Gjøvik kommune at av infiltrasjonsanleggene i kommunen hadde 28 % av de en middels god tilstand, noe som tilsier at den hydrauliske evnen fortsatt var ivaretatt. Nyere anlegg fungerte relativt godt, men viste at morenemassen i Gjøvik krevde et større infiltrasjonsareal per pe for å fungere optimalt.

Ved dimensjonering av en infiltrasjonsgrøft bestemmes infiltrasjonskapasitet ut i fra jordmassene egenskaper og oppgis i l/m^2d (Mæhlum et al., 2009). Normal praksis er at infiltrasjonsgrøfter, gitt etter perkolasjonsevnen til jorden, også blir dimensjonert etter en hydraulisk arealbelastning på 1- 5 cm/d for blandet avløpsvann, forbehandlet i septiktank (Siegrist et al., 2000). Under denne studien, og året som har vært, har den hydrauliske belastningen vært lik ved normal drift som den tidligere fastsatte av Reiakvam (2016) på 15 cm/døgn. Ved å benytte forbehandling til infiltrasjonsgrøften, likt et biofilter, vil det imidlertid være mulig å øke arealbelastningen vesentlig, opptil 3-5 ganger (Mæhlum et al., 2009).

Årsaken er at det er sammensetningen til avløpsvannet som har vel så stor betydning som den hydrauliske arealbelastningen, og med et forbehandlet avløpsvann kan det gis et bedre grunnlag for rensing i infiltrasjonsgrøft (Siegrist et al., 2000). Derfor vil infiltrasjon av gråvann kunne være mer egnet på steder med sårbare resipienter, grunnet at største andelen av forurensningene finnes i urin og fekalier, i tillegg til at vannmengden blir redusert (Mæhlum et al., 2009).

Plasseringen av en infiltrasjonsgrøft er særdeles viktig, dersom et infiltrasjonsanlegg bygges ned i tette masser vil grøften fungere dårlig og kan få et hendelsesforløp der avløpsvannet flyter opp av infiltrasjonsmassene (Westlie, 2017, Robertsen and Asplan Viak, 2017). Med erfaring bygges infiltrasjonsgrøftene nå grunnere da dette har gitt bedre drift, men det må utføres riktige grunnforhold for å unngå tette masser, eventuelt bør infiltrasjonsgrøften legges under de tette massene (Robertsen and Asplan Viak, 2017).

Det er viktig at avløpsvannet blir godt fordelt utover infiltrasjonsarealet og det er det øverste jordprofilen som har best renseseffekt grunnet porøsiteten og den mikrobiologisk veksten, samt tilgangen på oksygen (Mæhlum et al., 2009). For å kunne påse at hele infiltrasjonsarealet blir benyttet anbefaler Robertsen and Asplan Viak (2017) at om det benyttes et sprederør med selvsfall bør røret ha flere hull i ulike posisjoner, da ofte utløpshullene tetter seg, medført at avløpsvannet renner ut i andre enden. Eventuelt er en bedre løsning støtbelastning.

Generelt er jordinfiltrasjonssystemer moderate i investeringskostnad og har lav vedlikeholds- og operasjonskostnad. Derimot er ikke infiltrasjonsgrøfter optimale når det kommer til resirkulering av næringsstoffer siden fosfor blir tilbakeholdt i filtermassen (Heistad et al., 2009c).

Globalt vil infiltrasjonsanlegg kunne variere en del i design og størrelse, men største andelen av disse systemene har som formål å infiltrere forbehandlet avløpsvann gjennom umettet sone før matning til grunnvannet. I USA vil designet av en infiltrasjonsgrøft variere etter hvor i landet grøften er anlagt, grunnet egne normer for design som er å finne i de forskjellige

statene. Dette kan skyldes lokale forhold som klima og topografi, men ofte også uten noen konsekvent årsak (Siegrist et al., 2000).

I Elmerfors and RISE (2017) sin forskning ble 101 anlegg i Sverige undersøkt hvor 22 av disse anleggene har knust stein som filtermasse. Dette fordi mange kommuner i Sverige har begrenset stedlige egnede masser, men «naturgrus» er lett tilgjengelig for flere av kommunene. Knust stein viste i deres forskningsarbeid å ha en like god tilbakeholdelse av organisk materiale, men den bakteriologisk retensjonen måtte la seg oppbygges over tid. Retensjonen av fosfor var derimot dårligere.

1.4 Infiltrasjon av avløpsvann

For å oppnå en god binding av fosfor til jord er det viktig at jorden har et høyt innhold av oksiderte jern-, aluminium- og kalsiumforbindelser. Fosforet reagerer med forbindelsene fra forvitret jord på den måte at jern-, aluminium- og kalsiumforbindelsene forvittrer fra krystalinform til oksid- og hydroksidform som vil reagere med fosfatet og gi utfelling av jern-, aluminium- eller kalsiumfosfater, avhengig av pH til jorden (Jensen et al., 2006). Jord med høyt innhold av jernoksider har også vist seg å ha en økt adsorpsjonseffekt på bakterier og virus, grunnet at Fe-oksiden gir overflaten til jordpartikkelen en mer positiv ladning, noe som øker adsorpsjonen av bakterier som normalt har en negativ ladning ved nøytral pH (Keswick and Gerba, 1980). Den kjemiske forbindelsen av fosfor varierer med egenskapene til massene, men er antatt å nå en metning i filtermassen på ca. 300-800 g/m³ (Elmerfors and RISE, 2017).

Et annet viktig prinsipp med jordinfiltrasjon er at det vil danne seg et gjentettingslag på infiltrasjonsflaten, som sørger for en mer kompleks rensing av avløpsvannet, ved å medføre til en mer spatial infiltrasjon. Det vil oppstuve seg på det horisontale infiltrasjonsarealet, medført at et vertikalt infiltrasjonsareal vil komme til nytte. Gjentettingen gir dermed en økt renseseffekt, men kun til den grad som permeabiliteten tillater i infiltrasjonsarealet (Siegrist et al., 2000).

Organisk materiale og suspendert stoff vil bli fjernet ved infiltrasjon som en kombinasjon av «straining» i filtermaterialet, oversatt av Reiakvam (2016) som «fastkiling», og biologisk nedbrytning (Siegrist et al., 2000). Oppløst organisk stoff adsorberer ved infiltrasjon til jord, og deretter blir nedbrutt av mikroorganismer i jorden, etterfulgt av å diffundere opptil atmosfæren i form av karbondioksid (CO₂). Imidlertid vil mikrobiell metabolisme også produsere noe organisk stoff slik at en stabilitet vil kunne gjøre at det tar flere år før karbonet forsvinner og en akkumulasjon skjer (Brady and Weil, 1996).

Organisk stoff i avløpsvann er for det meste i partikulær form, men vil også opptre på løst form grunnet tilførsel av proteiner, fettstoffer og overflateaktive stoffer fra husholdningen. De overflateaktive stoffene benyttes i vaskemidler og kan kalles for surfaktanter (Ødegaard et al., 2012). For høye tilførsel av organisk stoff til resipienter kan medføre til begroing og oksygensvikt i vannkilden, hovedsakelig vil oksygensvikt forekomme i innsjøer og fjorder (Ødegaard et al., 2012).

Nitrat (NO₃⁻) er også en parameter som kan gi alvorlige miljøproblemer som eutrofiering i vannkilder og helsemessige problemer dersom større mengder infiltrerer grunnvannet, spesielt utsatt er spedbarn (Brady and Weil, 1996). Inntaket av nitrat vil kunne reduserer blodets evne

til å transportere oksygen rundt i kroppen, medførende til tilstanden methemoglobinemi. Derfor er det satt opp en grenseverdi på maksimalt 10 mg NO₃ - N/l (Ødegaard et al., 2012).

Nitrogen fjernes under jordinfiltrasjon ved diffundering, ammoniumfiksjon, nitrifikasjon/denitrifikasjon og matrise adsorpsjon (Siegrist et al., 2000). Ammoniumfiksjon opptrer ved kjemisk sorpsjon der ammoniumionet vil bli tiltrukket av negative ladde overflater som leire og humus (Brady and Weil, 1996). Generelt er leirete jord en god adsorbent (Keswick and Gerba, 1980). Fiksering av ammonium skjer hovedsakelig med leirpartiklene i undergrunnen, da mengden leire er større i dybden (Brady and Weil, 1996).

For fungerende infiltrasjonssystemer vil retensjon av nitrogen være dominerende ved ammoniumadsorpsjon og ved kjemisk reaksjon vil biologisk nitrifikasjon dominerer (Siegrist et al., 2000).

1.5 Fosfor

Fosfor (P) er et viktig næringsstoff for planter og dyreliv. Den naturlige forekomsten av fosfor i jorden er liten og jordbruket har derfor behov for næringsstoffet for å dyrke avlingen (Brady and Weil, 1996). Av den årsak er det av interesse å gjenvinne fosfor fra avløpsvann (Tchobanoglous et al., 2014b). Fosfor er derimot ikke et flyktig substans, og inntar ikke gassform slik nitrogen kan (Tchobanoglous et al., 2014b).

I jord har pH en avgjørende faktor for hvordan fosfationer blir dannet. Gruppen Kalsiumfosfat foreligger som den dominante formen ved nøytral og alkalisk jord, men om pH senkes vil forbindelsen bli løselig og kan ha en tendens til å forsvinne fra den sure jorden. Av de vanligste kalsiumfosfat-forbindelsen er det apatitt som er den minst løselige av forbindelsen og er så persistent at den er uløselig i forvitret jord. Ved lave pH vil flere H⁺ ioner være tilgjengelige, og det er ønskelig å ha en sur jord siden dihydrogenfosfat, H₂PO₄, er noe mer tilgjengelig enn hydrogenfosfat, HPO₄²⁻. Ved nøytral jord foreligger disse to løsningene i tilnærmet lik mengde (Brady and Weil, 1996).

Organiske fosfor i jord er antatt å bli produsert av mikroorganismene i jorden (Brady and Weil, 1996).

Fosfor har sterk tilknytning til menneskelig og dyrisk aktivitet, og siden fosformengden i jord er så liten vil et område med høy konsentrasjon av P indikere en form for tidligere dyrisk eller menneskelig aktivitet (Brady and Weil, 1996). Avløpsvann genereres når mennesker kvitter seg med avfallsstoffer. Fosfor i avløpsvann klassifiseres inn i to fraksjoner partikulær og løst, og kan videre omtales som reaktiv og ikke-reaktiv (Tchobanoglous et al., 2014b). De løselige formene for fosfor i væske er orthofosfat (PO₄³⁻) og polyfosfat (P₂O₁₀⁵⁻) (Tchobanoglous et al., 2014b), begge uorganisk fosfor (Ødegaard et al., 2012). Orthofosfat er reaktiv og er den fraksjonen som er tilgjengelig for biologisk metabolisme, polyfosfat må først gjennomgå en sakte hydrolyse til å komme i orthofosfat form (Tchobanoglous et al., 2014b). Av total fosfor (tot-P), det begrepet som angir krav til fosforutslipp fra RA, foreligger løst fosfor som over 60% av tot-P, resterende er bundet til partikler (Ødegaard et al., 2012).

1.5.1 Eutrofiering

Eutrofiering benyttes ofte i forbindelse med forurensning av vannforekomster (Tollan, 2002). En overbelastning av næringssalter til en resipient er hovedårsaken til eutrofiering, med andre ord algeoppblomstring. Alger er fotosyntetiske organismer, det vil si at organismen har solen som energikilde og CO₂ som karbonkilde (Ødegaard et al., 2012) Fosfor tap fra avløpsvann har blitt rapportert til å ha en effekt på vannkvalitet, og vil kunne resulterer til død for fisk og andre marine dyr, i tillegg til potensielt helseskadelig for mennesker (Toor et al., 2004).

.Når en vannkilde blir eutrof skjer følgende virkninger (Ødegaard et al., 2012):

- En algeoppblomstring, hvor enkelte alger vil skille ut giftig algetoksin
- Vannet får en økt turbiditet
- Algene nedbrytes ved forbruk av oksygen, medførende til en potensielt oksygenfattig vannkilde, uten fiskeliv.

Derfor bør tilførselen av disse næringsstoffene være under anbefalt grenseverdi gitt av myndighetene. For å bestemme hvilken næringsstoff som må begrenses i vannforekomsten settes det opp et N:P forhold, der $N:P > 12$ angir at resipienten har fosfor som vekstbegrensende (Fjeld et al., 1996).

Om store mengder nitrogen og fosfor fra gråvannet lekker ut til sensitive overflatevann kan dette medføre til uønsket endring i økosystemet som eutrofiering (Siegrist et al., 2000). Strategien for å unngå dette vil da bli å minimalisere tilførselen av fosfor ved å fjerne fosforet fra gråvannet som slippes ut, samt begrense avrenning fra jordbruk i nærheten (Ødegaard et al., 2012).

Transporten av P kan skje både som avrenning, men også under overflaten i forbindelse med utlekking fra P-holdig masse (Turner and Haygarth, 2000). Basert på resultatene til Turner and Haygarth (2000) med en maksimum konsentrasjoner av utlekket reaktivt fosfor på opptil $>1000\mu\text{g/l}$, vil transporten i undergrunnen kunne være kritisk. Kritiske konsentrasjoner av fosfor til fosfor-begrensede vannkilder er omtrent 0,03 mg/l av løst fosfor og 0,1 mg/l av total fosfor (Brady and Weil, 1996)

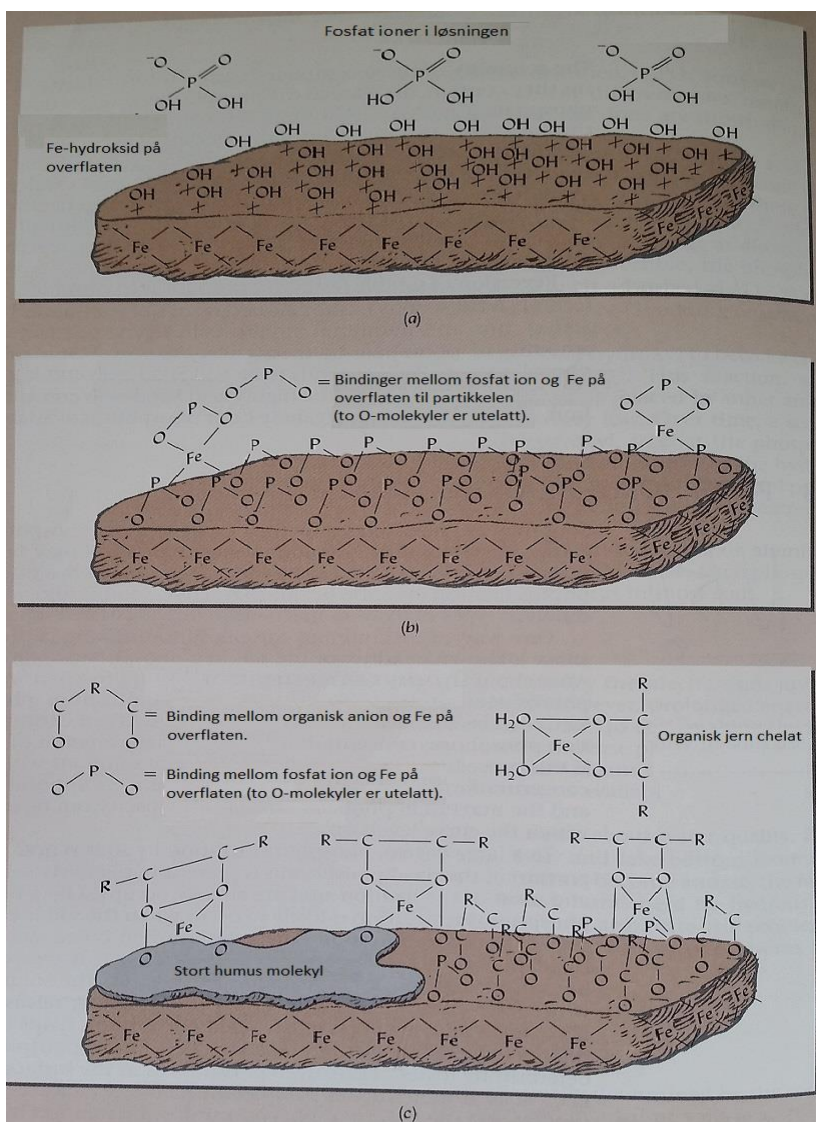
I følge (Börling et al., 2004) kan kritisk utlekking inntreffe selv også systemer som har fått små konsentrasjoner eller har vært uten tilførsel over lengre tid. Dette på grunnlag av et resultat under Börling et al. (2004) studie der det på tross av ingen tilførsel på flere tiår, hadde en høy utlekking av P.

Med tanke på eutrofiering er det flere studier basert på utlekking av fosfor fra P-holdige masser, men også utlekking av fosfor fra en infiltrasjonsgrøfter vil kunne medføre til en eutrofiering i lokal vannkilde (Eveborn et al., 2012). Tilsvarende resultater hadde (Elmerfors and RISE, 2017) fått tidligere der det syntes at om P-konsentrasjonen var vesentlig mye lavere enn tidligere tilført filtermassen, ga utløpskonsentrasjonen en høyere P-konsentrasjon enn tilført med variasjon ut i fra egenskapene til filtermassene.

1.6 Retensjon av fosfor i jord og infiltrasjonsmasser

Retensjon av fosfor avhenger av egenskapene til infiltrasjonsmaterialet, der hydroksidene av jern (Fe), aluminium (Al), mangan (Mn) danner bindinger med fosforet og resulterer til retensjon, i tillegg til fri kalsium (Ca) i materialet (Mamo et al., 2005). Retensjonen foregår stort sett i umettet sone (Robertson, 2008), og I studien til (Eveborn et al., 2012) viste resultatene at det var i infiltrasjonssystemets 5 øverste cm som hadde størst retensjon av fosfor, dette hadde en korrelasjon med akkumulasjon av Al og Fe komponenter i laget.

Hvilken type interaksjon som inntreffer avhenger mye av pH til jorden, og ved sur jord (pH<6) i fuktig klima er det reaksjonen med metalloksidene Al, Fe og Mn som dominerer, hvor hydroksider av metallene foreligger som belegg på jordpartikkelen. I alkalie og kalkrike masser (pH>6-6,5) vil reaksjonen inntreffe som utfelling i varianter av kalsiumfosfat eller adsorbent til bestanddeler av jern på overflaten av karbonater og leire (Brady and Weil, 1996).



Figur 2: Skisse illustrerende fosfor-fiksering på jordpartikkel med jernhydroksid som fikseringsagent. I (a) framstiller + en positiv ladning hvor fiksering av fosfationet kan inntreffe. I (b) er alle fikseringer oppnådd, fosfor-fikseringskapasitet er nådd. I (c) skisseres det tilstedeværelse av organisk materiale som opptar plass på jordpartikkelen sin overflate (Brady and Weil, 1996).

Fjerning av fosfor ved adsorpsjons teknikk krever at det er tilstrekkelig med overflater til de reaktive mineraler som kan danne kompleksbindinger med fosforet (Eveborn, 2010). Skulle det imidlertid være et høyt innhold av organisk materiale i infiltrasjonsjorden vil det redusere kapasiteten da overflaten på leirpartikkelen og metalloksidet dekkes av et humusmolekyl og opptar plassen for fiksering (Brady and Weil, 1996). I følge (Eveborn, 2010) vil filtermassen nå et metningspunkt der adsorpsjonen inntreffer et likevekts punkt hvor retensjon av fosfor ikke lenger er mulig. Med andre ord, retensjonen av fosfor til filtermateriale er mengdebegrenset, indirekte tidsbegrenset. -Basert på studien til (Eveborn et al., 2012) ble det statuert at infiltrasjonssystemene kunne ikke, basert på resultatene, opprettholde forventet renseseffekt over tid. Undersøkte systemer hadde vært i drift mellom 14-22 år og hadde ved undersøkelsestidspunkt en retensjonskapasitet av fosfor varierende mellom 8-16%.

Kapasiteten for sorpsjon er større i leirholdig jord, grunnet at P reagerer oftere med finere partikler, det har et større overflateareal (Brady and Weil, 1996). Temperatur har også vist seg å ha liten effekt på sorpsjon til finere partikler siden utfelling er en viktigere reaksjon i det tilfellet (Zhu et al., 2003). Vedrørende effekten av temperatur og adsorpsjon er det motstridene resultater, Zhu et al. (2003) oppnådde bedre adsorpsjon ved høyere temperaturer og da spesielt for filtermasser med større partikler, men Mamo et al. (2005) fikk bedre adsorpsjon ved temperatur rundt 4°C enn 10 °C, når tilførselen hadde høy konsentrasjon av fosfor.

Fosfor fjerning kan ved infiltrasjonsteknikk beskrives som sorpsjon, det vil si reaksjoner som inngår fra adsorpsjon til utfelling (McBride, 1994). Adsorpsjonsmekanismene kan enten være fysisk adsorpsjon eller kjemisk sorpsjon, der begge mekanismer er basert på elektrostatiske krefter, men kjemisk sorpsjon er ansett som sterkere, og mer irreversibel (Montgomery, 1985). Dette kan knyttes opp mot at fosfor vil med tiden bli mindre løselig da fosfatet bindes sterkere til kalsiumkarbonat eller metalloksid, medført at løseligheten blir mindre. Med tiden kan fosforen som er absorbert gå over i krystalline forbindelser, resulterende til at fosforet blir mer immobilisert (Brady and Weil, 1996).

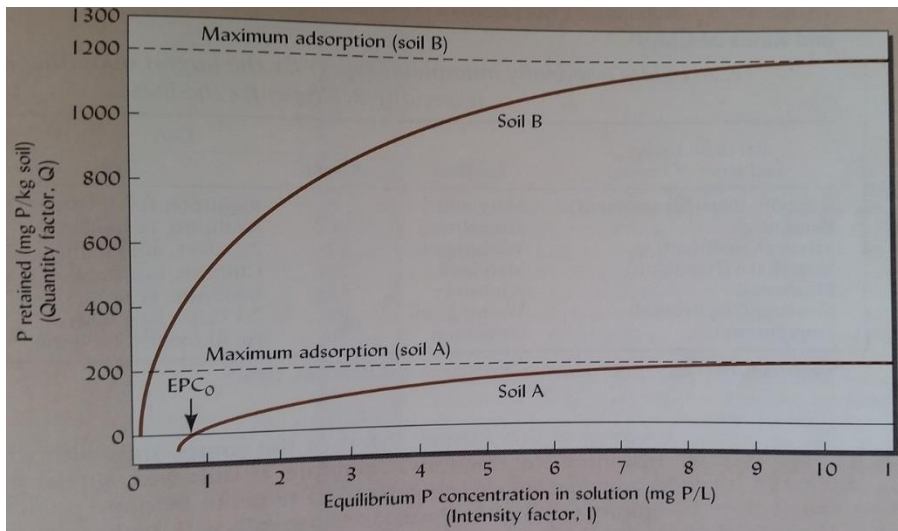
Utfellingsreaksjoner er en del saktere sammenlignet med adsorpsjon, og vil ikke inntreffe før konsentrasjonen har overskredet grenseverdi for løselighet (McBride, 1994). Prosessen for utfelling er å anse som tredimensjonal i motsetning til kjemisk sorpsjon som vil være todimensjonal ved overflaten på partikkelen (McBride, 1994).

I tillegg vil det være biologiske mekanismer for fosfor fjerning, men det biologiske opptaket av planter og mikrober vil fort komme til et stabilt punkt, og vil derfor bidra til et opptak som er lite relevant i motsetning til den kjemisk sorpsjon (Eveborn et al., 2012).

Retensjon av fosfor kan også omtales som fosfor-fiksering, det vil si at fosforet blir kjemisk bundet, forseglert i jordpartikkelen, og er å anse som sterkt bundet (Brady and Weil, 1996).

For å måle fosforfikseringskapasiteten kan en bestemt jordtype blandes sammen (riste sammen) med gitte løsninger av bestemte konsentrasjoner av fosfor. Når jordtypen når likevekt (utflating) på kurven vil jorden ha nådd sin kapasitet. I kurven vil jordtypen ha et likevekts punkt for hvor adsorpsjon og desorpsjon inntreffer, det vil si en likevektskonsentrasjon av P (EPC). Dersom innløpet får en konsentrasjon under dette punktet vil massene få en desorpsjon (Brady and Weil, 1996). Prinsippet for metoden er å se i figur 3. Dette sammenfaller med resultatene til Mamo et al. (2005) studie, der filterkolonnene med

høy metningsgrad av P utga en desorpsjon når avløpsvannet hadde en lavere konsentrasjon enn målt EPC.



Figur 3: Kurven viser forholdet mellom fosforfiksering og konsentrasjon fosfor i løsningen for to forskjellige jordtyper (Brady and Weil, 1996).

1.6.1 Påvirkning av adsorpsjon av fosfor – desorpsjon.

Utlekking av fiksert fosfor omtales som desorpsjon av fosfor (Brady and Weil, 1996).

Desorpsjonen avhenger av faktorer som den hydrauliske belastningen, temperatur og konsentrasjonen P i avløpsvannet sammenstilt med konsentrasjonen P i jorden (Mamo et al., 2005).

Eveborn et al. (2014) hadde en hypotese at når det blir en sterkt endret ionestyrke vil det skje en destabilisering av materien i massen slik at fosfor kan bli mer mobilt. Selv om fosfor fiksering ikke er lett reversibel, kan det ved lett løselige former skje en desorpsjon ved tilførsel av vann med veldig lav konsentrasjon av fosfor. Dette vil bli uttrykt på kurven i figur 3 når kurven passerer under EPC_0 (likevekt fosfor konsentrasjonen).

Desorpsjon av fosfor er svært viktig med tanke på å bestemme tapet av fosfor ved for eksempel nedbør (Brady and Weil, 1996), og det viste seg i Eveborn et al. (2012) beregning for en infiltrasjonsgrøft at beregnet massebalanse var 88% større enn analyserte resultater av akkumulert fosfor i infiltrasjonssystemet. Infiltrasjonssystemet inneholdt kun 12% av den kalkulert mengde.

(Mamo et al., 2005) påviste at ved tilførsel av lavere konsentrasjon av P til kolonner med høy metning av P resulterte til en desorpsjon både ved 10 °C og 4°C, med en noe høyere desorpsjon ved 10 °C. Det er spesielt massene med høy metningsgrad av P som vil ha potensiell stor desorpsjon (Meifang and Yuncong, 2001). Potensielt vil også mer P bli desorbent når den hydraulisk belastningen øker (Mamo et al., 2005), men ved lav strømningsrate vil en lengre kontakttid mellom partikkel og væske kunne sørge for at filtermassen opprettholder en bufferkapasitet for sorpsjon (Börling et al., 2004). I de tilfeller der høy sorpsjonskapasitet hadde liten betydning under studien til Börling et al. (2004) var ved preferential strømning - vannet og fosforen unngikk de potensielle overflater med god sorpsjonskapasitet.

Under (Eveborn et al., 2012) sitt pH-eksperiment viste resultatene at det var lav løselighet av P ved lav pH når det var tilstede sorpsjon eller utfelling med Al og Fe, noe som stemmer overens med teorien fra Brady and Weil (1996) at jern- og aluminiumhydroksid fosfatet er i motsetning til kalsiumfosfat svært lite løselig i sur jord, men mer løselig om jorden blir alkalisk. Forbindelsen er dominant i sur jord og foreligger ganske stabil.

Resultatene sammenfaller med Sallade and Sims (1997) som fikk en økning i pH når dreneringsgrøftene ble mettet med vann, hvor mer løselig P og Fe fremkom i prøveresultatene. Konsentrasjonen av løselig P var også økt om sommeren.

I tillegg til økt pH, vil det ved en forlenget anoksiske tilstand i jorden kunne frigis fosfor ved at jernkompleksene reduseres fra Fe^{3+} til Fe^{2+} . En hendelsen som skjer ved erodring av jordpartikler til vassdrag (Brady and Weil, 1996).

Robertson (2008) studerte opphopningen av fosfor i en søylestrøm på 16m, under et infiltrasjonsanlegg i Canada. Tidsperioden på 16 år viste at mettet sone hadde svært liten sekundær retensjon, noe som potensielt kunne gi vannkilden eutrofiering selv etter lang tid, basert på strømmingen i grunnvannet.

1.7 Karakterisering av avløpsvann

Ved å kildeseparere svartvann og gråvann oppnår man å reduseres belastningen på resipienten, som gir en tilbakeholdelse, før behandling, på opptil 90% av nitrogenet og 80% av fosforet fra en husholdning. Næringsstoffene, likt som de fekale mikroorganismene, har også sin hoved fraksjon fra toalettet (Ødegaard et al., 2012).

I avløpsvann er det spesielt patogene mikroorganismer som utgjør et problem siden det kan være høye konsentrasjoner tilgjengelig og at dosen for å bli syk kan være minimal (Oron et al., 1995). Imidlertid er de patogene mikroorganismene hovedsakelig å finne i toalettet, men det forventes at ca. 0,04g/pd avføring overføres til gråvannet under håndvask, dusjing og klesvask. Fraksjonen vil variere basert på levemåte (Ottoson and Stenström, 2003).

1.7.1 Svartvann

Svartvann er det avløpsvannet som har sin opprinnelse fra toalettet (Ødegaard et al., 2012), noe som gir et større bidrag av næringsstoffer og organisk materiale siden urin og avføring har den største andelen av nitrogen (N), fosfor og kalium (K) (Vinnerås, 2002).

Ifølge Todt et al. (2014) sin studie utgjør svartvannet 87% av fosforet, 83% av total nitrogenet og 69% av det kjemiske oksygen forbruket (KOF), noe som ble sett å være overensstemmende med andre resultater som benytter vakuuntoalett. Konsentrasjonene vil være varierende med vannmengden under nedspyling (Todt et al., 2014).

Kildesepareringen er ansett å være vannbesparende da metoden krever at det benyttes spesialutformet toaletter. En type utforming er et vakuuntoalett som bruker 1l vann under spyling i motsetning til et ordinært toalett som bruker 6-8l (Ødegaard et al., 2012). Uten en slik løsning estimeres det at svartvann består for 20-40% av husholdningens totale vannforbruk, men med vannbesparende løsning vil svartvannet kun bestå av 10% av vannforbruket (Jenssen and Vråle, 2003).

Oppsamlet svartvann er i tillegg en ressurs ved våtkompostering. Under prosessen blir svartvannet hygienisert og luktfritt slik at næringssaltene kan få utnyttelse i jordbruket, og da

uten de høye konsentrasjonen av tungmetaller som kan være i slam fra kommunale rensesanlegg (Ødegaard et al., 2012).

1.7.2 Gråvann

Gråvann har et relativt lavt innhold av næringsstoffer sammenlignet med svartvann, og har derfor en lavere eutrofieringseffekt (Ottosson, 2003). Kildeseparering med naturbasert og biologisk filteranlegg for gråvannsbehandling er derfor den mest skånsomme metoden og benyttes ofte i områder tilknyttet sårbare resipienter (Heistad, 2008).

Gråvann er definert som husholdningens avløpsvann uten tilførsel fra toalett, det vil si avløpsvannet fra vask, dusj, vaskemaskin, kjøkken etc. (Ottosson and Stenström, 2003). Gråvannet kan bli inndelt i ytterlige to fraksjoner som lyst gråvann inneholdende avløpsvann fra vaskefasilitetene på baderommet, og mørkt gråvann ansett som mer forurenset der resterende vaskefasiliteter inngår, eksempelvis vaskemaskin, oppvaskmaskin og fasilitetene på kjøkkenet (Birks and Hills, 2007). Under denne studien brukes gråvannet i sin helhet.

Gråvannet som benyttes i dette forsøket kommer fra tilsvarende kilde som det i Todt et al. (2014) sin studie hvor det ble påvist at gråvannet fra studentleilighetene hadde en mindre fosfor konsentrasjon enn sammenlignet med andre studier. Det ble antatt at dette var forskyldt mangelen på oppvaskmaskin i studentleilighetene da vaskemidler brukt til dette formålet har en høyere grenseverdi enn det for andre vaskemidler. I tillegg ble gråvannet ansett i studien å være fortynnet oppimot andre resultater, særlig med tanke på organisk materiale og fosfor nivået, imidlertid var total nitrogen i øvre sjiktet i forhold til tidligere resultater.

Resultatet fra Todt et al. (2014) ble at det ubehandlede gråvannet inneholdt 1,3-1,6 mg P/l, 16-19 mg N/l og 250-300mg O²/l i KOF, innenfor samme verdi med den gjennomsnittlige litteraturen.

Hygienisk kvalitet er en utfordring ved gjenbruk av avløpsvann og kostanden for en tilfredsstillende behandling er økonomisk tyngende (Tollan, 2002), derfor vil det bli en mindre kostnad å gi gråvann den hygieniske kvaliteten som trengs for gjenbruk. Imidlertid ble resirkulering av gråvann til husholdning ansett av (Ottosson and Stenström, 2003) som en risiko da det var å forvente biologisk vekst av potensielle patogene mikroorganismer i ledningssystemet. Tilsvarende resultater kom det fram av studien til Friedler (2004) hvor relative høye konsentrasjoner av organisk materiale i tillegg til potensielle patogene mikroorganismer ville kunne gi en biologisk vekst i det resirkulerte gråvannet.

Det ble av Winward et al. (2008) identifiserte *P.aeruginosa* i alle prøveresultatene av ubehandlet gråvann, hvor i 25 % av prøvene ble *S.aureus* identifisert. Begge er kategorisert som opportunistiske patogene bakterier, der tilstedeværelsen av *P.aeruginosa* er grunn til bekymring siden bakterien har en sterk metabolisme i gråvann. En resirkulering vil derfor gi en høyere helsemessig risiko for de sårbare individer (Winward et al., 2008). Risikoen for overførsel av patogener ligger ved krysskontaminering forårsaket av avføring (Ottosson, 2003), og Birks and Hills (2007) avdekket to patogener i ubehandlet lyst gråvann, et positivt resultat for *Salmonella velterden*, en ofte årsak til matforgiftning, og utslag for *Giardia* i 63% av prøvene, men da i en konsentrasjon under infeksjonsdose. Imidlertid er det blitt oppdaget at en potensiell overestimert av fekal forurensning i gråvann forskyldt av mikrobiologisk vekst inne i systemet (Ottosson, 2003).

Belastningen av kjemiske stoffer er høy i gråvann og Eriksson et al. (2002) identifiserte ca. 900 xenobiotiske stoffer som potensielt vil kunne være i gråvannet. Dette ble også konkludert med i Friedler (2004) studie hvor gråvannet fra husholdningen var å anse som svært forurenset og dersom et gjenbruk skulle være av relevans burde enkelte vannstrømmer innenfor gråvannet til husholdningen kortsluttes fra vannstrømmen til gjenbruk. I tillegg er det funnet at gråvann har den større andelen av tungmetaller, der kobber består som største andelen, trolig forskyldt av materialet til vannledningen i husholdningen (Vinnerås, 2002).

Et alternativ til gjenbruk av gråvann er å la det infiltrere til jorden og på den måten forkorte den urbane hydrologiske syklusen (Eriksson et al., 2002), og med en mer vanngjerrig fremtid vil det også være nødvendig å se andre løsninger for irrigasjon i jordbruket, som i dag bruker 80% av vannressursene i noen land (Tollan, 2002).

1.8 Patogene mikroorganismer

Avløpsvann utøver en risiko grunnet sitt kjemiske og mikrobiologiske innhold (Siegrist et al., 2000), og infiltrasjon av avløpsvann er en av de viktigste årsakene til forurensning av grunnvannet (Kvitsand and Fiksdal, 2010).

Patogene mikroorganismer er hovedsakelig å finne i avføring, men vil også grunnet krysskontaminering finnes som en fraksjon i gråvann (Stenström et al., 2011). Patogener, som enkelte virus og protozoer vil normalt ikke være i høye konsentrasjoner, men kan under sykdom oppnå også en relativ høy konsentrasjon i gråvannet (Siegrist et al., 2000).

Patogene mikroorganismene kan utøve en fare dersom de kommer i kontakt eller inntas av mennesker og bør derfor bli håndtert på en tilstrekkelig måte slik at de kan inaktiveres eller fjernes før en eventuell tilførsel til miljøet (Siegrist et al., 2000).

1.8.1 Protozoer, parasitter

Protozoer er encellet eukaryote mikroorganismer. Eukaryote organismer kan gjenkjennes ved at de har organeller i sin celle (Tortora et al., 2010). Parasittiske protozoer har en gjennomsnittlig størrelse på 3-10 µm, og er større enn bakterier (Ødegaard et al., 2012).

Betegnelsen *protozoan* betyr det «første dyr». Betegnelsen skyldes at protozoer har det som generelt kan beskrives som en dyrisk næringsinntak, og har i den sammenheng blitt benyttet som et industrielt fremskapt middel for bekjempelse av insekter (Tortora et al., 2010).

Generelt er det få av protozoene som kan forårsake sykdom hos mennesker, men de to mest kjente patogene parasittiske protozoene er *Giardia lamblia* og *Cryptosporidium hominis* (Ødegaard et al., 2012). Der parasitten *Giardia* har globalt sett vært den viktigste protozobaserte årsaken for sykdom knyttet til diare (Eikebrokk et al., 2006). Imidlertid syntes det å være kun cyster av to genotyper, A og B, som kan medføre sykdommen Giardiasis (Cacciò et al., 2005). Sykdomsforløpet tiltrer ved at parasitten fester seg på tarmveggen, resulterende til diare (Tortora et al., 2010).

Robertson et al. (2006) foretok en undersøkelse ved 40 av Norges renseanlegg hvorpå det viste hyppige resultater for både cyster fra *Giardia* og *Cryptosporidium* i avløpsvannet. Diagnostiseringen av en slik infeksjon baserer seg på identifikasjon av cyster i avføringen (Tortora et al., 2010), dermed indikerte resultatene til Robertson et al. (2006) at *Giardia* var mer utbredt enn *Cryptosporidium*, da *Giardia* hadde flere positive resultater.

Cryptosporidium har to arter som forårsaker infeksjonen Cryptosporidiosis, *C.hominis* og *C.parvum*. Infeksjonen inntreffer fekal-oralt ved inntak av oocyste fra en av artene. Sykdomsforløpet gir en vandig diare i opptil to uker, der spesielt personer med svakt immunforsvar kan oppleve livstruende utfall (Tortora et al., 2010). Parasitten infiserer ved å danne fire oocyster som ved sprekkdannelse utskiller sporozoitter som infiserer nye celler i omliggende vev (Tortora et al., 2010).

1.8.2 Bakterier

Bakterier er encellet mikroorganismer som må diffundere sitt opptak av næring. De er av prokaryotes art som tilsier at de ikke har en cellekjerne, men et sirkulært DNA molekyl som ligger i cytoplasmaet (Tortora et al., 2010). Bakterier er en har en typisk størrelse rundt ca. 1 µm og er noe større enn virus (Ødegaard et al., 2012). Derfor vil bakterier ved filtrasjon bli tilbakeholdt ved «fastkiling» dersom porene i filtermassen er mindre enn bakterien (Siegrist et al., 2000).

I avløpsvann er det naturlig å finne enteriske bakterier ettersom de har sitt habitat i tarmkanalen hos varmblodige dyr. Bakterietypen er kategorisert i undergruppen Enterobacteriales og er en gram-negativ bakterie. Gram-negative bakterier er definert ut i fra at den har en yttermembran som omgir peptidoglykan-laget liggende rundt celleveggen. I denne yttermembranen inngår lipider, hvor lipid A er et endotoksin som frigis når bakterien dør. Frigjøringen av endotoksinet frembringer symptomene som gir sykdomsfølelse hos mennesker (Tortora et al., 2010).

I Enterobacteriales gruppen inngår de kjente patogenere *Salmonella*, *Shigella*, *Yersinia* og *Escherichia*, der kanskje *Escherichia coli* er den mest kjente siden den brukes som indikatororganisme for fekal forurensning (Tortora et al., 2010), og derfor mye omtalt.

En annen mye omtalt bakterie, *Campylobacter*, inngår i en forskjellig klasse, i gruppen Campylobacterales, der arten *C. jejuni* er ledende årsak for større sykdomsutbrudd (Tortora et al., 2010). Eikebrokk et al. (2006) skrev i sin evalueringsrapport at henholdsvis 26 % av de registrerte sykdomsutbrudd i Norge skyldtes *Campylobacter*. *Campylobacter* ble også i litterærstudien til Kvitsand and Fiksdal (2010) ansett som den patogene som var ansvarlig for flest sykdomsutbrudd grunnet inntak av forurenset grunnvann. Sykdomsutbruddene viste seg å ha en korrelasjon med de hendelser, det vil si de årstider, der det var høye konsentrasjoner av koliforme bakterier i grunnvannet.

1.8.3 Virus

Virus er av større bekymring ved infiltrasjonsteknikk enn bakterier grunnet sin størrelse (Siegrist et al., 2000). Virus er målt til å variere mellom 0,02-1 µm i størrelse (Tortora et al., 2010). På grunn av dens størrelse og overflateladning, er virus mer mobil enn bakterier og protozoer (Leclerc et al., 2000). Keswick and Gerba (1980) oppdaget at virus og bakterier kan bli transportert alt fra desimeter til metere i umettet sone og enda lengre i mettet sone, hvor virus helt klart kunne penetrerte dypere ned i jorden og over en lengre avstand.

Virus blir normalt utskilt i et høyt antall, og har sterk overlevelsessevne i miljøet, samt evnen til å skape en infeksjon i lave doser (Schwartzbrod and Organization, 1995). Basert på virus sin overlevelsessevne og store mobilitet kan faktorer som kraftig nedbør kunne transporterer virus over lengre strekninger på kort tid, resulterende til en forhøyet konsentrasjon av virus på steder som tidligere ikke har hatt utslag på virus (Keswick and Gerba, 1980). Av disse nevnte

årsaker er virus ansett å være hovedårsaken til vannbårne sykdomsutbrudd der det er en ukjent mikroorganisme (Schwartzbrod and Organization, 1995).

I studien til Kvitsand and Fiksdal (2010) ble Norovirus ansett som den mikroorganismen som forårsaket flest vannbåren smitte i grunnvann, med større utbrudd under vinterårstiden. Antakelig grunnet at virus er mer persistente ved lavere temperaturer som i grunnvannet (Yates et al., 1985). Infeksjonsdosen ved Norovirus er så lav som 10 virus og alvorlighetsgraden av sykdomsforløpet er avhengig av størrelsen på infeksjonsdosen. Norovirus er kategorisert som en gruppe virus som inngår i familien calicivirus, der likhetstrekket er synlige runde forhøyninger i overflaten av viruset (Tortora et al., 2010).

I likhet med Rotavirus er den eneste behandlingen for Norovirus intravenøs væske for å hindre dehydrering. Av den årsaken har Rotavirus, med en sykdomsperiode på ca. 1 uke, høy dødelighet hos barn i utviklingsland der tilgangen på rent vann kan være dårlig. Av den årsak vaksineres nå spedbarn mot Rotavirus (FHI, 2016).

Virus har den egenskapen av å multiplisere seg på innsiden av en levende celle ved å ta i bruk metabolismen til cellen. Før den tid er viruset å anse som inaktivt, men kan klinisk defineres som levende grunnet evnen å forårsake en infeksjon og sykdom i likhet med andre patogener. Virus inneholder en proteinkappe, kapsidet, som omgir nukleinsyren med viruset sitt RNA eller DNA i. Virus klassifiseres ut i fra strukturen i kapsiden (Tortora et al., 2010).

Virus er en amfotær ladd partikkel, og er negativ ladd ved de fleste pH i jorden. Imidlertid har virus et isoelektrisk punkt på pH-skalaen hvor den skifter fra å absorberes mot anioner ved lav pH til kationer ved høy pH, skiftet ligger rundt $\text{pH}=4$ (Yavuz Corapcioglu and Haridas, 1984). Adsorpsjon av virus til jordoverflaten bygger seg derfor på elektrostatiske dobbeltlag interaksjon og van der Waalske krefter (Yavuz Corapcioglu and Haridas, 1984).

1.8.4 Inaktivering

Inaktivering av mikroorganismer er avgjørende ved infiltrasjon. Inaktiveringstiden for bakterier i jord ligger normalt mellom noen få uker til noen måneder (Yavuz Corapcioglu and Haridas, 1984). Bakterier har nemlig en mekanisme som kan aktiveres når næringsstoffer i miljøet dens synker, bakterien opptar dermed en modus hvor metabolismen forbereder seg for utsulting. I denne modusen blir bakteriene mindre av størrelse og med lite dannelselse av ekstracellulær polymerisk substans (EPS) slik at bakterien kan transporteres en lengre avstand mot bedre vilkår (Lappin-Scott and Costerton, 1990).

Prosessen med inaktivering blir påvirket av biotiske og abiotiske faktorer som vannmetning i jorden, temperatur, organisk materiale, biologisk konkurranse og predasjon, samt antagonistisk symbiose mellom mikroorganismene (Stevik et al., 1999). Ved infiltrasjon i jord er predasjon en form for inaktivering som er avgjørende for virus, der økologiloven har som definisjon at jo mindre den potensielle matkilden er, desto større sjanse er det for å bli spist (Leclerc et al., 2000).

Inaktiveringen av virus syntes i Schijven and Hassanizadeh (2000) studie å ikke være avhengig av festerate, imidlertid ville typen virus være bestemmende for inaktiveringsraten. Redusert inaktivering kunne være et resultat av beskyttelse fra protease enzymer eller grunnet økt stabilitet i viruset under tilfestning. Derimot syntes det at om viruset ble utsatt for gjentatte adsorpsjon og desorpsjon gikk inaktiveringsraten opp. Imidlertid det som klart kom

fram i studien var at temperatur var en avgjørende faktor for inaktivering og med økt temperatur, økte inaktiveringsraten basert på type virus.

Under dette arbeidet har det blitt benyttet en svært temperaturbestandig bakteriofag, *Salmonella Typhirium 28B* (*S.t.28B*), som modellorganisme. Viruset har lav inaktiveringsrate og tåler selv høy pH (Heistad et al., 2009b).

1.8.5 Indikator- og modellorganismer

For å ivareta miljøet og ikke utgjøre noen helsemessig risiko under studier benyttes modellorganismer. For en modellorganisme skal være egnet må den inneha like egenskaper som patogene mikroorganismer hvorpå modellorganismen opptrer tilsvarende som den aktuelle mikroorganisme under transport, adsorpsjon og inaktivering (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Normalt benyttes bakteriofager som modellorganisme for virus (Schijven and Hassanizadeh, 2000), i tabell 3 angis ytterlige modell-/indikatororganismer. I denne studien benyttes *S.t.28B* for å simulere et virus under jordinfiltrasjon. Når en bakteriofag brukes for å modellere en potensiell patogen sin bevegelse gjennom jordinfiltrasjon er det en fordel om viruset ikke allerede finnes i avløpssystemets vann eller slam (Carlander et al., 2000). *S.t.28B* finnes sjeldent naturlig i miljøet og en krysskontaminering fra andre kilder kan derfor unngås (Heistad et al., ?).

S.t.28B er ca. 60 nm i størrelse (Carlander et al., 2000), og har en høy negativ ladning ved nøytral pH. Zeta potensialet til bakteriofagen indikerer høy mobilitet ved transport i grunnvann (Heistad, 2008).

Viruset er å anse som stabil (Heistad et al., ?), og kan overleve i mer enn 10 år i lave temperaturer (5°C) (Carlander et al., 2000). I tillegg er *S.t.28B* lett å analysere som av den grunn gjør modellorganismen godt egnet for eksperimentell bruk (Heistad et al., ?).

Propageringen av *S.t.28B* gjøres ved å infisere vertsbakterien *Salmonella typhimurium* type 5 (Heistad et al., 2009a). Begrepet bakteriofag er et virus som kun infiserer bakterier, og vil gjøre det ved en kjemisk interaksjon mellom viruset sin ytre overflate og bakterien sine reseptorer på cellen (Tortora et al., 2010). Bakteriofager er ofte svært partikulær og vil kun infisere enn spesielt bakterie type, enkelte vil kun infisere en bestemt undertype av bakterien (Tortora et al., 2010).

Fordelene med å bruke en bakteriofag under forsøket (Schijven and Hassanizadeh, 2000):

- Utgjør ingen helserisiko for de menneskene som arbeider med mikroorganismen
- Kan kvantifiseres opptil høye doser
- Analyseringen er mye enklere enn om det skulle vært analysert for patogene mikroorganismer.

Tabell 3: Akseptabel modellorganisme for ulike patogener (Pettersen and Ashbolt, 2003).

| Patogen | Modellorganisme | Kommentar |
|---|---|---|
| Virus Norovirus, Adenovirus, Rotavirus, Hepatitt A, Enterovirus etc. | Bakteriofager; somatiske colifager eller F-RNA colifager. | Bakteriofager er virus som infiserer bakterieceller. Bakteriofager er ikke helsefarlig for mennesker og kan enkelt propageres i laboratorium. |
| Bakterie Enterotoxin <i>E.coli</i> , <i>Campylobacter</i> , <i>Shigella</i> , <i>Vibrio cholerae</i> etc. | <i>E.coli</i> , intestinal enterococci | Opptredelsen til <i>E.coli</i> er under egnede forhold gitt å kunne reflektere enteriske patogener, men kan ikke benyttes for <i>Legionella</i> bakterien. |
| Protozoer <i>Cryptosporidium</i> oocyste, <i>Giardia</i> cyste | <i>Clostridium perfringens</i> Partikkeltelling | <i>Clostridium perfringens</i> er en sporedannende bakterie med høy toleranse for endringer sitt habitat. Bakterien er en brukbar modellorganisme for <i>Cryptosporidium</i> oocyste og for <i>Giardia</i> cyster. For å modellere patogene protozoer har det vist seg at grunnet protozoene større størrelse kan partikler av tilsvarende størrelse benyttes som modell for oocyster, for eksempel fluorescerende perler eller andre partikler i størrelsesorden 5-20 µm. |

Når vannkvaliteten skal vurderes med hensyn på sykdomsfremkallende bakterier benyttes *Escherichia coli* (*E.coli*), en indikator for fekal forurensning fra varmblodet dyr. *E.coli* defineres i slekten koliforme bakterier. Bruken av denne typen indikatororganisme er vel utbredt og etter WHO's retningslinjer tillates det ikke koliforme bakterier i en drikkevannsprøve på 100 ml. Imidlertid vil *E.coli* som en indikatororganisme ikke kunne påvise at den aktuelle vannprøven inneholder patogene mikroorganismer. Det tilsier derimot at med økende mengde av *E.coli* vil risikoen for andre patogene mikroorganismer øke (Tollan, 2002). Marzouk et al. (1979) fant imidlertid i hvert fall et tilfelle hvor det ble oppdaget virus i prøve uten innhold av total bakterie, og ytterlige 12 av 17 prøver testet positivt for virus selv om prøvene var negative for fekale koliforme- og fekale streptokokke bakterier. Studien til Marzouk et al. (1979) viste altså ingen statistisk korrelasjon mellom

indikatororganismen og virus, som med andre ord tilsier at bakteriologiske indikatorarter avskriver ikke innhold av virus forurensning.

Ottoson and Stenström (2003) anbefalt under sin studie av fekale mikroorganismer i gråvann, at for et gjenbruk av gråvann burde nye retningslinjer gå bort i fra termotolerante koliforme bakterier som indikatororganisme da resultatene viste heller en korrelasjon mellom risiko for virus i gråvann med økt tetthet av fekale enterokokker.

1.9 Retensjon av mikroorganismer i jord og infiltrasjonsmasser

S.t.28B er i størrelsesorden tilsvarende en kolloide, hvor kolloide defineres mellom 10nm-10µm (DeNovio et al., 2004). Av den årsak benyttes det en tilnærming til kolloid filtrasjons teori.

Den klassiske kolloid filtrasjons teori (CFT) er den vanligste tilnærmingen for å forklare egenskapene ved mikrobiell transport i laboratorium og full-skala (felt-skala) forsøk (Tufenkji, 2007). Selv om CFT er en modell som er utviklet for mettet forhold, vil den eksponentielle avtakelsen av mikroorganisme med dybden indikere at teorien også kan benyttes ved porøst materiale i umettet forhold (Huysman and Verstraete, 1993b). Andre studier har også en slik tilnærming av forklaringsmodeller og teorier som er opprinnelig beregnet for mettet strømning (DeNovio et al., 2004).

For enklest å forklare kan CFT oppdeles i transportsteget og adsorpsjonssteget der tilfesting skjer (Nilsen, 2014).

1.9.1 Transport

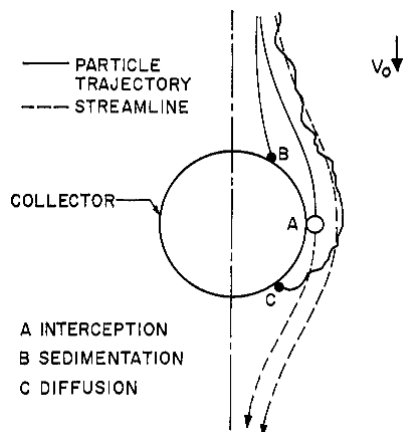
Kolloider blir transportert med væskestrømningen gjennom filtermediet ved adveksjon og dispersjon (Heistad, 2008). Adveksjon er beskrivelsen av bevegelsen kolloidene har langs med strømningslinjene til vannet og gir en dispersjon av kolloidene grunnet de heterogene strømningene gjennom filtermassen (Keller and Auset, 2007). Adveksjon og dispersjon bidrar til spredningen av virusene og dermed dempning av viruskonsentrasjonen (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Etter en gitt transporttid og avstand i gjennom jord vil virus kunne bli fjernet. Fjerningen av virus er ansett å være forsvinningen av virus fra et system og kan defineres i denne sammenheng som den logaritmiske reduksjonen av viruskonsentrasjon, $\text{Log}_{10}(C/C_0)$, i systemet (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Transport steget forklarer hendelsesforløpet for kolloidet i porestrømningen før den treffer den faste overflaten på kornet, av Keller and Auset (2007) beskrives denne overgangen som grensesnitt mellom luft, kornoverflate og væske. Ved å undersøke transport steget i kolloid filtrasjons teorien kan man kalkulere kollisjonseffektivitetsfaktoren (KEFF) til filtermediet (Nilsen, 2014). Bruken av KEFF kan benyttes for en kvantitativ sammenligning med tilfestning av kolloider til mediet (Zhang et al., 2011). For å estimere faktoren tas det utgangspunkt i et korn i filtermassen, hvorpå kollisjonseffektivitetsfaktoren, η , blir , i forenklet form (Nilsen, 2014):

$$\eta = \frac{\text{antall partikler som kolloderer med kornet per tidsenhet}}{\text{antall partikler som tilnærmere seg kornet per tidsenhet}}$$

I CFT forklares fjerningen av partikler fra væskefasen ved tre mekanismer; intersepsjon, sedimentasjon og diffusjon (Yao et al., 1971).



Figur 4: Forskjellige transport mekanismer som kan inntreffe ved infiltrasjon (Yao et al., 1971).

Ved å studere figur 4, et isolert korn i filtermassen, vises de forskjellige transport mekanismene som vil kunne inntreffe ved infiltrasjon i et mediet og resultere til retensjon av kollider. I transportsituasjon A blir kolloidets bane avskjært av filterpartikkelen grunnet kolloidets større størrelse. Transport B inntreffer når kolloidet har en høyere tetthet enn væsken den transporteres i hvorpå kolloidet, grunnet gravitasjon, får en annen strømningsbane enn væsken og dermed sedimenterer. Strømningsbanen til kolloidet vil være affektet av oppdriften til kolloidet og viskositeten til væsken. Ved transportsituasjon C vil små kolloider i væsken bli bombardert med molekyler fra væsken,

forårsakende Brownske bevegelser på kolloidene (Yao et al., 1971), og vil på den måten komme nære nok til å skape en diffusjon (Yavuz Corapcioglu and Haridas, 1984). Diffusjon er dominerende når det kommer til virus og virus vil i en advektiv strømning bli transportert nær partikkeloverflaten ved Brownske bevegelser (Heistad, 2008).

1.9.2 Adsorpsjon og «fastkiling»

Retensjon av mikroorganismer i et porøst media er forårsaket av to mekanismer, «fastkiling» og adsorpsjon (Stevik et al., 2004).

«Fastkiling» tiltrer i større grad når partikkelen som filtreres gjennom filtermassen er større enn kornstørrelsen til d_5 . D_5 er den bestanddelen, 5 %, som er av mindre kornstørrelse og 95 % er av større kornstørrelse i jordmassen (Siegrist et al., 2000, Nilsen, 2014). «Fastkiling» er mer effektiv i umettet strømning enn mettet strømning siden transporten foregår i de minste porene under umettet strømning, og bidrag fra makroporene blir mindre slik at forflytningen av mikroorganismene blir vesentlig saktere (Stevik et al., 2004).

Adsorpsjon er en prosess som baserer seg på masseoverføring av enten atomer, ioner, molekyler eller kolloider fra en fase til akkumulering på overflaten til en annen fase (Tchobanoglous et al., 2014a).

Adsorpsjon inntreffer ved kjemisk binding gjennom kovalente- eller hydrogenbindinger og fysisk ved Van der Waalske krefter og elektrostatiske og hydrofobiske interaksjoner (Heistad, 2008).

Adsorpsjon kan skje ved ulike grensesnitt, beskrevet av Keller and Auset (2007) som grensesnittet mellom jord-vann (GJV), grensesnittet mellom luft-vann (GLV) og trippelgrensesnittet mellom jord-vann-luft (JVL). Mekanismene som sørger for å holde partikkelen adsorbent i grensesnittet er enten kjemisk adsorpsjon eller fysisk adsorpsjon eller begge samtidig, og omhandler kovalente og ioniske bindinger, hydrofobiske krefter og elektrostatiske tiltreknings- og frastøtningkrefter (Tchobanoglous et al., 2014a).

Adsorpsjon av virus til jord kan anses som enten irreversibel eller reversibel (Schijven and Hassanizadeh, 2000). Ved irreversibel adsorpsjon vil det ikke kunne skje en løsrivelse av kolloider, og «tilfestningsratekoeffisienten» k_{att} , er i det tilfellet konstant (Heistad, 2008). Det vil si at det ikke er en endring i netto effekt fra hverken frastøtende eller tiltrekkende krefter som opptrer mellom jordpartikkel- og kolloideoverflaten (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Sammenhengen mellom tilfestningsratekoeffisienten og tilfestningseffektivitetsfaktoren (TEFF), α , ses i formel 3 (Heistad, 2008).

$$k_{att} = \frac{3(1-n)v}{2d_c} \eta_0 \alpha$$

Formel 3

Tilfestningseffektivitetsfaktoren styres av energibarrieren, der α er liten når det er tilstede en energibarriere og $\alpha \sim 1$ når energibarrieren er fraværende (Nilsen, 2014), med andre ord vil tilfestningsraten stige med en økende fraksjon av kolloider som blir tilfestet. Teoretisk gir det at tilfestningsraten varierer med tilgjengelig antall plasser for tilfestning og øker derfor naturlig med økende tilgjengelig Al og Fe oksider som gir positive ladninger i filteret (Zhang et al., 2011). Tilfestningseffektivitetsfaktoren kan beskrives ved (Nilsen, 2014)

$$\alpha = \frac{\text{antall kolloider som fester seg til jordpartikkelen per tidsenhet}}{\text{antall kolloider som kollidere med jordpartikkelen per tidenhet}}$$

1.9.3 Påvirkning av retensjon – desorpsjon.

Faktorer som påvirker adsorpsjon kan inndeles i tre grupper: fysiske, kjemiske og mikrobiologiske. De fysiske faktorene består av filtermediet, tilstedeværelsen av organisk materiale (OM) og biofilm, hydraulisk belastning og temperatur. Kjemiske faktorer er ionestyrke, pH og kjemiske egenskaper ved filtermaterialet. Mikrobiologiske faktorer involverer egenskapene til mikroorganismene som elektrostatiske ladning til celle overflaten, hydrofobisitet og konsentrasjon (Stevik et al., 2004).

(Gerba, 1984) forklarte prosessen med adsorpsjon og desorpsjon som et dynamisk system der et likevektspunkt vil være når raten til adsorpsjon tilsvarer raten av desorpsjon. Det vil si at distribusjonen av virus mellom fast- og væskefase avhenger av hvor på likevektsskalaen adsorpsjons prosessen er.

Avgjørende for adsorpsjonseffekten er de fysiske og kjemiske betingelsene som absorbatet (viruset) og absorbenten (jordpartikkelen) har, det vil si hva slags type jord som infiltreres og den aktuelle ionestyrkene og pH, samt mengden organisk materiale som eksisterer. I tillegg vil andre avgjørende faktorer være strømningsraten og metningen til jorden (Yavuz Corapcioglu and Haridas, 1984).

Fysiske -, kjemiske - og mikrobiologiske faktorer.

Filtermaterialet

Sammensetningen av filtermassen vil være avgjørende om «fastkiling» kan skje, dersom porestørrelsen overgår størrelsen til mikroorganismen vil derimot adsorpsjon være den viktigste mekanismen for å danne retensjon (Stevik et al., 1999). Det er også vist at mindre kornstørrelse øker retensjonen av bakterier (Fontes et al., 1991, Chu et al., 2003), og med

økende spesifikk overflateareal vil en større mengde virus ha kapasitet til å adsorbere til materialet (Zhao et al., 2008, Chu et al., 2003).

Studien til (Huysman and Verstraete, 1993b) viste at med økende leirpartikler i filtermaterialet ble adhesjonen av mikroorganismen positivt påvirket, antakeligvis grunnet overflatestrukturen til leirpartiklene og det store spesifikke overflatearealet partiklene utgjør til sammen. Imidlertid erfarte (Chu et al., 2003) at det var en korrelasjon mellom økt mengde leirpartikler i utløpet og økt konsentrasjon virus, trolig forårsaket av at viruset kunne være adsorbent til den mengden suspendert stoff som ble med i utløpet.

For å fremme en virusadsorpsjon bør jordpartikler med et høyere isoelektrisk punkt benyttes fremfor jordpartikler med et lavere punkt. Dette grunnet at med et høyere punkt vil jordpartikkelen potensielt kunne ha en netto positiv zetapotensial ved pH lik det som er å finne i naturlige vannsystemer, og med en mikroorganisme med en netto negativ ladning under samme forhold vil tiltrekkende elektrostatiske krefter oppstå (Gerba, 1984).

Chu et al. (2003) fikk en positiv effekt på retensjon når innholdet av metalloksider i filtermassen var høy. Tilsvarende resultater fikk Mills et al. (1994) når sandpartiklene fikk et lag av Fe(III) på overflaten resulterte det til at retensjonen økte betraktelig. Det opptrådte en irreversibel adsorpsjon under studien og Mills et al. (1994) klarte ikke å bryte den elektrostatiske tiltrekningen mellom laget av positiv ladd jernoksid og den negative bakteriecellen. Det viste seg at metalloksider i filtermaterialet har en større effekt på retensjonen enn endring av ionestyrke (Mills et al., 1994).

I (Zhao et al., 2008) studie kom det fram resultater på at dersom filtermaterialet inneholdt metalloksider, Fe eller Al ga lav vannmetning i filteret en forsterket inaktivering av virus, noe som sammenfaller med (Chu et al., 2001) resultat at med en utvasking av metalloksider i filtermaterialet ble effekten av vannmetning betraktelig redusert, noe som tilsier at det er større reaksjoner i grensesnittet mellom jord-vann enn luft-vann.

Hydraulisk belastning

Det er i mange studier blitt diskutert effekten av grensesnittet vann-luft har når det kommer til inaktivering av virus, og holdepunktene for teorien er mye spekulative (Zhao et al., 2008), imidlertid var det Thompson and Yates (1999) som konkluderte sin studie med at det inaktivering av virus forgikk i trippelgrensesnittet mellom jord-vann-luft, der fast stoff er den hydrofobiske overflaten, men dette var også avhengig av egenskapene til viruset.

Studier har vist at ved umettet forhold er det en større retensjon enn ved mettet forhold (Lance and Gerba, 1984, Powelson et al., 1990). Ved umettet forhold i jorden vil transporten av virus bli mindre enn ved mettet forhold, siden vannfilmen rundt jordpartiklene er tynnere og optimalisere enn kontakt mellom viruspartikkel og jordpartikkel (Lance and Gerba, 1984). I det tilfellet blir den mindre mobile fraksjonen av porevannet i større grad diffundert. Dette medfører en lengere og mer intim kontakttid mellom bakterie og mediet som fremmer adsorpsjon og resulterer til en høyere renseseffekt (Stevik et al., 1999, Fletcher, 1977).

Ved å øke strømningsraten gjennom en filtermasse vil retensjonen gå ned (Stevik et al., 1999). Ved økt hydraulisk belastning på filtermaterialet vil mye av strømmingen gjennom filteret transporteres gjennom makroporene i filteret og vil derfor transportere mikroorganismer dypere i filtermaterialet, om ikke gjennom dersom makroporene er vedvarende forbundet

(Smith et al., 1985). Blir det i tillegg tiltakende skjærkrefter med den økende porevannshastighet, vil ruheten på overflaten av kornet kunne medføre til en senkning i adhesjonskreftene, medført at kolloidene ruller av overflaten de er festet til og blir løsrevet ut i porevannet (Hubbe, 1985). Potensielt kan også en tiltredene oppstuvning bli forårsaket av den økte hydraulisk belastning, noe som vil kunne endre strømningsraten inne i filtermassen (Heistad et al., 2009a). Oppstuvningen kan gi en trykkgradient som reduserer effekten til «fastkiling» i det øverste laget av filteret (Sharma and McInerney, 1994, Stevik et al., 1999).

Distansen

Med distansen går adsorpsjonsraten ned og det er funnet i en rekke studier at den største retensjon skjer i de første cm til m i jordinfiltrasjon, før en lavere, mer stabil retensjon finner sted (Wang et al., 1981, Gerba and Lance, 1978). Stevik et al. (1999) kom fram til av deres kolonneforsøk at det var de øverste 10 cm som hadde best retensjon av bakterien basert på at det var denne delen som hadde fått påkjenningen med størst strømningsrate og minst oppholdstid. Resultatene til Stevik et al. (1999) sammenfaller med resultatene til Lance et al. (1976) som oppnådde en log reduksjon nær 2 for de to første cm av kolonnene, men måtte ha en distanse på nærmere 38 cm for å redusere ytterlig 1 log.

Biofilm

(Stevik et al., 1999) forklarte at bakgrunnen for bedret retensjon i filtermaterialets øvre del skyldes dannelsen av økt biofilm i denne delen. Teorien støttes opp under av flere studier hvor en dannelse av biofilm i det øverste 10-30 cm skaper en forlengelse av oppholdstid og dispersjon i filtermaterialet (Stevik et al., 2004, Schwager and Boller, 1997). Schwager and Boller (1997) fikk en forbedret retensjon i filtermaterialet etter drift i to år, forårsaket av en trolig utviklet biofilm. Tilsvarende resultat viste seg i kolonneforsøket til Heistad et al. (2009a) der retensjonen av virus ble større i kolonnen med biofilm kontra kolonnen uten utviklet biofilm.

Når et filtermedia tilegner seg en biofilm vil dette medføre til en reduksjon av porevolumet til filteret og kan dermed gi en forbedret retensjon grunnet økt potensiale for «fastkiling», men også en økt kontaktflate som kan gi adhesjon, i tillegg til en større sannsynlighet for dispersjon (Tchobanoglous et al., 2014a). Utviklet biofilm gir også en lengre oppholdstid i filtermassen som fremmer en sorpsjonsprosess (Heistad et al., 2009a).

Biofilm er oppbygget av polysakkarider fra mikroorganismene og danner et samfunn av celler. Biofilmen bidrar til adsorpsjon grunnet sin oppbygning av polymer og vil derfor lage hydrogenbindinger eller dipol-dipol interaksjoner (Stevik et al., 2004).

Ved langtids tilførsel av varierte mikroorganismer til filtermediet vil det stimulere til økt dannelse av protozoer i mediet. Protozoer er predatorer og livnærer seg av andre mikroorganismer i miljøet som vil øke retensjonen i mediet (Zhang et al., 2011).

Organisk materiale

Organisk materiale er omdiskutert til både å ha positive og negative effekter for adsorpsjon av virus (Chu et al., 2003). Flere studier viser til at organisk materiale opptar overflaten og blokkerer for adsorpsjon (Burge and Enkiri, 1978, Schijven and Hassanizadeh, 2000, Stevik et al., 2004, Powelson et al., 1991). Det er spesielt løst organisk materiale som har en effekt på adsorpsjonen, selv i forholdsvis lave konsentrasjoner (Pieper et al., 1997). Særlig tensider, et

overflateaktivt stoff fra vaskemidler skaper forstyrrelser i de hydrofobiske tiltrekningskreftene mellom jordpartikkel og kolloide (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Imidlertid kan bundet organisk materiale muligens gi hydrofobe bindingsplasser for mikroorganismer og dermed øke adsorpsjon (Schijven and Hassanizadeh, 2000). Av den årsak vil organisk materiale skape usikkerheter ved måling av adsorpsjon og desorpsjon av virus i felt (Schijven and Hassanizadeh, 2000).

Høyt organisk materiale i jord kan gi en økt elektroforetisk mobilitet ved nedbør, hvor laget med organisk karbon kan ved økt tykkelse gi en påfølgende økt frastøtningskraft grunnet sin negative overflateladning (Kaplan et al., 1993).

Mikroorganisme

Virus har et isoelektrisk punkt (pI) der netto ladning på deres overflate er lik null ved en karakteristisk pH. Verdier under pI vil gi mikroorganismen en positiv ladning og verdier over pI medfører en negativ ladning. Årsaken til den netto elektriske ladningen skyldes innholdet av aminosyre- og karboksylgrupper i kapsidet som omgir viruset (Gerba, 1984). Medført vil et virus med høyt isoelektrisk punkt i omgivelser med en pH rundt 7 lettere inngå i adsorpsjon, siden mikroorganismens netto negativ ladning er lavere enn om pI var høyt (Chu et al., 2003).

Generelt vil en pH mellom 7 og 8 være ugunstige forhold for en adsorpsjon siden netto overflateladning til både virus og jordpartikkel er negativ, og adsorpsjon i det tilfelle vil kunne være reversibel. Stigene pH i det tilfellet vil øke frastøtningsbarrieren og fremme en desorpsjon (Schijven and Hassanizadeh, 2000, Zhao et al., 2008). Imidlertid er pH noe omdiskutert, og for Stenstrom (1989) ga endring av pH mellom 4-9 marginal effekt på adhesjon til mikroorganismen.

(Gerbo et al., 1981) grupperte virus basert på faktorer som er avgjørende for adsorpsjonene deres, hvorpå noen stammer virus var lettere påvirkelig av faktorene pH, organisk materiale og metalloksider enn andre virus. Av den årsak bør det benyttes en kombinasjon av virusstammer, der egenskapene til et verst-tilfelle virus vil være et type virus med sterk negativ overflateladning som i tillegg er lite hydrofob (Schijven and Hassanizadeh, 2000). Tilsvarende bør egenskapene til en aktuell modellorganisme kontrolleres at korrelerer med den patogen som skal simuleres (Gerbo et al., 1981).

Hydrofobiske mikroorganismer ble i studien til Huysman and Verstraete (1993b) vist å ha en større adsorpsjon til jordpartikler enn hydrofile mikroorganismer, og det ble sett en korrelasjon mellom adhesjon til jord og hydrofobisitet. Tilsvarende positiv korrelasjon mellom hydrofobe mikroorganismen og adhesjon til mineralpartikkel fikk Stenstrom (1989). Imidlertid viste (Heistad et al., 2009a) ingen vesentlig forskjell på retensjon hos hydrofile og hydrofobe kolloider ved infiltrasjon, men derimot at hydrofobiske filtermasser ga en større retensjon av begge typer kolloider.

En enighet som fremkommer i studiene er at retensjon av bakterier har en korrelasjon med størrelsen på bakterien, der mindre bakterier får redusert retensjon (Fontes et al., 1991, Stevik et al., 2004).

Temperatur

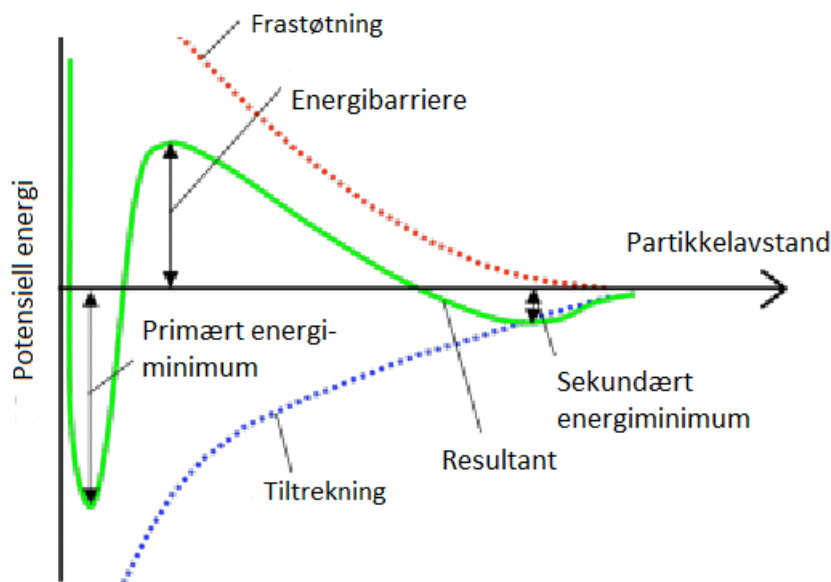
De prosesser som er særdeles viktig når det kommer til infiltrasjon er adsorpsjon og inaktivering, det vil si at uten inaktivering vil retensjon være en tilsynelatende sakte transport av virus gjennom jorden (Yates et al., 1987).

Temperatur er den viktigste faktoren når det kommer til inaktivering av virus, for inaktiveringsraten stiger med temperaturen (Yates et al., 1985). I følge Stevik et al. (2004) ble det en høyere inaktivering av bakterier ved høyere temperaturer, i tillegg til at adsorpsjon økte med temperaturen. Hendricks et al. (1979) kom til samme resultat at adsorpsjon økte med temperatur.

Ved lavere temperaturer kan en redusert adsorpsjon skyldes en økt viskositet i væsken eller i bakteriens overflatepolymer, eventuelt en endret fysiologi hos mikroorganismen, men temperaturen kan også potensielt redusere kjemisk sorpsjon og enkelte typer fysiske adsorpsjoner (Fletcher, 1977).

DLVO

Derjaguin, Landau, Vervy og Overbeek beskrev på 1940-tallet en teori (DLVO teorien) om kolloid stabilitet og den potensielle energien mellom to overflater (Ryan and Elimelech, 1996). I figur 5 vises de kreftene som virker på en kolloid ved varierende avstander. Det er netto resultat av de frastøtende (dobbel lag og nære frastøtningskrefter) og tiltrekkende krefter (van der Waalske tiltrekningskrefter) som bestemmer om kolloidet vil frastøtes eller tilfestes (Heistad, 2008).



Figur 5: Profil av potensiell overflateenergi iht. DLVO teori (Heistad, 2008).

I væskefase vil en ladd kolloid, lik en bakteriecelle, bli nøytralisert av motsatt ladde ioner i løsningen, medført får cellen et diffust elektrisk dobbeltlag hvor tykkelsen på laget avhenger av konsentrasjonen av ioner og valensen. Tiltrekningskraften av cellen til filterpartikkelen avhenger av tykkelsen på dette diffuse dobbeltlaget. Med en økt ionestyrke vil tykkelsen på

dobbeltlaget komprimeres og sekundær minimum vil minke slik at cellen kan bli brakt nærmer filterpartikkelen sånn at van der Waalske krefter kan overkomme energibarrieren (Huysman and Verstraete, 1993a, Rutter and Vincent, 1984).

Med økende ionestyrke vil frastøtningsbarrieren være avtagende (DeNovio et al., 2004), og medføre til en sterkere adsorpsjon (Mills et al., 1994). Motsatt vil det når ionestyrken minker medfølge at det diffuse dobbeltlaget mellom kolloid og korn øker, resulterende til økende frastøtningskreftene (Ryan and Elimelech, 1996).

Ionestyrken måles ved elektrisk konduktivitet (EC) og måler vannets evne til å lede en elektrisk strømning. Den elektriske strømningen vil bli ledet gjennom vannet ved hjelp av ionene i vannet. Ved høy EC er det et høyt antall ioner i vannet og en elektrisk strømning vil bedre bli transportert gjennom (Tchobanoglous et al., 2014b).

Når både tiltreknings- og frastøtningskrefter opptrer, vil adsorpsjon fortsatt kunne inntreffe, men en energibarriere må overgå i tilknytningsprosessen som bestemmer raten til adsorpsjonen og en eventuell desorpsjonen. Desorpsjon under disse betingelsene må igjen overgå den potensielle barrieren. Det vil si at dersom kolloidene skal bli mobilisert må endringen i frastøtningskrefter mellom tilfestet kolloid og korn overstige de opererende tiltrekningskreftene, medført vil mobilitetsraten til kolloidet være avhengig av størrelsen på høyden til den potensielle energibarrieren (Ruckenstein and Prieve, 1976).

Et virus vil med andre ord ikke være permanent immobil etter adsorpsjon til jorden, men kan ved for eksempel en nedbørhendelse bli desorbent og immigrere lengre ned i undergrunnen (Gerba, 1984).

Quanrud et al. (2003) fikk under sitt eksperiment med simulering av syntetisk nedbør en desorpsjon på opptil 7,8% av tidligere adsorbent bakteriofag. Desorpsjonen inntraff tilsynelatende samtidig med gjennombrudd av den lavere ionestyrken som det syntetiske nedbøren medbrakte. Tilsvarende resultater fikk (Heistad et al., ?) under endringen av de kjemiske forholdene i filterkolonnen, der tilsetningen av deionisert vann ga en reversibel sorpsjon av kolloidene.

Lance et al. (1976) benyttet også deionisert vann til infiltrasjonskolonner fullstendig mettet med avløpsvann, for å vellykket påvise en desorpsjon av virus, men i det tilfellet hvor jorden i kolonnen hadde fått hvile i ettertid av den store mengden tilførsel av avløpsvann, ble effekten av desorpsjon fraværende.

Det er noen uoverensstemmelser om DLVO teorien kan benyttes for umettet forhold. I følge Engström et al. (2015) kan det ikke være en fullstendig beskrivelse av hendelsesforløpet knyttet til retensjon i umettet strømning, da grensesnittet mellom luft-vann består av andre ikke klassiske DLVO krefter som kapillær, steriske og hydrofobiske krefter. Imidlertid uttrykker DeNovio et al. (2004) at ved grensesnittet vann-luft som er å finne i umettet sone vil kolloider bli tilbakeholdt grunnet de kapillære og elektrostatiske krefter, og vil derfor ha en adsorpsjon bestemt av ionestyrke, pH og kolloidet sin overflateegenskaper. Ionestyrke og pH endringer er den mest vanlige kjemiske forstyrrelsen av mobiliteten til adsorbente kolloider i mettet sone (DeNovio et al., 2004).

1.10 Mål for oppgaven

Målet med oppgaven er å undersøke langtids bindingskapasiteten av fosfor og patogene mikroorganismer ved infiltrasjon av forbehandlet gråvann.

Parameterne benyttes videre i arbeidet med påvirkning av klima, og tar for seg en potensiell desorpsjon som effekt av nedbør. Det benyttes i forsøket oppsamlet regnvann over tid. Videre legges det til rette for en mest mulig realistisk hendelse.

1.10.1 Problemstilling

Arbeidet med oppgaven har hatt følgende problemstilling:

- Har filterkolonnene fått en forbedret renseseffekt over tid? – Hva er mulig årsak?
- Er det noen av filterkolonnene som skiller seg ut fra resterende?
- Hvilken effekt kan en nedbørhendelse ha på mobiliteten til patogene mikroorganismer?
- Hvilken effekt kan en nedbørhendelse ha på utlekking av fosfor?
- Hypotesen rundt simulert regnskyll er at det antas at kolloidene har bindet seg til filtermassen allerede ved sekundær energiminimum og ved senkning av ionestyrken vil energibarrieren øke slik at kolloidene desorberer fra filtermassen ved en reversibel adsorpsjon. Hvor stor andel foreligger allerede bundet ved sekundær energiminimum?
- Noen av filtermassene som egner seg bedre mtp. klimaendringen?

1.10.2 Avgrensninger

Det avgrenses seg til å undersøke filterkolonnene intakt, og mengden prøvetakning holdes til et minimum.

Det vil ikke bli utført noen QMRA for desorpsjonen av virus og bakterier blir ikke undersøkt under påkjenning av nedbør.

I forsøket med simulering av nedbør med påfølgende desorpsjon blir det ikke foretatt noen fosforfikseringsundersøkelse, og andelen for en desorpsjon bestemmes derfor kun ut fra kalkulert mengde av fosfor akkumulert i filtermassen over tid.

2. Materialer

Kolonnene som er blitt benyttet til dette forsøket er av de samme som ble omtalt av Reiakvam (2016). Testanlegget har samme lokasjon på TF Fløy IV, avløpslaboratoriet. I foregående år har kolonnene stått i tilnærmet normal drift styrt av PLC tilknyttet renseanlegget A02, og dermed fått kontinuerlig tilførsel under arbeidstiden til A02. Forfatter kan imidlertid ikke garantere for at det ikke har vært forstyrrelser av anlegget i foregående år. Vedlikehold som har blitt utført er rengjøring ledninger og slanger i systemet og kontroll av peristaltiske pumper.

Virusprøvene har blitt innsamlet og analysert av Fasil Ejigu Eregno og forfatter ved bruk av mikrobiologilaboratorium på instituttet for kjemi, bioteknologi og matvitenskap (IKBM).

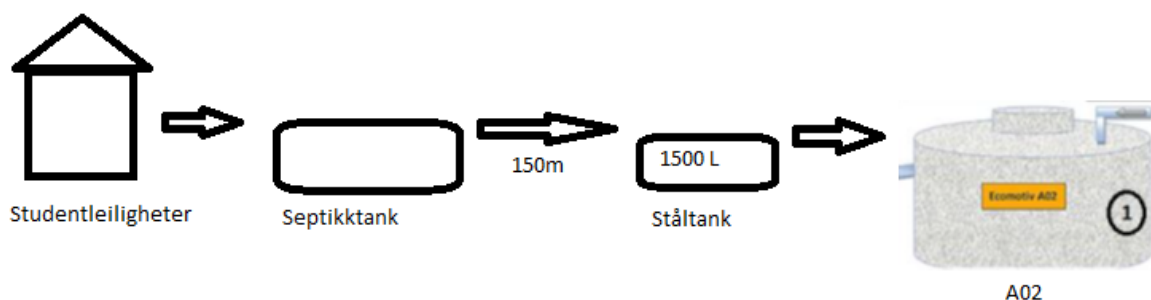
Fosforprøver under eksperiment har blitt analysert av forfatter selv.

Oppsamlet regnvann som er blitt benyttet i forsøket har sitt opphav fra taknedløp til fløy IV, og er oppsamlet over en tidsperiode på 1 måned i mars-april.

Prøvetakning og analyse av standard parametere har blitt utført av studenter i fag tht201 og periodisk av Fasil Ejigu Eregno gjennom året. Analysene har blitt utført på TF Fløy V, vannlaboratoriet.

Eksperimentet for virus retensjon og desorpsjon er utført av Fasil Ejigu Eregno og forfatter, forfatter var dessverre utilgjengelig under simuleringen av regnskyll. Eksperimentet for desorpsjon av fosfor ved regnskyll er utført av forfatter selv.

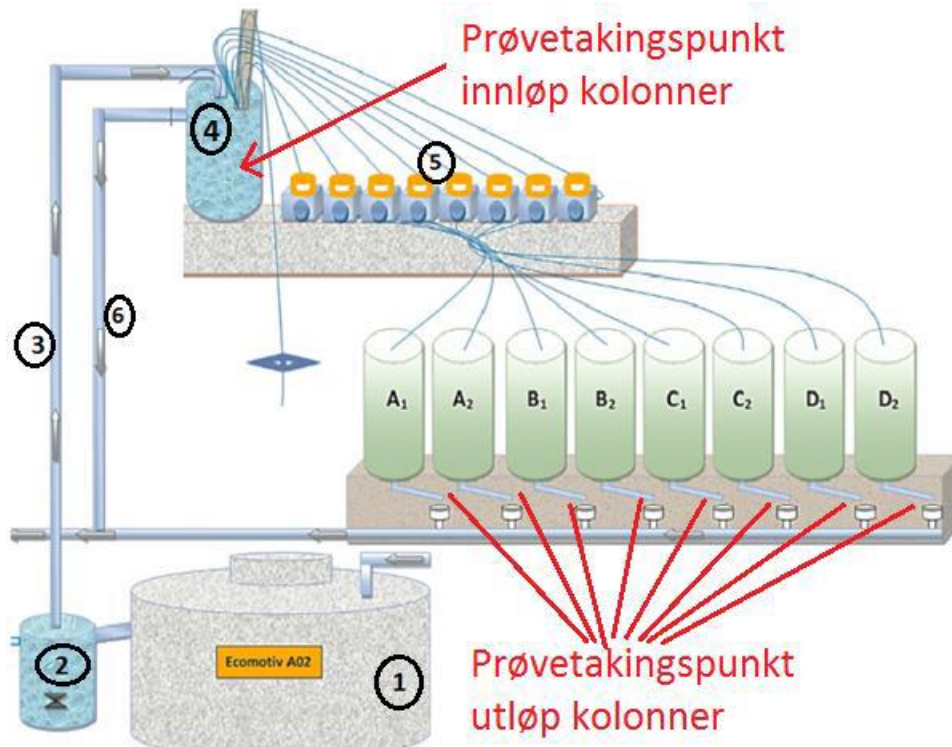
2.1 Oppbyggingen av forsøksanlegget



Figur 6: Flytskjema fra studentleiligheter til biofilter A02..

Gråvannet som benyttes i forsøket er transportert fra en septiktank lokalisert på Kaja-området, et boligområde på 24 studentleiligheter. Ved innløpet til septiktanken er det montert impellerpumper (Tsurumi 40U) med store åpninger mellom impeller, dette for å minimalisere potensielle påvirkninger av partikkelfordelingen i råvannet. Fra septiktank blir gråvannet transportert en avstand på ca. 150 m til oppbevaring i en 1500 liter ståltank på TF Fløy IV. Total oppholdstid for gråvannet er 36-48 timer, ilagt både transport fra septiktank og opphold i ståltank før innløp til biofilter A02. Ståltank har en omrøringshastighet på 30rpm for å unngå ytterlig sedimentering før biofilter (Todt et al., 2014).

Transporten av gråvannet til biofilteret A02 utføres ved hjelp av to slangepumper, programmert av en PLS til å etterligne et normalt forbruksmønster for en husholdning, med økt belastninger tilsvarende de som er å finne om morgen og kveld til en husholdning (Reiakvam, 2016). Tilførsel av det biologiskrensede gråvannet til filterkolonner blir influert av PLC til biofilter og baserer seg på tidligere utførte beregninger av ønsket tilførselsmengde, noe som gir filterkolonnene en tilførsel på 15-18 timer i løpet av døgnet (Eregno, 2017a).



Figur 7: Skisse over forsøksanlegg på Fløy IV (Tegnet av Fasil Ejigu Eregno). (1) Biofilter: Ecomotive A02, (2) Oppsamlingsdunk med sentrifugalpumpe for transport av utløpsvann fra biofilter til distribusjonsdunk for filterkolonnene, (3) Pumpeledning til distribusjonsdunk, (4) Distribusjonsdunk for filterkolonnene, (5) Peristaltiske pumper med lik mengdefordeling til filterkolonnene, (6) Overløpsledning. (A₁, A₂, B₁....D₂) er filterkolonnene (Reiakvam, 2016). Prøvetakingspunkt har bøy på ledning for å forhindre luftinntak fra bunn.

Biologiskrenset gråvann blir transportert fra oppsamlingsdunken (punkt (2) i figur 7) ved utløpet av A02 til distribusjonsbøtten før filterkolonnene. Nødvendig løftehøyde gis ved hjelp av en sentrifugalpumpe synkronisert med driften av biofilteret.

Fra distribusjonsbøtten fordeles gråvannet via ledninger koblet til åtte peristaltiske pumper, hvor fire av pumpene har samme enhet for volumjustering. Tilførselen til de åtte kolonnene har en gitt vannmengde på ca. 36-37,5 l/d som skal tilsvare belastningen en infiltrasjonsgrøft vil ha fra ett hull i ett fordelingsrør når total gråvannsproduksjon er 750 l/d. Kalkulasjonen av vannmengden ble foretatt under studien til Reiakvam (2016), og gråvannsproduksjon har blitt hentet fra manualen tilhørende biofilteret A02. I beregningene har (Reiakvam, 2016) utregnet en hydraulisk arealbelastning på 150 l/m²d, basert på indreareal av filterkolonne. Omgjort tilsvarer det en hydrauliske arealbelastning på 15 cm/d.

Slangene fra distribusjonsbøtten til kolonnene er i tre deler med slangeoverganger to steder på ledningsstrekket, før peristaltisk pumpe og etter. I distribusjonsbøtten er ledningen samlet

rundt en sylinder og stripset fast ca. 10 cm over bunn av bøtten. Dette for å unngå bunnslam fra distribusjonsbøtten og få tilnærmet lik innløpsvann til alle kolonnene. Slange for prøvetakning av innløp til kolonnene er lokalisert likt som øvrige innløpsslanger. Slangepumpene med tilførsel til filterkolonnene er synkronisert med resten av systemet, men kan overstyres manuelt (Reiakvam, 2016).

Tabell 4: Komponenter i benyttet forsøksanlegg (Reiakvam, 2016).

| Komponent | Forklaring |
|--|--|
| PLS, Mitsubishi AL2 – 14MR – D | Synkroniserer drift av biofilter A02, og pumpesystem |
| Kompakt renseanlegg – biofilter, A02 | Forbehandling av gråvannet før infiltrasjon |
| Oppsamlingsdunk ved utløp av biofilter | 100 l plastbøtte, med overløp til kommunalt nett. |
| Sentrifugalpumpe i oppsamlingsdunk ved utløpet av biofilter | Transporterer satsvis biologisk rensset gråvann til dunk lokalisert over kolonner. Pumpen er kontrollert ved vippefunksjon. |
| Pumpeledning til distribusjonsdunk | Fleksibel plastledning av PVC Ø30mm |
| Distribusjonsdunk før kolonner | En 25 l plastbøtte med lokk og overløp, lokalisert ovenfor kolonnene, på veggen. |
| 8 styk. Ledninger koblet til peristaltiske pumper | Klare PVC-ledninger (Edis cristal Ø6mm). Fordeling av biologisk rensset gråvann til kolonnene. |
| 1 styk ledning for prøvetakning innløp | Klar PVC-ledninger (Edis cristal Ø6mm). |
| 16 styk. Ledningsoverganger | Overganger av stiv PP-plast Ø5mm. Gir overgang mellom PVC og silikonslanger. |
| 8 styk. Silikonslanger (Versilic Ø5mm) | Slanger benyttet gjennom pumpehjul i peristaltiske pumper. |
| 8 styk. Peristaltiske pumper. Watson Marlow 102FD/R DC pump | Hver Pumpe leverer gråvann til hver kolonne. 4 av pumpene reguleres individuelt, mens 4 pumper er sammenkoblet opp mot en styringsenhet. |
| 8 styk. Fordelingsrør Ø75mm PVC | Gråvannet pumpes til hver kolonne gjennom slanger som er tilkoblet gjennom et hull i et fordelingsrør. Dette for å etterlikne situasjonen i en reell infiltrasjonsgrøft. |
| 8 styk. Kolonner | PP DN 630mm. Indre dia 570mm. Kolonnene imiterer infiltrasjonsgrøft med ulike infiltrasjonsmasser. Kolonnen er parvise med replikaer. |
| Utløpsrør av Ø15mm PVC | Utløp fra kolonnene. Prøvetakningspunkt. |

2.1.1 Ecomotive A02

Ecomotive A02 er et biofilter beregnet for rensning av gråvann inntil 600 l/dag, og med maksimal kapasitet på 900 l/dag. Designet på anlegget er et kompakt renseanlegg integrert med slamkammer, Pumpe, biofilter og klareringskammer. Ecomotive A02 kan ses som punkt (1) i figur 7.

Gråvannet blir ledet inn i slamkammeret lokalisert i bunnseksjonen av tanken, opptredende som et sedimenteringssteg. Derfra støtbelastes biofilteret i toppseksjonen via den våtoppstilte pumpen i enden av slamkammeret, regulert av nivåsensor (Jets, 2013). Nivåsensoren er basert på en vippefunksjon som trer i kraft når vannivået rekker en gitt høyde, er vannivået under den gitte høyden vil pumpen gå i intervaller på 10 sekunder hvert tiende minutt, fastsatt i PLS-systemet til anlegget (Reiakvam, 2016). Pumpen utløser et trykk på 5 dyser lokalisert over biofilteret, bestående av Leca med kornstørrelse på 2 mm. Årsaken for fem dyser er for å få en optimal spredning av gråvannet over filtermaterialet slik at arealet brukes fullstendig. Over tid danner det seg en biofilm på Lecakulene og et større overflateareal tiltrer. Gråvannet filtrer gjennom biofilteret og drenerer ned i klareringskammeret. Fra klareringskammeret har anlegget utløp (Jets, 2013).

Biofilteret har i perioden utsatt sin service og det er blitt registrert flytslam i renseanleggets klareringskammer. Dette har gitt en økt belastning på infiltrasjonskolonnene, og det organiske materialet har fått en økt konsentrasjon opptil fire ganger så høy. Service ble utført 21.03.2017. Kolonnene ble tilført biologisk rensed gråvann fra biofilter etter servicen var utført, fram til ca. 12.04.17.

Utløpskonsentrasjonen fra A02 for to tidligere undersøkte tidsperioder sept-des.2013 og mars-apr.2016 var samsvarende (Reiakvam, 2016). I følge Reiakvam (2016) ble det antatt at avviket i konsentrasjonen av SS var grunnet tidsoppholdet i oppsamlingsdunk av gråvannet fra utløpet, forskyldt av sedimentering.

Utløpskonsentrasjonen fra A02 har under denne perioden, 2017 i tabell 5, høyere verdier. Videre omtales utløpet fra A02 som innløp til filterkolonner.

Tabell 5: Utløpskonsentrasjoner av A02 ved tre ulike tidsperioder. Verdiene er hentet fra

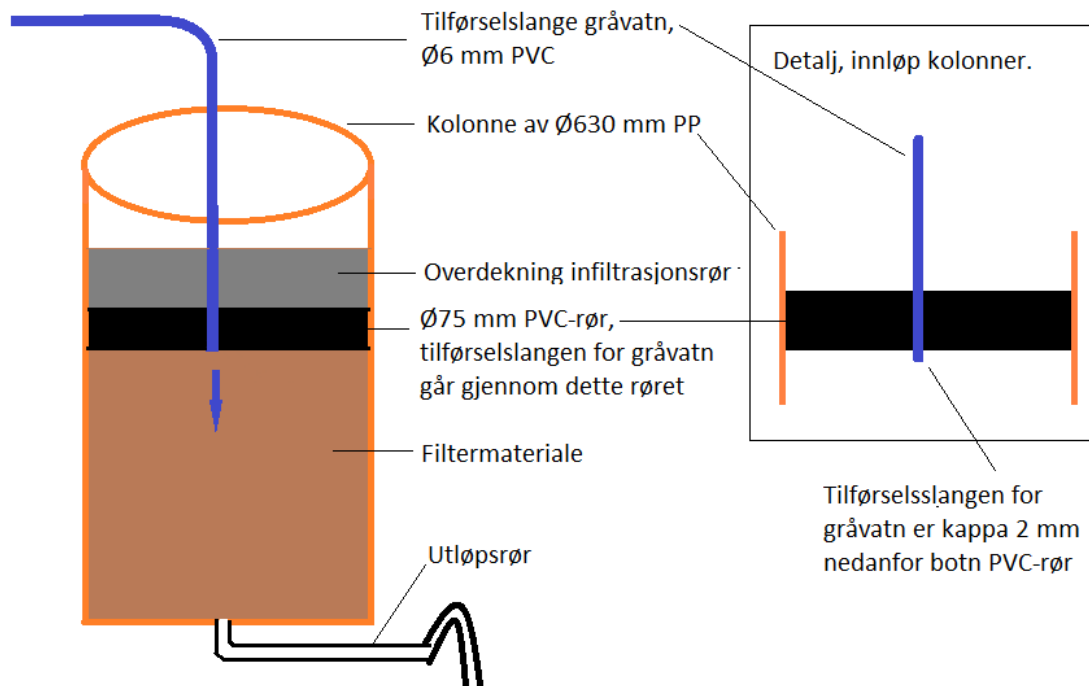
| Parameter | Eshetu et al. (2014) | Reiakvam (2016) | 2017 |
|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| SS | 12,56 mg/l | 7,0 mg/l | 26 mg/l |
| Tot-P | 0,57 mg/l | 0,5 mg/l | 0,58 mg/l |
| E.coli | $3,85 \times 10^4$ cfu/100 ml | $1,3 \times 10^5$ cfu/100 ml | $2,66 \times 10^5$ MPN/100ml |
| BOF ₅ | 13,78 mg/l | 15,7 mg/l | 43,3 mg/l |
| KOF | | 41,4 mg/l | 84 mg/l |
| NO ₃ ⁻ | | 1,88 mg /l | |
| NH ₄ | 5,74 mg/l | | |
| TN | | | 8,27 mg/l |

2.1.2 Filterkolonner

Gråvannet tilføres kolonnene gjennom en PVC-ledning på Ø6mm hvor ledningen holdes på plass (limt) gjennom et horisontalt Ø75mm PVC-rør, noen cm under overflate filtermasse. Utløpet av PVC-ledning er avskåret 2 mm nedenfor det horisontale PVC-røret. Innretningen har som hensikt å etterlikne ett hul på et fordelingsrør til en infiltrasjonsgrøft (Reiakvam, 2016).

Kolonnene er bygget opp av rør i PP-plast med en indre diameter på Ø570 mm. Det er totalt fire kolonnepar (A-D) med sin tilhørende replika (1,2), det vil si at identifikasjonene på kolonnene er A1, A2,...,D1, D2 (Reiakvam, 2016).

Bunnen på kolonnene består av PP-plast og er forseglet med silikon mellom kolonne og bunn. Sentrert midt i bunnen er utløpet av kolonnen med utløpsrør av Ø15mm PVC-rør. Utløpet er overdekket av et finmasket nett for å hindre jordpartikler å tette utløpsrøret (Reiakvam, 2016). Utløpsrøret har også en innretning på tuppen i form av en bøy med den hensikt å ivareta betingelsene som er å finne i en infiltrasjonsgrøft, det vil si hindre luft å sige opp gjennom utløpsrøret.



Figur 8: Skisse av tverrsnitt til filterkolonne med tilførselsordning (Reiakvam, 2016). Modifisert med bøy på utløpsrør.

Oppbygningen av filterkolonnene

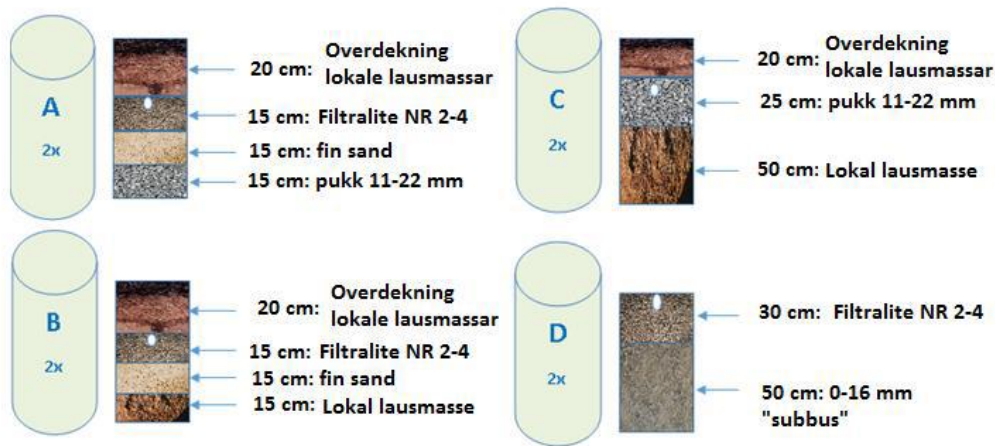
Kolonne A er konstruert tilnærmet anbefalt infiltrasjonsgrøft både med/uten drenering gitt av Jets (2013) i brukermanual til A02. Beskrivelsen med/uten drenering er grunnet at pukklaget anses å ikke ha noen avgjørende effekt på retensjonsevnen til filterkolonnen (Heistad, 2017).

Kolonne B er konstruert som en tilnærming av anbefalt infiltrasjonsgrøft gitt av (Jets, 2013), men med en utbedring som tilsier at det skal være 65 cm avstand til fjell eller mettet sone (Heistad, 2017). Kolonnen har dermed en oppbygning med ytterlig 15 cm lokal løsmasse i forhold til kolonne A.

Kolonne C er konstruert på basis av minimumskravene gitt av NIBIO (2016) i VA/Miljøblad nr. 59. Kolonnen er å anse som referanse-kolonne da kolonnen gjenspeiler de fastsatte kravene til en infiltrasjonsgrøft. Kolonnen innfrir kravet om 50 cm umettet sone fra infiltrasjonsflate til grunnvannsnivå (NIBIO, 2016).

Kolonne D er konstruert med det formålet å gjenspeile tilstander der det er begrenset med egnet stedlige masser, ved for eksempel tomt lokalisert på berggrunn. Et rimelig alternativ vil i det tilfellet være å benytte seg av knust stein («subbus»).

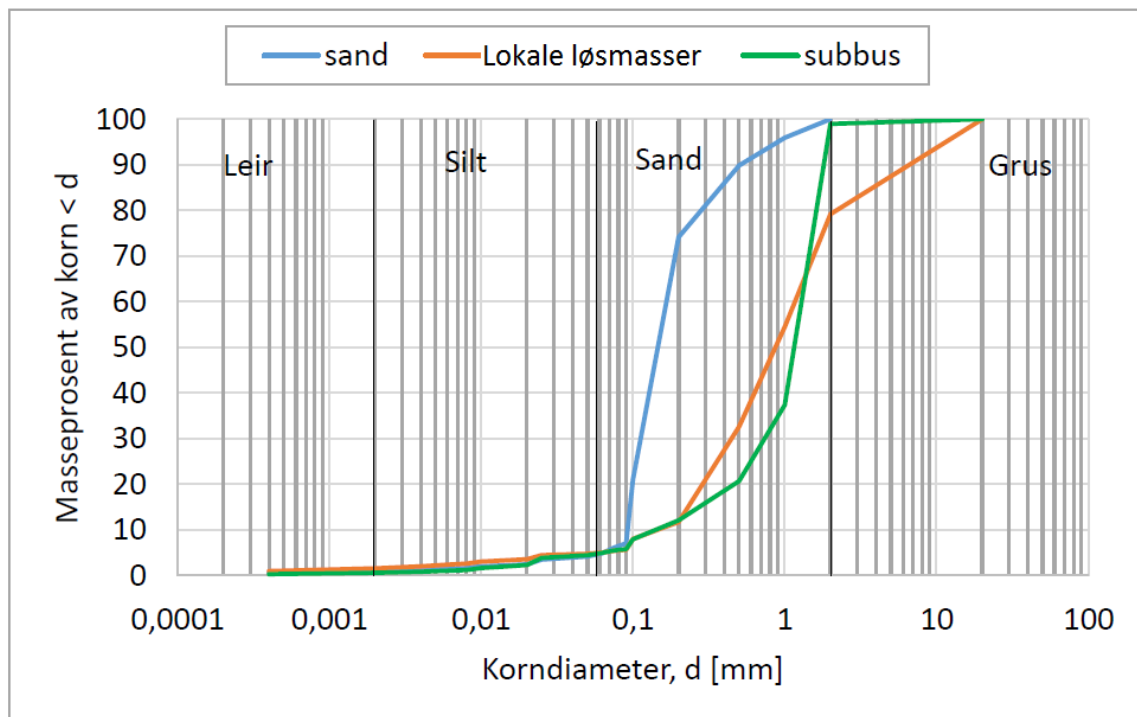
Alle kolonner har en geotekstilduk mellom de ulike filtermaterialene av ukjent årsak. Oppbygningen av filtermassen i kolonnene er å se i figur 9.



Figur 9: Oppbyggingen av filtermassene i kolonnene. Hvit markering angir utløp av tilførselsledningen (Reiakvam, 2016).

2.1.3 Filtermateriale

Filtermaterialet er ikke byttet ut siden anlegget ble bygget, derfor blir kornfordelingskurven fra oppstart av anlegget sett på som gjeldende for filtermaterialet. Basert på kornfordelingskurven i figur 10 og tabell 7 oppfattes det at kornstørrelsen til $D_5=0,06$, over størrelsesordenen til en mikroorganisme.



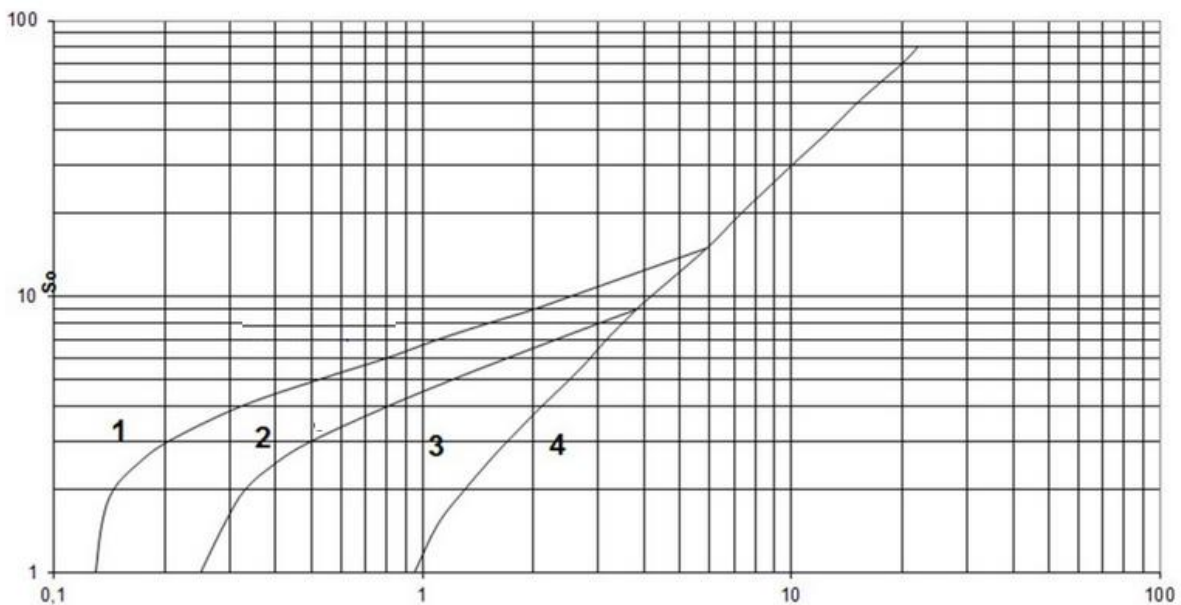
Figur 10: Kornfordelingskurve til filtermassene benyttet i kolonner (Reiakvam, 2016)

Tabell 6: Graderingstall for de mest karakteristiske korndiameterne til filtermaterialet (Reiakvam, 2016).

| | Lokal løsmasse | Sand | Subbus |
|---------------------------|----------------|------|--------|
| d_5 (mm) | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| d_{10} (mm) | 0,15 | 0,09 | 0,15 |
| d_{60} (mm) | 1,2 | 0,16 | 1,3 |
| S_o (d_{60}/d_{10}) | 8 | 1,8 | 8,7 |

Av de forskjellige filtermaterialene som benyttes er det den lokale løsmassen og filtermaterialet Filtralite som er ansett å ha høyest innhold av metalloksider (Krogstad, 2017).

Det er noe usikkert på hva som er faktisk vannledningsevne til filtermassene, men ut ifra et infiltrasjonsdiagram i figur 11 vil de mest karakteristiske korndiameterne til filtermaterialene ligge i klasse 1 og 2 i diagrammet, som gir ved en vannledningsevne $>5\text{m/døgn}$, med forbehandling av biofilter, en infiltrasjonskapasitet på $50\text{-}100\text{ l/m}^2/\text{døgn}$ i VA/Miljøblad nr.59 (NIBIO, 2016).



Figur 11: Infiltrasjonsdiagram (NIBIO, 2016).

3. Metode

3.1 Drift av anlegget

Anlegget har vært i drift i over et år, og den hydrauliske arealbelastningen har vært lik under driften av anlegget. Begroing er observert i både innløpslanger og utløpsrør av kolonnene, noe som sannsynliggjør muligheten for en velutviklet biofilm i filtermassene. Innløpslanger har ved gjentatte anledninger blitt rengjort i den grad det går an.

3.2 Tracer-test

For å kunne estimere oppholdstiden til filterkolonnene ble en tracer-test utført den 21.03.2017, noe tid i etterkant av eksperimentet med *S.t.28B* av den årsak for å ikke forstyrre systemet med tilsetning av NaCl.

Før utføringen av tracer-test ble nødvendig mengde NaCl som skulle tilsettes systemet estimert ved å plote mengde NaCl i 1l biologisk rensert gråvann mot målt ledningsevne i en kurve. Formålet var å fordoble ledningsevnen til initialverdien av EC i gråvannet. Initialverdi var 446 $\mu\text{S}/\text{cm}$. På bakgrunn av kurven ble det bestemt å tilføre 0,2g NaCl per liter utløpsvann fra A02. Doseringen måtte gjøres ved fire tilfeller da dunk med løsning ikke hadde tilstrekkelig volum til å forsyne hele testen. Tilførsel til systemet var beregnet ut i fra 36 l/d, det vil si i minutter

$$36 \text{ l/d} = 25 \text{ ml/min} \times (60 \text{ min} \times 24).$$

Peristaltiske pumper ble innstilt til å levere 25ml/min, siden det var mengden som ble brukt under forsøket med *S.t.28B*.

For å beregne gjennomsnittlig retensjonstid for kolonneforsøk med mettet forhold, benyttes tiden det tar for å få en gjennombruddskonsentrasjon på $C/C_0=0,5$ (Heistad et al., 2009a). Under denne studien er det umettet forhold, men tilsvarende metode blir benyttet for å estimere oppholdstid.

3.3 Standardparametere

Parameterne ble analysert ved bruken av prosedyrene i tabell 7. Enkelte av prosedyrene ble utført av studenter som tok laboratoriumkurs tht201, som pågikk i samme tidsperiode. Resterende av prøvene har blitt foretatt under periodisk prøvetakning. Forfatter fikk de analyserte verdiene tilhørende parameterne fra veileder og Phd.student, Fasil Ejigu Eregno, som var ansvarlige for kurset.

Tabell 7: Analyse metoder benyttet for påvisning av parametere (Reiakvam, 2016).

| Parameter | Analysemetode |
|-----------------------------|---|
| Suspendert stoff | Vakuumfiltrering. 1,2 µm glassfiberfilter |
| pH | pH-meter, glasselektrode |
| BOF ₅ | Manometrisk, OxiTop® Control measuring system |
| KOF | Fotometrisk. Filtrert prøve. Analysesett LCK 314 Hach Lange |
| Total fosfor | Fotometrisk. Analysesett LCK 349 Hach Lange. |
| Total nitrogen | Fotometrisk. Analysesett LCK 138 Hach Lange |
| Totale koliforme bakterier | Mikrobiologisk. Colilert®-18, Quanti-Tray®/2000 |
| <i>E.coli</i> | Mikrobiologisk. Colilert®-18, Quanti-Tray®/2000 |
| Elektrisk ledningsevne (EC) | EC-meter |
| Farge | Fotometrisk. Filtrert prøve. Hach®DR 3900 spektrofotometer. |
| Turbiditet | Fotometrisk. Hach®2100 Qis Portable Turbidimeter |

Total nitrogen

For å analysere total nitrogen benyttes analysesett LCK 138 fra Hach Lange med metode beskrevet på innsiden av esken.

BOF og KOF

I avløpsvann benyttes biologisk oksygen forbruk (BOF) og kjemisk oksygen forbruk for å bestemme mengden organisk stoff i avløpsvannet. Analysene gir en indikasjon på hvor mye av det organiske stoffet som er biodegraderbart, og hvor mye som ikke er det (Ødegaard et al., 2012). Når BOF₅ bestemmes måles forbruket av løst oksygen som mikroorganismer benytter ved nedbrytning av organisk materiale, årsaken er at man vil se hvor mye oksygen som må være tilgjengelig for nedbrytning av det organiske materialet og ut i fra behovet kunne eventuelle tilføre oksygen deretter (Tchobanoglous et al., 2014b). Dersom det kun er organisk stoff som er av interesse tilsettes nitrifikasjonshemmer til prøven (Ødegaard et al., 2012).

Målingen av BOF₅ har som prinsipp å måle oppløst oksygen før og etter en inkubasjonstid på 5 dager ved 20°C (OxiTop, 2013). Studentene har i sin øvelse benyttet OxiTop-metoden. OxiTop er en indirekte metode som måler trykkdifferansen som oppstår i det lukkede systemet når mikroorganismene forbruker oksygen og produserer CO₂ under nedbrytning. Produsert CO₂ absorberes i korken av flasken ved hjelp av NaOH, resulterende til et undertrykk i flasken. Trykkendringen er direkte korrelert med BOD-mengden (OxiTop, 2013). Nitrifikasjonsinhibitor skal ha blitt tilsatt (Studenter tht201, 2017).

For måling av KOF benyttet studentene i kurset veiledningen på innsiden av esken for analysesettet LCK 314 Hach Lange (Studenter tht201, 2017).

Om det er tilstede stoffer som vil hindre den biologiske nedbrytningen av organisk materiale, vil registrert verdi av oksygen forbruk bli for lav ved måling av BOF, det er derfor vanlig å bestemme KOF i tillegg. KOF gjør en omregning av forbrukt oksidasjonsmiddel, kaliumdikromat ved kontroll av avløpsvann, til en ekvivalent mengde oksygen (Ødegaard et al., 2012).

Turbiditet

Turbiditeten til det rensede gråvannet angir klarheten til gråvannet. Den fotometriske målemetoden angir ikke noen fordeling av partikkelstørrelse, men totalen av partikler (Ødegaard et al., 2012).

Leire, slam finfordelt organisk og uorganisk materiale, samt mikroorganismer er noen eksempler på partikler som forårsaker turbiditet (Ødegaard et al., 2012).

Suspendert stoff

Metoden for å analysere suspendert stoff (SS) er ved at man først filtrere gråvannet gjennom et vakuumfilter med lysåpning på 1,2 µm. Filteret blir således tørket og avsatte partikler blir veid (Ødegaard et al., 2012). Det er usikkert om filteret ble tørket før veiing av ubrukt filter.

Årsaken til at man analyserer for SS er for definere hvor mye av turbiditeten som foreligger >1,2 µm i størrelse (Ødegaard et al., 2012). Størrelsesforholdet til partiklene indikerer effektiviteten til rensing (Tchobanoglous et al., 2014b).

Koliforme bakterier og *E.coli*

For analysering av koliforme bakterier og *E.coli* er det blitt brukt Colilert®-18, Quanti-Tray®/2000. Prinsippet i analysen er en fargeendring i plastlommene som inneholder aktuell bakterie ved at tilsatt reagenser i vekstmediet skaper en reaksjon med enzymer produsert av koliforme bakterier, hvor en gul farge i lommen indikerer innhold av koliforme bakterier. Om *E.coli* er tilstedt blir fargen i tillegg fluorescerende grunnet at *E.coli* metaboliserer en annen næringsindikator. Konsentrasjon blir estimert ut i fra tilhørende tabell (Tht 201, 2014).

3.4 Salmonella Typhimurium 28B

Før oppstart av forsøk med *Salmonella Typhimurium 28B* måtte en ny batch med viruset propageres for bruk i eksperimentet. En virustelling ble derfor utført for å estimere konsentrasjon av *S.t.28B* i allerede eksisterende løsning. Konsentrasjonen ble analysert til å være 10⁹ pfu/ml.

For å kunne utføre virustellingen måtte det dyrkes vertsbakterie som bakteriofagen kunne infisere. Lysert vertsbakterie kunne dermed telles og angis som en bakteriofag (fag).

3.4.1 Propagering av modellorganismen

1 ml av vertsbakterien *Salmonella Typhimurium type 5* ble podet til 50mL næringsbuljong og dyrket over natten ved 37°C. Inkubert vertsbakterie ble deretter fortynnet (1/10) med næringsbuljong og satt til videre inkubering i ristemaskin ved 37°C til vertsbakterien hadde nådd eksponentiell fase, ca. 2-4 timer. - *S.t.28B* kan kun infisere vertsbakterien i den eksponentielle fasen.

I følge Allestam and Carlander (2000) skulle det ved propagering av ny virusløsning være et forhold på 1/200 mellom fag og vertsbakterie slik at et tilstrekkelig antall bakterieceller er

tilgjengelig for infisering. Basert på metoden i Allestam and Carlander (2000) ble det ekstrahert ut 1,25 ml med fortynningsfaktor 10^{-2} av eksisterende fagløsning med konsentrasjon 10^9 pfu/ml. Forholdet blir da med antatt konsentrasjon av *Salmonella Typhimurium type 5* i eksponentiell vekst

$$1,25\text{mL} \times 10^7 / 27,5\text{mL} \times (\sim 10^8) \sim 1/200.$$

Den propagerte løsningen av *Salmonella Typhimurium 28B* ble etter inkubasjon ved 37°C i ca. 4 timer, tilsatt kloroform for å nedbryte aktive bakterieceller og frigjøre bakteriofagene i cellene. Etter lysing av bakteriecellene ble lysatet sentrifugert ved 3400 rpm slik at bakteriecellen ble utskilt som bunnfall. Supernatanten ble ved steril arbeidsmåte filtrert gjennom $0,45\ \mu\text{m}$ sprøytefilter over på 250ml glassflasker for langsiktig oppbevaring.

For mer detaljert beskrivelse av fremgangsmåte kan Allestam and Carlander (2000) benyttes. Denne fremgangsmåten er benyttet kun som veiledende under dette arbeidet.

3.4.2 Analysering

For å estimere konsentrasjonen i supernatant til den propagerte løsningen med *Salmonella Typhimurium 28B* ble det utført en kvantifisering av plakk ved bruk av dobbelagar metoden beskrevet i Allestam and Carlander (2000). Utførelsen har avviket noe fra beskrevet metode, men prinsippet er fulgt.

1. Petriskåler hadde blitt forhåndsstøpt med KPG-agar av Arve Heistad sin assistent.
2. Softagar på 100ml glassflasker ble kokt i vannbad og satt i varmeskap. Deretter ble 4 ml softagar tilsatt i 50 ml Nunc sentrifugeringsrør av plast og satt i et vannbad innstilt på 55°C .
3. Supernatant ble fortynnet opptil en fortynningsfaktor på 10^{-9} (1ml supernatant og 9ml NaCl 0,9%).
4. Av fortykning 10^{-6} til 10^{-9} ble det ekstrahert ut 0,5 ml som ble tilsatt Nunc-rørene med softagar. Deretter 0,5 ml løsning av vertsbakterien. Vurdering av rekkefølgen er basert på varmetoleransen til *S.t.28B*.
5. Nunc-rørene ble lett omrørt med en vibrator for å sikre fullstendig blanding.
6. Løsningen i Nunc-røret måtte helles i petriskålen før softagaren hadde begynt å stivne. Under fordelingen måtte klumper eller luftbobler unngås på petriskålene. For å forhindre kondens ble lokkene satt kun halvveis på til løsningen hadde stivnet.
7. Petriskålene ble innpakket i plast og inkubert opp-ned ved 37°C i ca. 20 timer.
8. Kvantifisering av plakk ble utført etter inkubasjon. Petriskål med fortykning 10^{-9} ga 4 plakk, og ble multiplisert med 2 grunnet at det ble tilsatt 0,5mL løsning av *S.t.28B*, som gir 8×10^9 pfu/ml. Denne konsentrasjonen er antatt å være ok, siden konsentrasjonen er så nære det som står i Allestam and Carlander (2000), 10^{10} .

Tilsvarende fremgangsmåte ble benyttet i analysen av innløp- og utløpskonsentrasjon av *S.t.28B* i filterkolonnene under forsøket. Prøvene fra forsøket ble analysert med fortynningsfaktorer samsvarende med tilsatt konsentrasjon av *S.t.28B* til systemet og antatt log reduksjon som var å forvente, basert på resultatet under Reiakvam (2016) sin studie av kolonnene.

3.4.3 Statistikkberegninger benyttet for bestemmelse av konsentrasjon

For å vurdere resultatene fra analysen var det ønskelig å benytte programmet Minitab til å utføre de statistiske analysene på prøvene, men siden utvalget av prøver er av mindre størrelser vil ikke en normalfordelingstest i Minitab bekrefte hypotesen om at prøvene er normalfordelt. Derfor utføres den statistiske analysen av prøvene i Excel.

Viruskonsentrasjonen μ er målt n antall ganger og sett bort i fra systematiske målefeil under forsøket er forventningsverdien lik den virkelige konsentrasjonen μ . Som estimator for μ benyttes \bar{X} for det ukjente gjennomsnittet av de n antall virusanalysene gitt i formel 1 (Erstad et al., 2006).

$$\hat{\mu} = \bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n X_i$$

Formel 4

Det empirisk standardavvik S gitt ved formel 2 og er en estimator for σ^2 som tilsier nøyaktigheten ved målemetoden og angir spredningen på dataene (Erstad et al., 2006).

$$S^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2$$

Formel 5

Standardfeilen (SE) til det kalkulert gjennomsnitt i formel 3 estimerer hvor stor variasjonen til kalkulert gjennomsnittet kan være. Denne vil kunne synke om det hadde vært flere målinger med mindre spredning (Erstad et al., 2006).

$$S_{\bar{X}} = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Formel 6

Relativ standardfeil (RSE) i formel 4 er standardfeil presentert som en fraksjon av kalkulert gjennomsnitt, uttrykt ved prosent. Overstiger RSE med 25% vil det være for stor usikkerhet i det kalkulerte gjennomsnittet og bør med det brukes med aktsomhet da det kan være forskyldt av prøvetakningsfeil (Harper, 2005).

$$RSE = \frac{SE}{\bar{X}}$$

Formel 7

I de fleste tilfeller må n være minst 30 for at tilnærmingen til et konfidensintervall (CI) skal være tilfredsstillende, med andre ord kan det ikke med n under 30 bevises at hypotesen om at målingene har en normalfordeling (Erstad et al., 2006). Det kan derimot antas at målingene er normalfordelt og foreligger innenfor et 95% CI etter formel 6. Et kortere intervall gir målingen en større sikkerhet enn om det benyttes et kortere intervall (Bjørnstad, 2017).

$$CI\ 95\% = \bar{X} \pm 1,96 \times S_{\bar{X}}$$

Formel 8

3.4.4 Tilsetting av Salmonella Typhimurium 28B

Modellorganismen ble tilført systemet 07.02.17 kl. 06:00 i en beregnet konsentrasjon på ca. 2×10^5 pfu/ml. Beregnet konsentrasjon tilført systemet tok hensyn til forventet logreduksjon i kolonnene slik at en fortynningsfaktor under analysen av prøvene kunne antas lettere.

Beregningen er basert på forholdet mellom mengde løsning av modellorganismen og den mengde biologisk rensset gråvann som tilføres kolonnene, det vil si ønsket forhold mellom løsning av modellorganisme og biologisk rensset gråvann var ca. $2,5 \times 10^{-5}$ basert på konsentrasjonen til løsning av *S.t.28B* på 8×10^9 pfu/ml.

Løsningen av modellorganismen ble tilført i en 200l dunk oppsatt ved anlegget. For å bedre fordelingen av løsningen i vannmassen ble noe av vannmassen helt oppi dunken etter tilføring av løsning. Omrøring ble også foretatt med en vasket kjepp.

Transporteringen fra oppsatt 200l dunk til system ble gjort ved å benytte sentrifugalpumpen beskrevet i figur 3 under punkt (2). Pumpen ble flyttet fra punkt (2) til oppsatt 200l dunk, og styrt manuelt under forsøket. Resten av oppsettet følger det opprinnelige anlegget i figur 3. Alt benyttet utstyr ble rengjort før oppstart.

Alle åtte peristaltiske pumper i punkt (5) i figur 3, ble regulert til å gi en mengde på 36 l/d, med en fordeling utover døgnet på 24 timer, tilsvarende 1,5 l/t ~ 25 ml/min.

Det ble foretatt 6 prøvetakninger den 07.02.17 av innløpet til filterkolonnene ved tidspunktene; 0600, 0930, 1300, 1630, 2000 og 2400. Innløpet til filterkolonnene tilsvarer punkt (4) i figur 3. Tilsvarende ble det utført tre målinger av utløpet til filterkolonnene ved tre tidspunkter som er anslått til å være kolonnene sin steady state, det vil si når kolonnene har nådd et slikt metningspunkt at det er gitt minst $2 \times$ porevolum til filtermassene. Dette punktet er estimert til å være etter ca. 15 timer på bakgrunn av oppholdstiden til Reiakvam (2016). Prøvetakning av filterkolonnene ble satt ved 16, 17 og 18 timer etter tilførsel av modellorganismen. Metoden vil gi en kurve lik Langmuir Isotherm model.

Etter 18 timer frakobles tilførselen av modellorganismen og PLC til A02 opptar sin syklus med tilførsel av biologisk rensset gråvann. Det er fra dette tidspunktet foretatt en rekke målinger med intervall på ca. 7-12 time, med de hyppigste målingene i timene etter avsluttet tilførsel av modellorganismen. Målingene av den synkende konsentrasjon til modellorganisme i filterkolonnene gir regresjonen i kurven i figur 25.

3.4.5 Simulert regnskyll

Tidspunktet for simuleringen av regnskyll hadde som formål å være i det tidspunkt der gjenværende konsentrasjon av modellorganismen var lav nok til å være under deteksjonsgrense, med andre ord der kurven har sin minima i regresjonen. Dette tidspunktet ble antatt å være 10.02.17 ca.kl.1000, 76 timer etter tilførsel av modellorganisme til filterkolonnene.

Målingen av desorpsjonen til modellorganismen ble utført etter oppholdstiden i studien til Reiakvam (2016), grunnet at ny tracer-test var utsatt til senere. Hovedmålet bak prøvetakningen var å få med maksima for desorpsjon i prøvepunktene.

Tilførselen av regnvannet ble bestemt å skulle være via de peristaltiske pumpene iblandet utløpsvannet fra biofilteret, forholdet mellom de to væskene var 50/50, som sammenlagt gir 2,916 l/t. Valgt framgangsmåte var for å forhindre en eventuell kortslutning av vannstrømmen mot veggen av kolonnen, som kunne være tilfellet dersom en vannkanne skulle ha distribuert regnvannet over kolonnen sitt filterareal. Regnskylltet hadde en mengde på 1,458 l/t i en varighet på 1 time, som tilsvarer infiltrert nedbørsmengde på 5,71mm/t. Målt ledningsevne til blandet regnvann og utløpsvann fra biofilter var 138 $\mu\text{S}/\text{cm}$ med en pH på 7,44. Temperatur på blandingsvæsken var 11,1 °C.

3.4.6 Regnvann

Regnvannet som ble brukt i forsøket er oppsamlet takvann fra en 2 måneder periode før utføring av forsøket. Tilført regnvann til kolonnene var 1,458 l/t i en time, dette tilsvarer mm infiltrert nedbør, I, med utgangspunkt i volumet av kolonnen

$$\pi \times 0,285^2 h = 0,001458 m^3 \quad \text{som gir } h = 0,00571 m = 5,71 \text{ mm.}$$

For å bestemme gjentaksintervallet for tilført mengde er det blitt gjort estimeringer på bakgrunn av vannbalansen i formel 1, hvor det tas høyde for at området det fiktive nedbørfeltet befinner seg i tilsvarer det som i tabell 2 er å egne som boligområde med familier. Det fastsettes derfor en avrenningskoeffisient $\phi=0,6$, med andre ord avrenningen tilsvarer 60% av nedbørsmengden som er tilført. Jmført med dette kan nedbørfeltet være tilnærmet det å finne i Ås, Akershus. Lokalisasjonen Ås skaper dermed grunnlaget for bidraget av evapotranspirasjon til formel 1, vannbalansen. Det benyttes en nylig nedbørhendelse, med data hentet fra SeNorge.no (2017) som grunnlag for evapotranspirasjonen. Det er da gitt i vedlegg A2 at fordampningen var under den aktuelle nedbørhendelsen ca.1 mm og avrenningen under 5 mm, og med et mer eksakt tall på nedbør hentet fra Yr.no (2017a) på 6,4 mm nedbør under valgt nedbørhendelsen, gir det i formel 9 hvor stor infiltrert vannmengde er. Det antas da at mengde infiltrert nedbør gjenstår som siste prosentandel.

$$N = Q + E + I = 0,6 + 0,16 + 0,24 = 1 \quad \text{Formel 9}$$

På bakgrunn av formel 1 bestemmes fiktiv nedbør til å bli

$$N = \frac{5,71}{0,24} = 23,79 \text{ mm.}$$

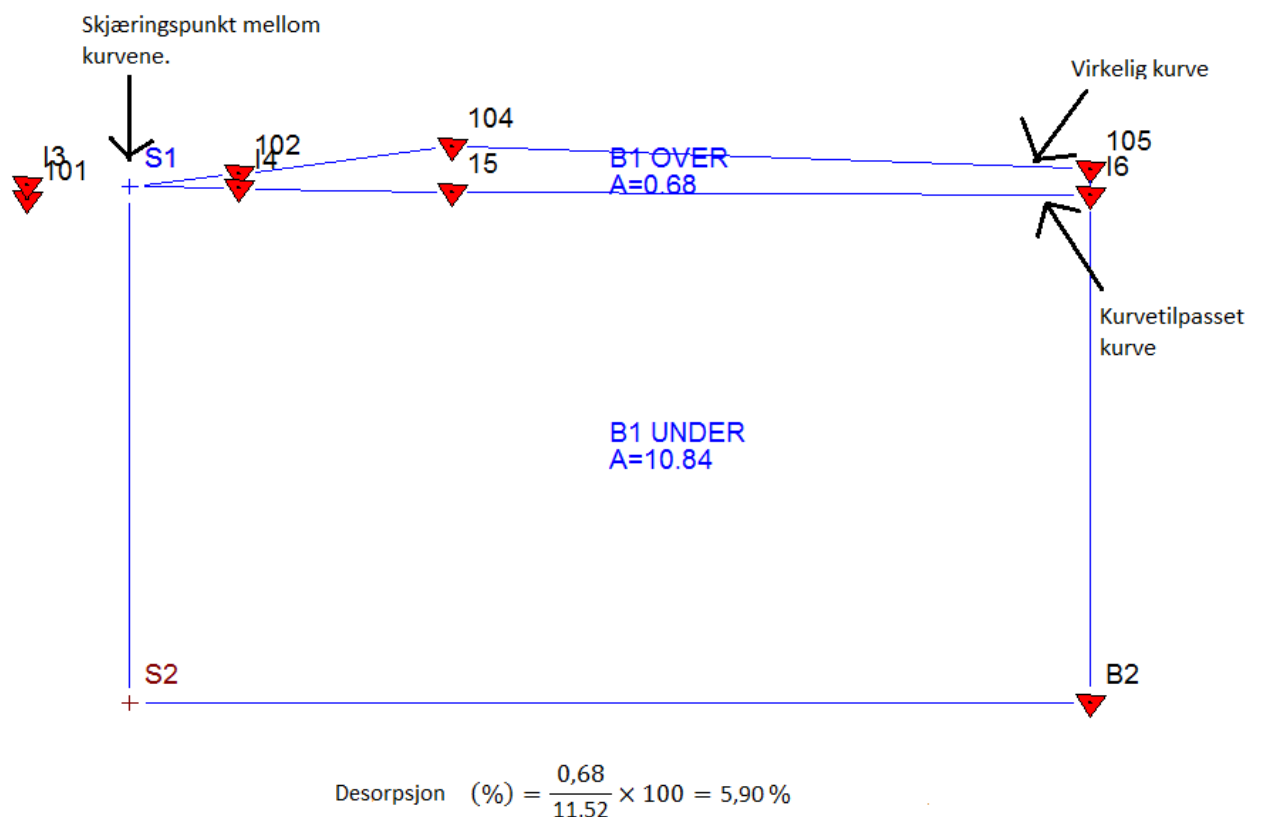
I følge vedlegg A1 tilsvarer nedbørsmengden å ha et gjentaksintervall på ca.5 år (Meteorologisk institutt, 2014).

3.4.7 Desorpsjon av S.t.28B fra filtermassene

Restkonsentrasjon av modellorganismen før simulering av regnvann medførte at det måtte utføres en interpolering av kurven i figur 25 for å kunne avgjøre hvor stor andel av modellorganismen som ble desorbert under det simulerte regnskylllet.

Kurvetilpassingene for hver enkelt kolonne er å finne i vedlegg B1. Kurvetilpassingen er utført ved hjelp av excel.

Estimeringen av arealer ble utført ved hjelp av GISline, der differansen mellom virkelig kurve og interpolert kurve gir arealet for desorpsjon av S.t.28B fra kolonnen ved det tidsintervallet. Arealet under kurvetilpassingen er en tilnærming av resterende konsentrasjon av modellorganismen i filtermassen ved det tidspunkt. Andelen desorpsjon blir da utledet innenfor tidsintervallet til arealet og angir en prosentandel av den totale konsentrasjonen med nedbør, dermed gis det et forholdstall på hvor stor effekt regnskylllet har ved det tidspunktet basert på hva som er forventet konsentrasjon. Avgrensning av arealet ble funnet ved skjæringspunktet der kurvene krysset. I de tilfeller hvor interpolert kurve og virkelig kurve ikke fikk skjæringspunkt, ble et fiktivt skjæringspunkt satt med utgangspunkt i startpunkt for simulert nedbør, time 76. Eksempel på metode i figur 12, resterende arealer er å finne i vedlegg B. Endepunkt for arealet måtte bli med siste måling, time 84.



Figur 12: Utarbeidet arealberegning i GISLINE for kolonne B1. Forholdet mellom arealene angir estimert desorpsjon av S.t.28B som prosentandel av total konsentrasjon.

3.5 Fosfor

I arbeidet med fosfor ble nedbørsmengde beregnet før tilsetning til systemet for å lettere å kunne definere nedbøren.

3.5.1 Valg av nedbørsmengde – fosforutlekking

Mengde tilført regnvann ble fastsatt på bakgrunn av ekstremnedbør over en lengre periode, og derfor er det tatt utgangspunkt i Hordaland som en fiktiv lokasjon for uthenting av data fra SeNorge.no (2017) sett i vedlegg... Valgt dato for dataene som legges til grunn for å beregne bidraget av de forskjellige leddene i vannbalansen, formel 9, er basert på datoen for rekordnedbør hentet fra Yr.no (2017b) i vedlegg A3. Bidragene beregnes da ut i fra en nedbørsmengde på 163,3mm over et intervall på 12 timer hentet fra IVF-kurve tilhørende målestasjon i Hordaland, funnet hos Norsk Klimaservicesenter (2017).

$$N = Q + E + I = 0,65 + 0,07 + 0,28 = 1$$

$$I = N \times 0,28 = 163,3\text{mm} \times 0,28 = 45,724\text{mm}$$

Dette tilsvarer tilført mengde regnvann til kolonne

$$V = \pi \times 0,285^2 \times 0,0457 = 0,0117 \text{ m}^3 /_{12\text{time}} = 0,97 \text{ l}/_t \sim 1 \text{ l}/_t$$

3.5.2 Tilsetting av regnvann for fosforutlekking

Betingelsene i forsøket ble at filterkolonnen hadde fått hvile i ca. tre uker, etter siste tilførsel av biologisk rensert gråvann under normal drift. Filterkolonnene var å kunne betraktes som noe «tørre». Dette gir at eksperimentet tar utgangspunkt fra virkeligheten i en type sekundær bolig, hvor beboere er ferdig med sitt opphold og har vendt tilbake til primærbolig.

Regnvannet ble oppbevart i en 200 l plast dunk oppsatt nær filterkolonnene. Regnvannet ble transportert til distribusjonsbøtten på veggen ved hjelp av sentrifugalpumpen som opprinnelig er punkt (2) i figur 7. Fordelingen videre til filterkolonnene ble styrt av de åtte forhåndsinnstilte peristaltiske pumpene, hver satt til å levere 1 l/t (16,7 ml/min).

Regnvannet i distribusjonsbøtten (innløpet til kolonnene) hadde en ledningsevne (EC) på 56 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og en pH på 5,61 ved oppstart. Temperaturen til regnvannet var 19,1°C, antakeligvis influert av systemet rundt. Parameterne EC og pH gikk gradvis nedover med tiden.

Forklaringen bak dette er at det var ikke muligheter til å fullstendig rengjøre slangene ned i kolonnene uten å forstyrre filtermassen, det ble derfor valgt å ikke spyle ren prøvetakningsslangen for å kunne ha opprettholde en feilfaktor på vannet inn. Alle andre deler ble rengjort med vann så langt det gjorde seg mulig før forsøket. Det ble allikevel observert under eksperimentet at enkelte tilførselslanger, slanger mellom punkt (5) og filterkolonner i figur 4, opplevde noe små driftsproblemer med gjentetting. Anlegget hadde tilsyn under hele forsøket. Utløpsvannet til kolonnene varierte noe under forsøket. I starten hadde enkelte av kolonnenes utløpsvann mer turbiditet.

3.5.3 Analysering av fosforutlekking

Oppstart av prøvetakningen ble 1,5-2 timer etter start av tilførsel med regnvann. Deretter ble prøvetakning foretatt ca. hver påfølgende time. Siste stikkprøve ble foretatt etter stopp av tilførsel. Under forsøket ble vannmengden ut av anlegget oppsamlet og tatt en blandprøve av. Tilsvarende ble utført for videre drenering av kolonnene, den tiden når vannmengden ut ble forholdsvis lav. Oppsamlingen av drenert vann fikk pågå til dagen etter.

Det ble benyttet analysesett LCK 349 fra Hach Lange til å bestemme total fosforkonsentrasjonen.

Analysemetoden ble utført i henhold til bruksanvisningen inne i pakningen. Prøvene var ufiltrerte og gjennomgikk en varmebehandling ved 100°C i 60 minutter slik at tot-P kunne avleses. Maskinen leste av strekkode og skulle ikke innstilles.

I ettertid ble det oppdaget at maskinen skulle ha vært omstilt. Grunnet at tidligere fosfor resultater er vist som $\text{PO}_4\text{-P}$. En omregning måtte utføres slik at PO_4^{3-} ble omgjort til $\text{PO}_4\text{-P}$, før en sammenligning. Omregningen tok utgangspunkt i vekten til «orthofosfat» (PO_4^{3-}) opp mot vekten til «orthofosfat som fosfor» ($\text{PO}_4\text{-P}$), der PO_4^{3-} er 3,06 tyngre enn $\text{PO}_4\text{-P}$, forskyldt av molekylvekt. Av den grunn divideres målingene på 3,06 (Dabkowski and White, 2015).

I tillegg ble turbiditet, pH og ledningsevne målt for hver prøve for å kontrollere om verdiene har noe korrelasjon med desorpsjonen.

3.5.4 Desorpsjon av fosfor

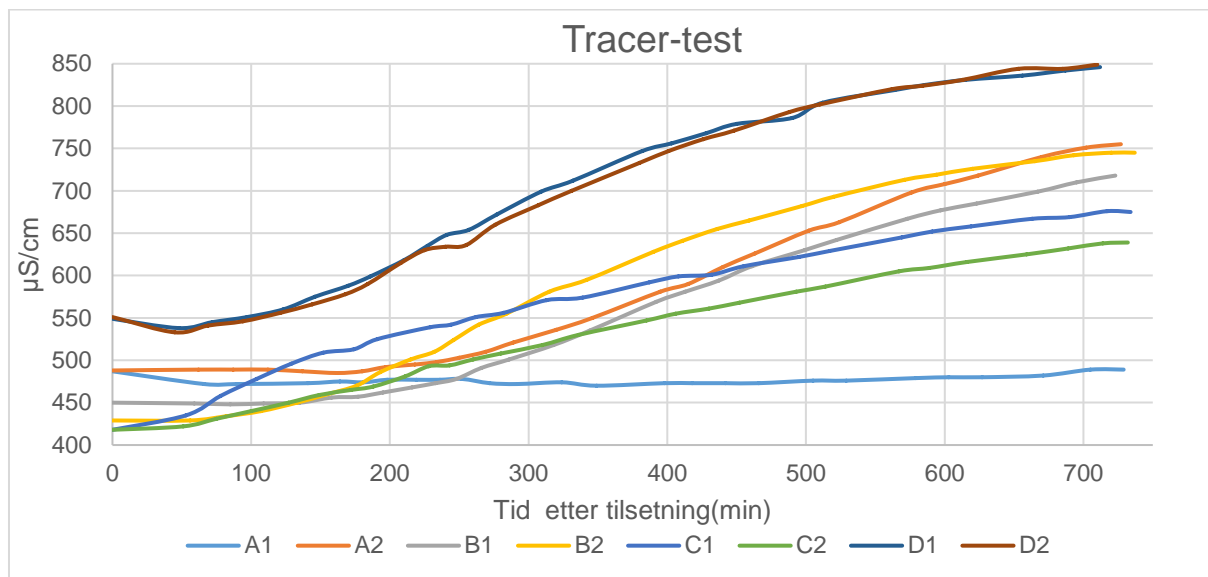
På tilsvarende måte som for forsøket med desorpsjon av virus, har arealet som estimerer desorpsjon blitt beregnet i GISline. Desorpsjonsarealet til hver av kolonnene er differansen mellom innløpskurven og kurven med tilhørende utløpskonsentrasjoner for aktuell kolonne. Innløpskurven har blitt kurvetilpasset i Excel, vedlagt i vedlegg B2. I tillegg er et dreneringsareal beregnet. Dreneringsarealet er et tilskytende areal av det desorpsjonsarealet som kom under simuleringen. Dreneringsarealet er beregnet ut i fra gjennomsnittskonsentrasjonen av oppsamlet vann etter avsluttet nedbør, forutsatt at dreneringen av kolonnen var endt etter tre timer med utgangspunkt i oppholdstid og at noe vann vil være gjenværende i kolonnene.

For å kunne sammenligne med akkumulert mengde fosfor i filtermassene er det forsøkt på et oppsett av massebalanse, med utgangspunkt i innløps-/utløpsverdier for hver kolonne over tiden anlegget har vært i drift. Metoden er ansett av Eveborn et al. (2012) som en grei tilnærming for å estimere langtids fjerning av fosfor i felt, og dermed også en massebalanse.

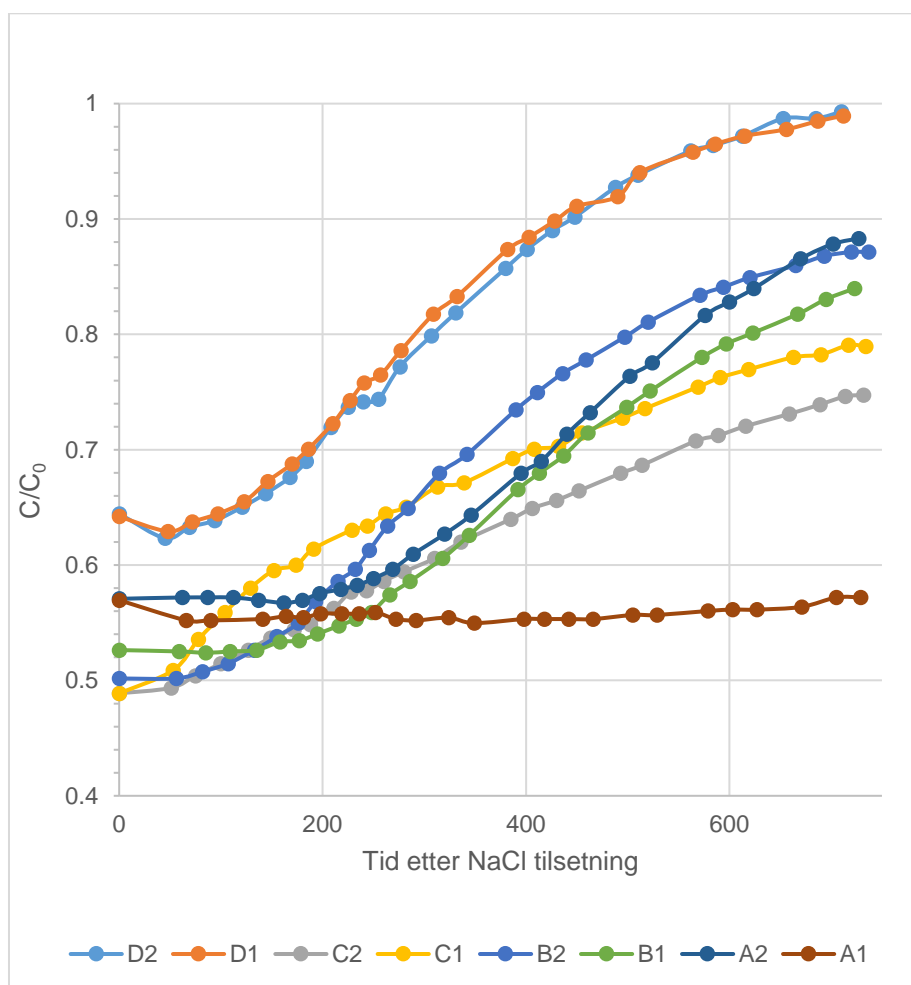
Akkumulert mengde i filtermassen ble ansett å være differansen mellom innløp og utløp over tid. Arealet mellom innløp og utløp er beregnet i GISline, og tidsaksen er omgjort til timer for å kunne sammenlignes med desorpsjonen. Grunnet at anlegget er i drift ca.15 timer i døgnet, er et døgn fastsatt til å inneholde 15 timer i stedet for et døgns virkelige tid.

4. Resultater

4.1 Tracer-test



Figur 13: Sporstoff-test utført 23.03.17. Det er benyttet NaCl som tracer og innløpet har hatt en tilførsel på gjennomsnittlig 855 $\mu\text{S/cm}$, med en mengde på 1,5 l/t.



Figur 14: Kurve av tracer-test med forholdet C/C_0 mot tid etter tilsatt NaCl.

Gjennombruddskurven avviker fra sluttverdi på C/C0 verdi av 1, og starter over verdien 0 grunnet at NaCl ble blandet med utløpsvann fra biofilter, dette gir i vannet som er benyttet til gjennombruddskurven en sammensetning av både adsorberende, ikke adsorberende og bionedbrytbare organiske bestander i vannet (Snoeyink and Summers, 1999).

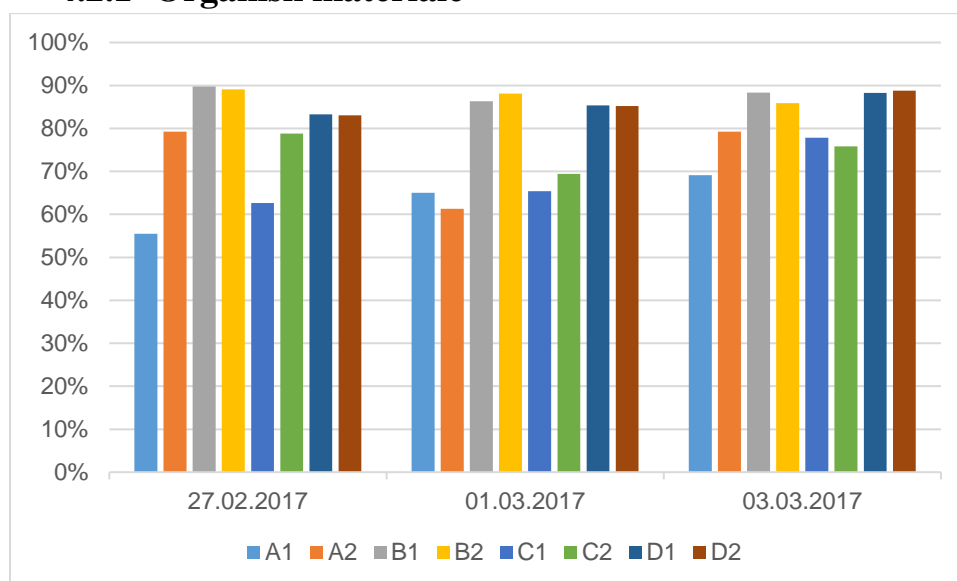
Tabell 8: Omtrentlig oppholdstid i de ulike kolonnene. Under denne studien var det benyttet 1,5 l/t, under Reiakvam (2016) 2,5 l/t (67% høyere hydraulisk belastning).

| | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C2 | D1 | D2 |
|--|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Tid | 450+ | 445 | 413 | 340 | 251 | 311 | 309 | 331 |
| T ₅₀ (Reiakvam, 2016) | 210 | 220 | 340 | 350 | 320 | 400 | 180 | 240 |

Kolonne A1 fikk under tracer-test en oppstuvning, men viser ikke kortslutning av strømning hvorpå forholdet mellom C/Co ville fort ha steget til tilnærmet 1. I stedet viste kurven til A1 en sakte stigning i EC som gir A1 en forlenget oppholdstid.

4.2 Standardparametere

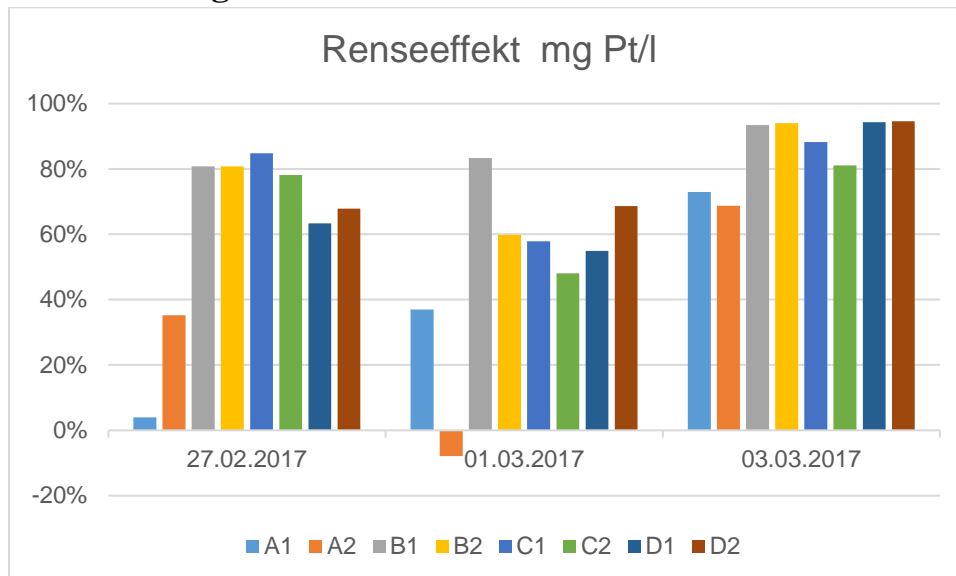
4.2.1 Organisk materiale



Figur 15: Renseeffekt av organisk materiale. Målemetode er KOF.

Målingene for BOF₅ var under deteksjonsgrense. Det eksisterer kun en måling den 28.03.2017 med verdi 43,7 mg O₂/l for innløp til kolonner, utløpskonsentrasjon er under deteksjonsgrense.

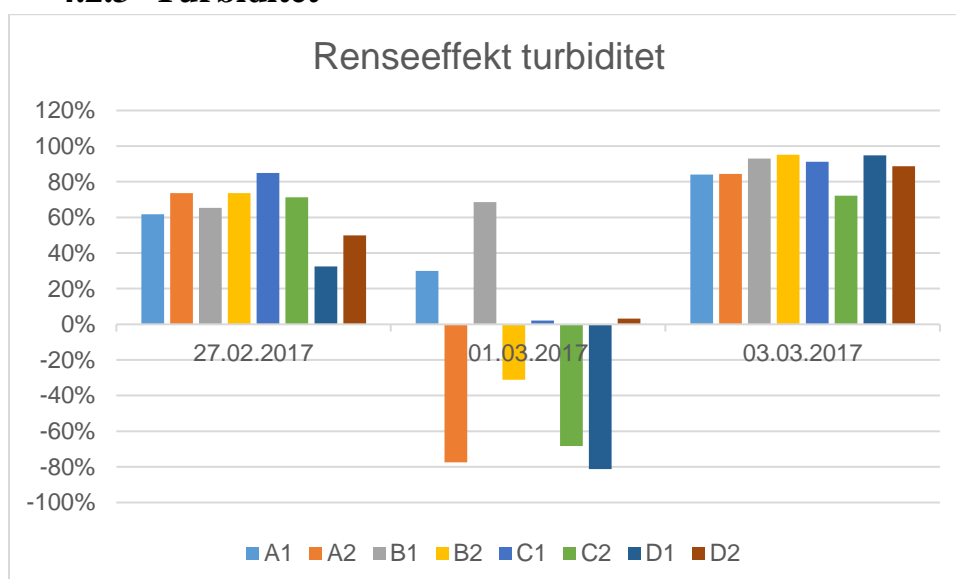
4.2.2 Farge



Figur 16: Renseeffekt av farge ved tre forskjellige datoer.

Måling av farge er en analysemetode for organisk materiale. Med økt farge foreligger det mer organisk materiale i gråvannet (Ødegaard et al., 2012). Konsentrasjonen farge virker å stemme overens for renseseffekten av organisk materiale.

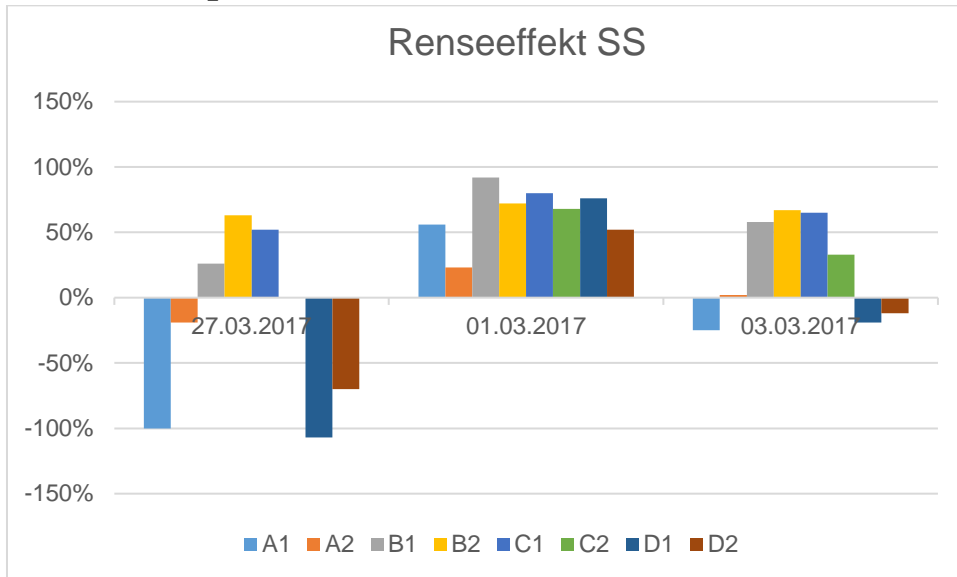
4.2.3 Turbiditet



Figur 17: Renseeffekt turbiditet.

Dato 01.03.2017 avviker fra resterende datoer. Det kan ikke verifiseres om mengden tilskyttende partikler er forskyldt en løsrivelse fra filtermassen eller om det kan komme fra utløpet. Det er observert at utløpsrør kan avgi partikler.

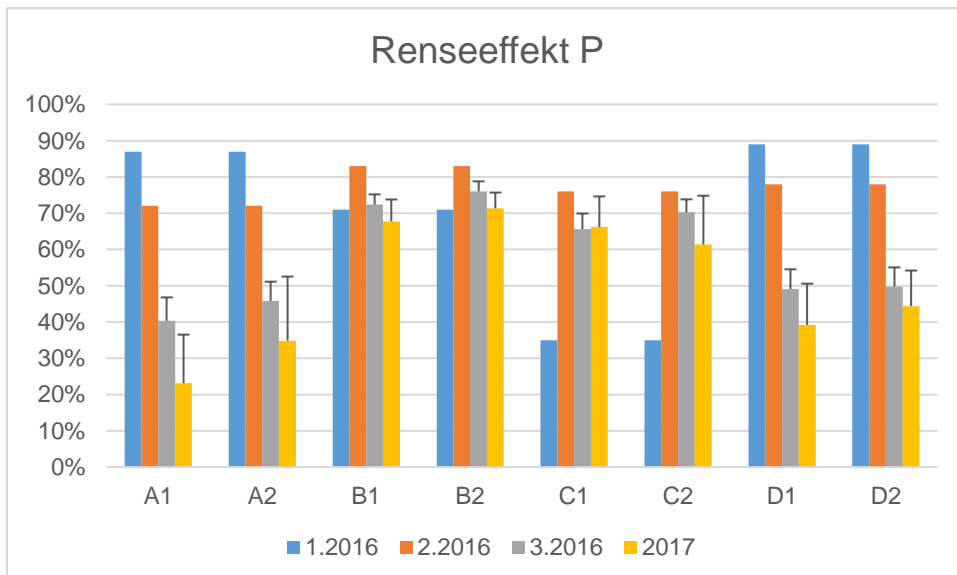
4.2.4 Suspendert stoff



Figur 18: Renseeffekt av SS

Det kan ikke verifiseres om mengden tilskytende SS i utløpet er forskyldt løsrivelse fra filtermassen, eller om det kan komme fra utløpsrøret. Imidlertid er utløpsrør noe begrodd. Reiakvam (2016) uttalte i sin studie at det der også hadde blitt noen negative tall, forskyldt av fuktighet i filteret. Feilfaktoren forsvant med tørking av filteret i tørkeovn. Det er uvisst om filteret benyttet til analyse er tørket. Reiakvam (2016) hadde i sine resultater en gjennomsnitt konsentrasjon på 0,8-2,4 mg/l for kolonnene. Konsentrasjonen nå ligger mellom 8,5-32,5 mg/l.

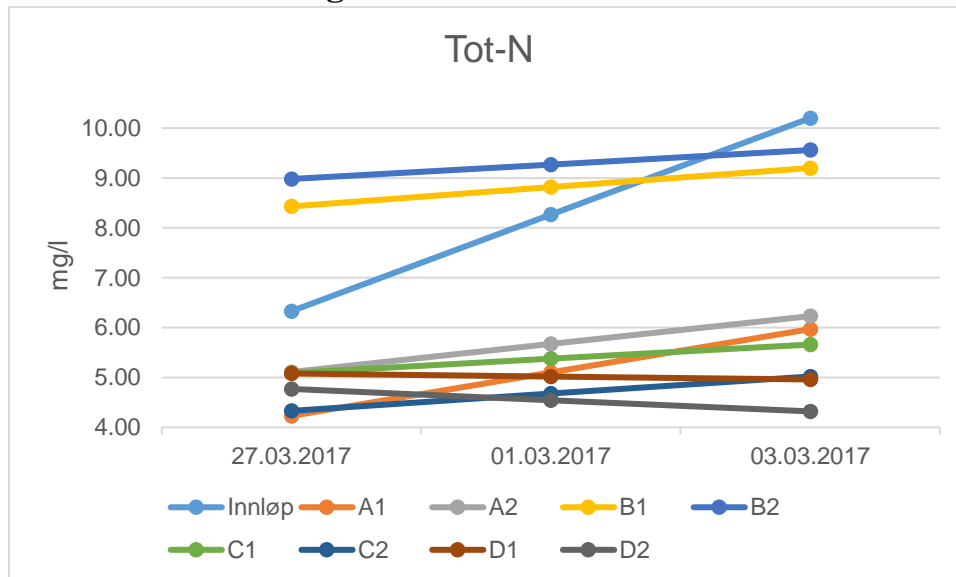
4.2.5 Total fosfor



Figur 19: Renseeffekten for fosfor i kolonnene. Periode 1.2016 og 2.2016 er uthentet fra Reiakvam (2016).

Renseeffekten av fosfor synes å avta for hver periode. Periodene 1 og 2 i 2016 består av blandprøver for hver type filterkolonne, det er ikke blitt skilt mellom replikaer i den perioden.

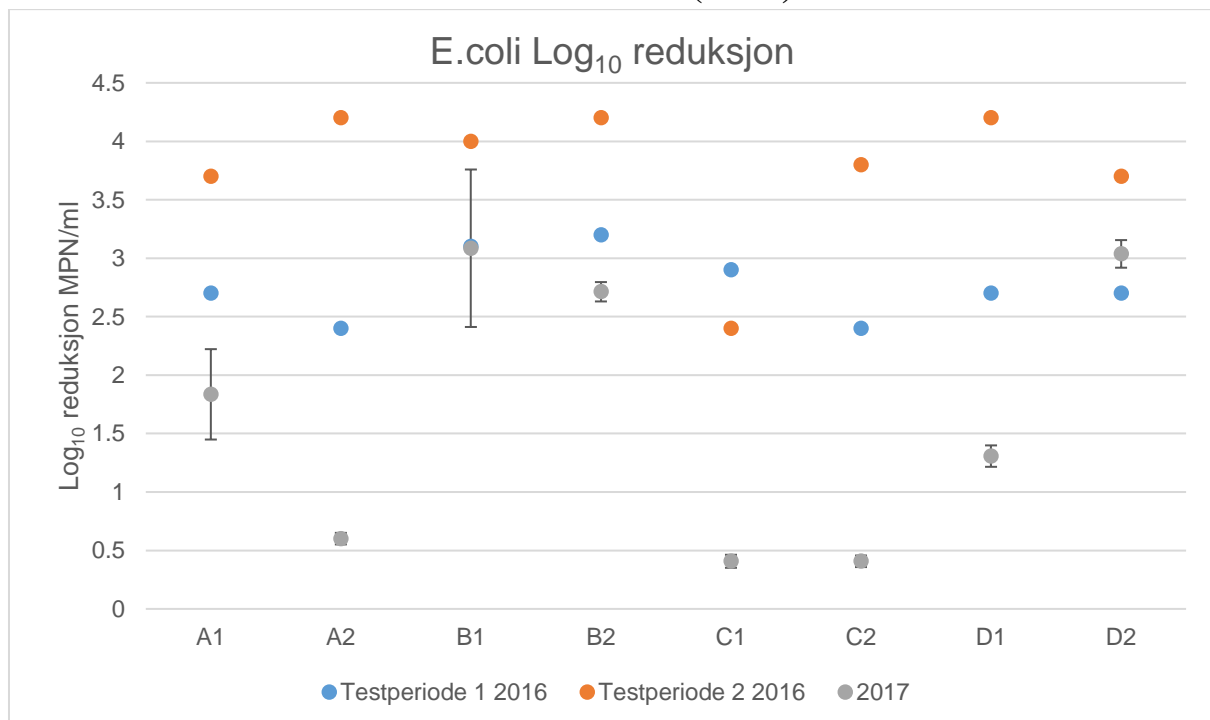
4.2.6 Total nitrogen



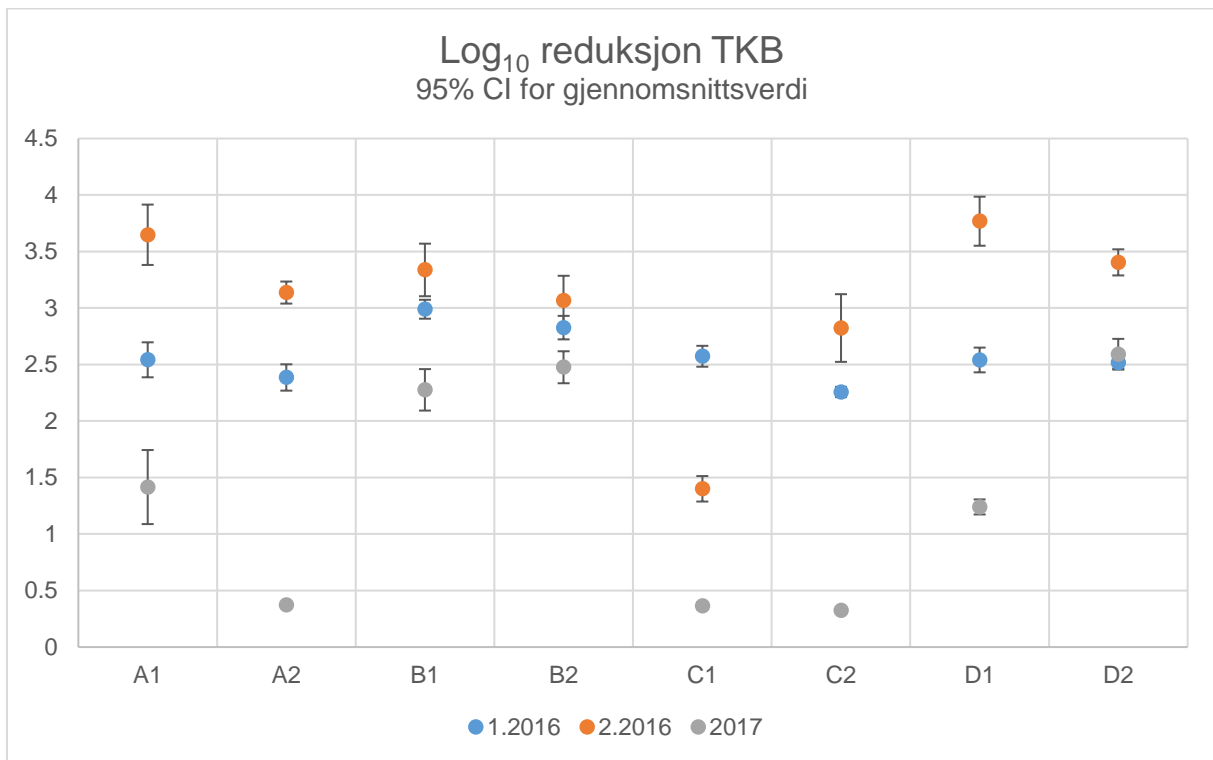
Figur 20: Innløps- og utløpskonsentrasjoner av total nitrogen

B-kolonner har hatt ved to av tre tilfeller høyere konsentrasjon av tot-N i utløpet, størrelsesforholdet mellom innløp og utløp er større ved lavere konsentrasjoner.

4.2.7 E.coli / Total koliforme bakterier (TKB)

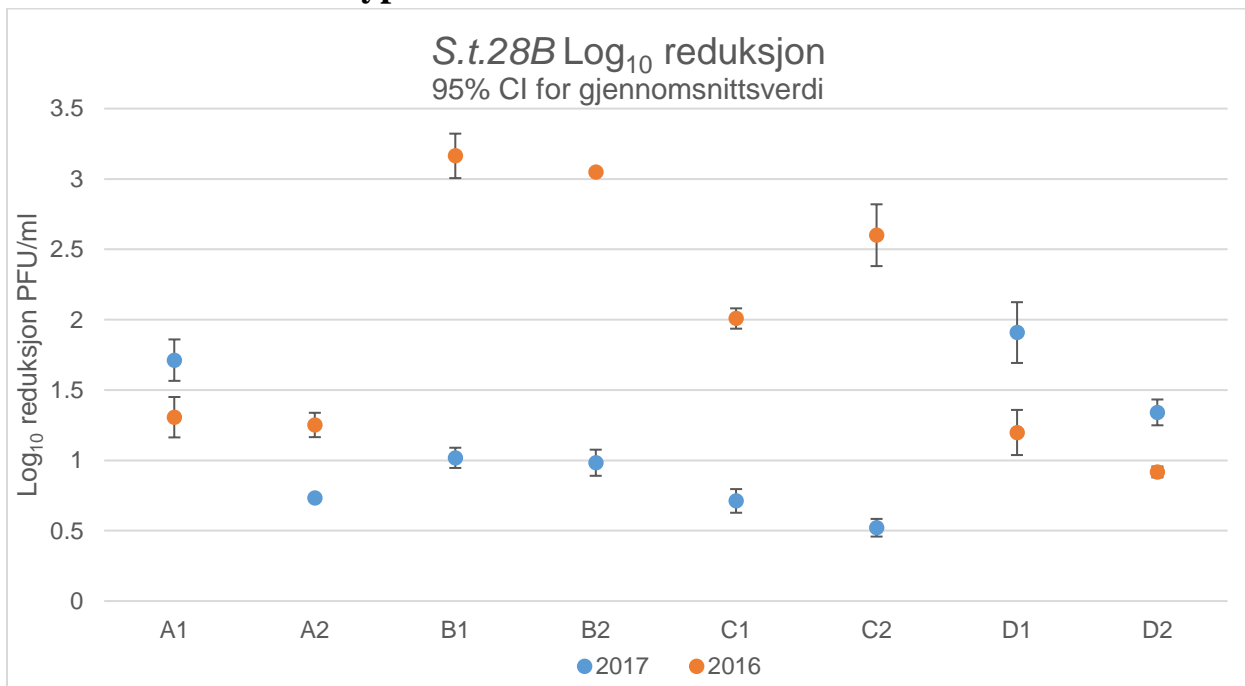


Figur 21: Sammenstilling av retensjonsevnen til kolonnene for 2017 og for to testperioder i året 2016 under studien til Reiakvam (2016). Under prøvetakningen kontrolleres tilførselsmengde av PLC til anlegget. Analyse av prøvene er for begge Colilert®-18, Quanti-Tray®/2000.



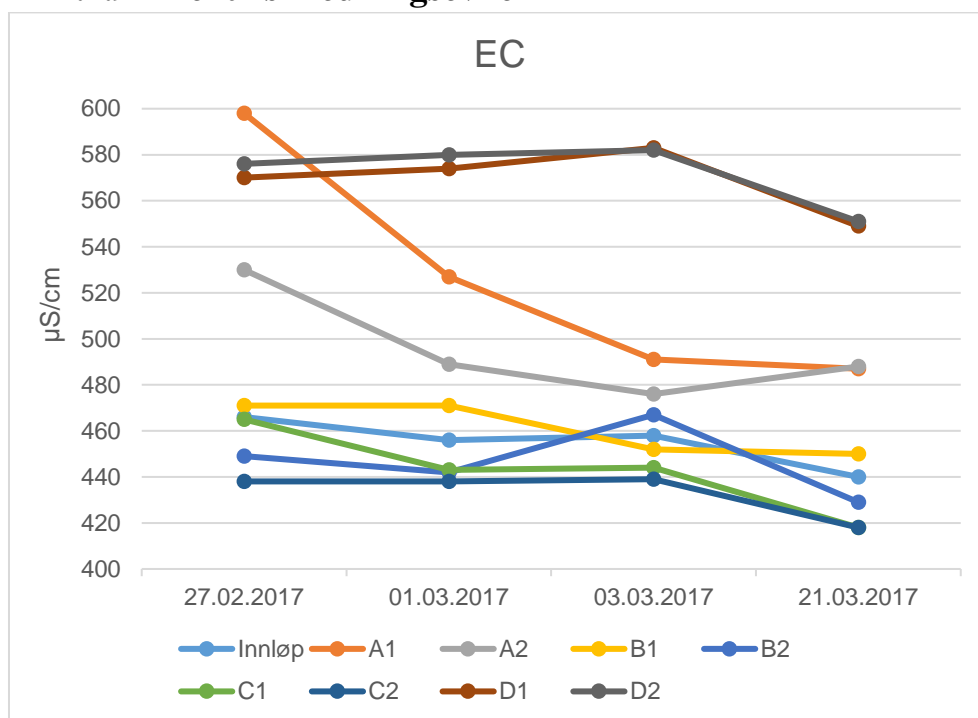
Figur 22: Sammenstilling av retensjonsevnen til kolonnen for 2017 og for to testperioder i året 2016 under studien til Reiakvam (2016). Under prøvetakningen kontrolleres tilførselsmengde av PLC til anlegget.

4.2.8 Salmonella Typhimurium 28B



Figur 23: Sammenstilling av retensjonsevnen til kolonnene for denne studien i 2017 og fra studien til Reiakvam (2016). Tilførselsmengde er for 2016 2,5 l/t, og for 2017 1,5l/t.

4.2.9 Elektrisk ledningsevne



Figur 24: Elektrisk ledningsevne (EC) for innløp og filterkolonner.

Den elektriske ledningsevnene er nokså stabil for innløpet, og utløpet til kolonnene varierer tilsynelatende i tråd med innløpet. Kolonne A1 og A2 har imidlertid fått en senkning i EC.

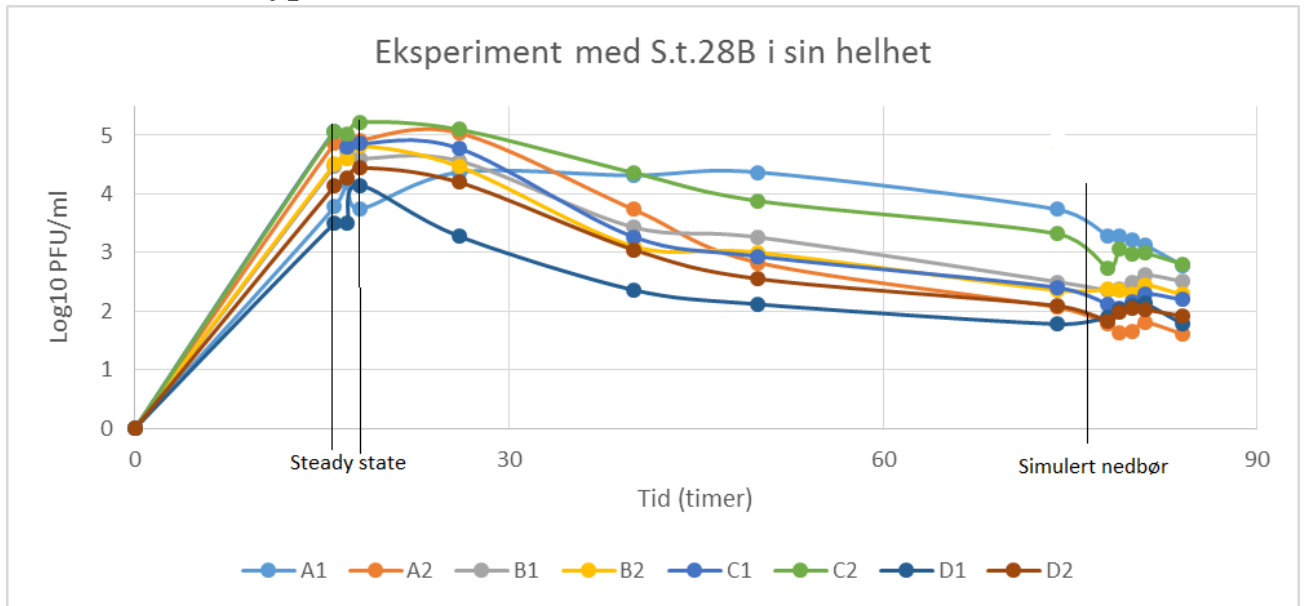
4.2.10 pH

Tabell 9: Gjennomsnittlig pH for innløp og filterkolonner.

| | Innløp | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C2 | D1 | D2 |
|-----------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| \bar{X} | 7.20 | 7.45 | 7.19 | 7.20 | 7.30 | 7.00 | 7.05 | 7.55 | 7.58 |
| RSE | 0 % | 1 % | 1 % | 1 % | 3 % | 2 % | 3 % | 1 % | 0 % |

Gjennomsnittlig pH til kolonnene er å anse som sikker da relativ standard error variere for kolonnene mellom 0 og 3%.

4.3 Salmonella Typhimurium 28B



Figur 25: Kurven skisser hvordan tilførselen av *S.t.28B* har blitt utført. Ved steady state er det antatt å være utskiftning lik 2porevolum. Regresjonen er etter avsluttet tilførsel, med synkende konsentrasjon av modellorganisme. Forsøket avsluttes med simulert nedbør. Steady state er anslått til å være mellom 15-18 timer. Simulert nedbør starter ved time 76 med varighet på en time.

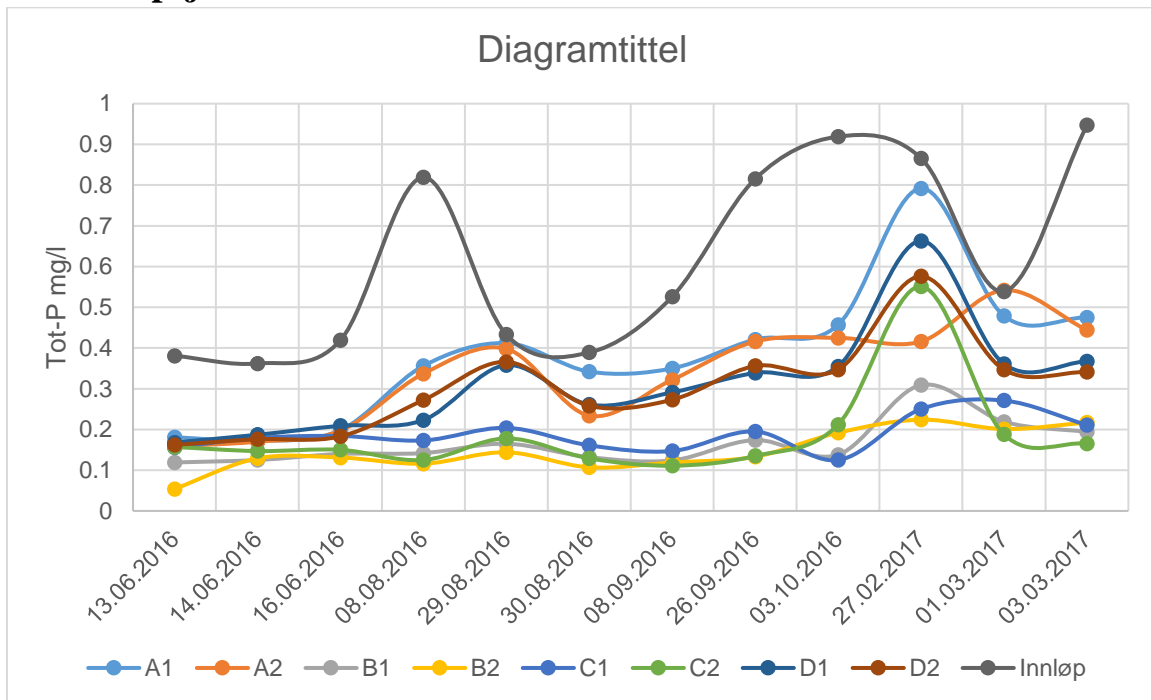
4.3.1 Desorpsjon av *S.t.28B*

Med utgangspunkt i vedlegg B og vedlegg A (sammenstilling av virkelig kurve og interpolert kurve) står beregnet prosentandel løsrivelse av *S.t.28B* potensielt forårsaket av nedbør i tabell 10. Replikaene i B viser en noe samsvarende tendens til desorpsjon. Resterende kolonner avviker relativt mye fra sin replika. Kolonne A1 fikk oppstuvning under forsøket. Kolonne C2 er eneste kolonne som ikke ga en økt konsentrasjon av *S.t.28B* i utløpet, det vil si en konsentrasjon over interpolert verdi for konsentrasjon.

Tabell 10: Beregnet andel løsrivelse av *S.t.28B* som en effekt av nedbør. Beregningen tar utgangspunkt i areal tilhørende konsentrasjon *S.t.28B* igjen i infiltrasjonskolonnen. Desorpsjonen er å betrakte som en prosentandel av total konsentrasjon med nedbør, og angir dermed den effekt nedbøren gir i tillegg.

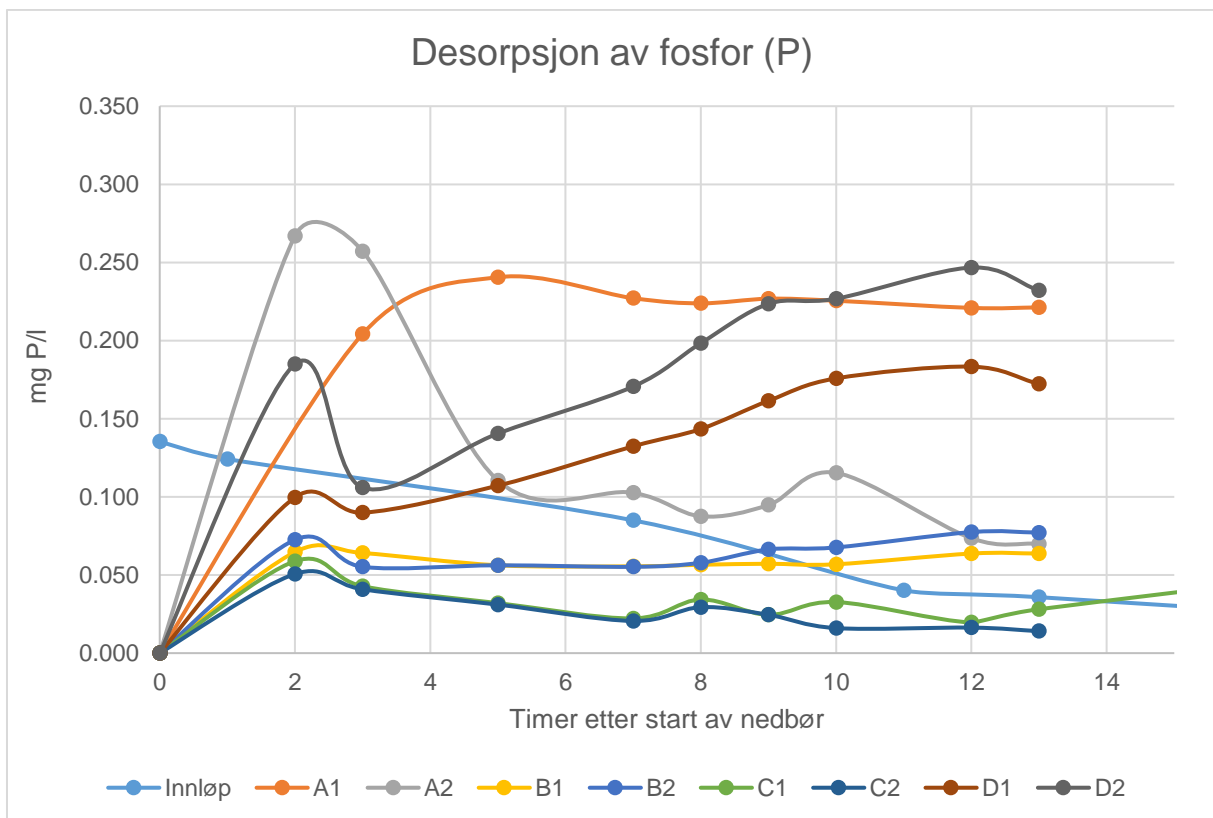
| Kolonne | Areal under interpolert kurve | Areal fremskapt av simulert nedbør | Desorpsjon (%) |
|---------|-------------------------------|------------------------------------|----------------|
| A1 | 26,3 | -1,60 (under) | NA |
| A2 | 6,03 | 0,34 | 5,34 |
| B1 | 10,84 | 0,68 | 5,90 |
| B2 | 17,69 | 1,21 | 6,40 |
| C1 | 8,03 | 0,32 | 3,83 |
| C2 | | -2,57 (under) | NA |
| D1 | 16,37 | 2,96 | 15,31 |
| D2 | 9,95 | 0,44 | 4,23 |

4.4 Desorpsjon av fosfor



Figur 26: Tot-P konsentrasjon i innløp og utløp av kolonner (mg/l).

For å utføre en massebalanse av fosfor er det tatt utgangspunkt i innløp- og utløpskurvene over tid. Tidsaksen ble omgjort til timer, men optegnet figur i GISline var for stor til å gjengis som figur.



Figur 27: Desorpsjon av fosfor som en effekt av nedbør.

Tabell 11: Beregnet andel desorpsjon av tot-P som en effekt av nedbør.

| Kolonne | Areal basert på massebalanse | Areal fremskapt av simulert nedbør | Desorpsjon (%) |
|---------|------------------------------|------------------------------------|------------------------------|
| A1 | 1529,57 | 1,6+0,612 _{dren.=2,212} | 1,45 |
| A2 | 2025,68 | 0,64+0,231 dren.=0,871 | 0,43 |
| B1 | 2812,57 | 0,06+0,207 dren.=0,267 | 0,09 |
| B2 | 2914,04 | 0,11+0,24 _{dren.=0,35} | 0,12 |
| C1 | 2764,22 | 0,132 _{dren.} | Adsorpsjon inntraff+0,132 |
| C2 | 2396,60 | 0,042 _{dren.} | Adsorpsjon inntraff+0,042 |
| D1 | 1935,94 | 0,73+0,384 dren.=1,114 | 0,57 |
| D2 | 2029,73 | 1,22+0,519 _{dren.} | 0,86 |

Desorpsjonen er oppgitt som % andel av kalkulert akkumulert fosfor i filtermassen over tid. C-kolonner fikk en adsorpsjon under nedbørsimuleringen, men fikk desorpsjon etter stopp av simulering, angitt som dreneringsareal (dren.).

B-kolonner har minst differanse fra sin replika. A-kolonner avviker mest fra sin replika. A1 fikk ingen oppstuvning under forsøket.

5. Diskusjon

5.1 Tracer-test

Tracer-teste som ble utført viser at det har blitt en relativ stor forskjell på oppholdstiden i tabell 8 mellom kolonnereplikaene, for utenom D-kolonnene. Dette kan tyde på at det er eventuelle små kortslutninger inne i filtermassen. For kolonner A og B var det i 2016 minimal differanse i oppholdstiden mellom replikaene, så årsaken må ha kommet i ettertid.

Tilsvarende har C-kolonnene beholdt den differensierte oppholdstiden fra 2016, men har imidlertid fått en lavere oppholdstid under driftsperioden på over ett år. Tatt i betraktning at volumstrømmen er 67% redusert i tracer-testen utført i 2017, gir dette en relativ klar indikasjon på at det er noe forstyrrelser i filtermassen siden oppholdstiden har gått ned.

D-kolonnene er de eneste som har fått minsket sin differanse seg i mellom, og det kan tenkes at systemet inne i kolonnen har på den måte fått eliminert flere av strømningene som foregikk i makroporene.

Kolonne A1 fikk oppstuvning under utføringen av tracer-testen og spekulasjonen er at kolonnen har fått en gjentetning som gir synlig effekt, potensielt kan biomasse være årsaken. Begrunnelsen for tanken er at kolonne A1 viste ikke en umiddelbar økning i ledningsevne, men en svært sakte stigning i EC-verdi. Dette gjenspeiler et bildet hvor vannmengden stoppes av biomassen og gir en dispersjon av vannmengden gjennom massene og dermed en fortykning av konsentrasjonen. Av den grunn må gjentettingen være lokalisert et stykke over utløpsrøret. Det er rimelig å tro at kolonne A1 gjenspeiler en aktuell situasjon som er å finne ute i felt på eldre anlegg.

Et forsøk på å interpolere kurven til A1 ble gjort, men R^2 koeffisienten fikk for liten verdi og kurvetilpassingen er derfor å anses som lite nøyaktig.

Oppbygging av kolonnene har blitt utført med en geotekstilduk mellom filterlagene (Eregno, 2017b). Dette ble utført før forfatter sin studie av kolonnene og en fullstendig forklaring er derfor vanskelig å gi. Imidlertid med multiple tekstilduker i oppbygningen (figur 28), mellom hver type filtermasse, vil det kunne skape fordrøyninger av saltkonsentrasjonen gjennom filtermassen og en kortslutning av strømningen blir dermed vanskeligere tyde.



Figur 28: Skisse av antatt strømningsmønster for kolonner med multiple geotekstilduker.

5.2 Standardparametere

I tabell 5 er gjennomsnittlig innløpskonsentrasjon til kolonnene angitt for tre forskjellige perioder. I denne perioden har samtlige parameter fått en fordobling i sin konsentrasjon noe som påfører filterkolonnene en dobbel belastning.

5.2.1 Organisk materiale

Det organiske materiale er nesten opptil tre ganger så mye i innløpet til kolonnene enn det var i 2016 (tabell 5), og vil derfor trolig affekttere retensjonsevnen til filtermaterialene. Basert på noen få målinger i figur 15 indikeres det hvilken av kolonnene som opptar mest organisk materiale. Det eksisterer kun målinger av KOF siden biologisk nedbrytbart materiale var for største parten under deteksjonsgrense ved innløp til kolonnene. En registrert innløpskonsentrasjon er på 43,7 mg O₂/l med en utløpskonsentrasjon under deteksjonsgrensen. Av den grunn kan det anses at kolonnene har rikelig med mikroorganismer for biologisk nedbrytning av organisk materiale, men kolonnene kan ikke skilles etter hvilken som har best substans av mikroorganismer. Det er ikke blitt utført noen nitrat målinger.

Resultatene for KOF i figur 15 angir et skille for kolonnene hvor B-kolonnene reduserer best det organiske materialet, etterfulgt av D-kolonnene. B-kolonnene har tilsvarende best retensjon av suspendert stoff og det kan antas at løst- og partikulært organisk materiale blir både adsorbent og fysisk tilbakeholdt.

Verdiene for en høyere konsentrasjon av SS i utløpet enn innløpet av kolonnene kan ikke verifiseres siden forfatter selv ikke har tatt prøven, men det er oppdaget at utløpsrør kan avgir partikler under andre eksperimenter, i tillegg som nevnt tidligere er det ikke sikkert at filteret har blitt tørket i en tørkeovn før bruk.

Renseeffekten til fargetall ser tilnærmet ut til å stemme overens med renseeffekten av organisk materiale. For kolonnene med løsmasse kan avviket med fargetall i forhold til organisk materiale skyldes en forsterket farge grunnet assosiasjonen med jern (Ødegaard et al., 2012).

For A-kolonner er renseeffekten for organisk materiale, farge, SS og turbiditet noe lavere enn for resterende kolonner og det kan tyde på at kolonnene avgir noe partikulært organisk materiale, sett parameterne under ett.

5.2.2 pH

pH til kolonnene er å regne som stabil, og alle ligger mellom 7-7,5. Det vil derfor være lite som påvirker mikroorganismene sine egenskaper i det intervallet. Det er imidlertid ikke definert noe isoelektrisk punkt for filtermassene, så det kan ikke angis om målt pH har en effekt på de forskjellige typene filtermaterialer.

5.2.3 Total fosfor

Tilstanden på filtermassene viser i figur 19 at adsorpsjon virker over tid å tiltrer i mindre grad hos samtlige. Av filtermassene er det B-kolonnene og C-kolonnene som har best retensjon av fosfor, under også denne perioden. Det kan ha en sammenheng med det potensielle antall kompleksbindinger som finnes i løsmasse-materialet i kolonnen, det vil si metalloksider som foreligger i jorden. Av resultatene er det tydelig at hydroksidene av Fe og Al har en relativ betydning for retensjon av fosfor, og løsmasse-materialet i B og C ble ansett av Reiakvam (2016) å ha en rustbrun farge.

Ved å sammenlikne kolonne A2 og B, og den forskjellen mellom kolonnene (B-kolonner ytterlige 15 cm løsmasse enn A2), vil indikere hvor stor andel av retensjon som potensielt tiltrer i løsmasse-laget i dette tilfellet. Tatt i betraktning at oppholdstiden til A2 er relativt lengre enn for B-kolonner, bekrefter teorien at det er avgjørende hva slags egenskaper filtermassen har for retensjon av P, som går foran den påvirkningen kontakttiden utgjør.

I D-kolonner er største andelen av filtermassen knust stein, men med et overlag av 30 cm Filtralite. For A2 består filtermassen av 15 cm Filtralite. Filtralite har i motsetning til knust stein en god andel med metallhydroksider som kan kompleksbindes med fosforet, også her understrekes det at fosforet har potensielle flere muligheter for kjemiske sorpsjoner grunnet økt overflateareal i D-kolonne, sett at det ikke er noen forstyrrelser i A2 kolonnen som gjør at den avviker.

Mellom kolonnenes replikaer er det A-kolonnene som har størst differanse på retensjon av fosfor, der kolonne A1 har over 10% mindre renseeffekt enn replikaen A2. Kolonne A1 har under perioden hatt synlige oppstuvninger over filtermassen, og på bakgrunn av oppbygningen til disse kolonnene, er det mest sannsynlig at Filtralite grunnet sitt innhold av metalloksider er det materialet som primært står for retensjon av fosfor i denne kolonnen, og med den antakelse kan en estimere hvor en potensielt gjentetting befinner seg – i grensesjiktet mellom fin sand og Filtralite. Medført blir Filtralite gjentatte ganger stående i mettet forhold, og om det tiltrer over lengre tid kan anoksiske forhold gi en reduksjon i jernkompleksene som vil frigi fosfor.

A-kolonnene har en vesentlig lavere renseeffekt av både tot-P og organisk materiale og avgir derfor antakeligvis mer organisk bundet fosfor enn de andre kolonnene. Med mengden organisk materiale som utvaskes vil konsentrasjonen av organisk bundet fosfor øke i utløpet, og dermed konsentrasjonen tot-P. Tilsvarende forhold kan finnes mellom B- og C-kolonne der utslippet av organisk materiale er noe høyere for C enn for B, hvorpå B har en høyere renseeffekt av tot-P.

Det synes også at konsentrasjonen inn til infiltrasjonsgrøftene virker å påvirke graden av retensjon, resulterende til mindre ved lavere konsentrasjoner. Konsentrasjonene av tot-P har hatt stor variasjon i innløpet til kolonnene, og en noe svak økning sett over hele spekteret (figur 25), muligens forskyldt av den utsatte servicen på biofilteret.

5.2.4 Total nitrogen

Samtlige kolonner har en lavere konsentrasjon i utløpet, for utenom B-kolonne, som har ved to av tre prøver en høyere konsentrasjon i utløpet enn innløpet. Nå er konsentrasjonen oppgitt i tot-N som inngår organisk nitrogen, ammonium (NH_4^+), nitritt og nitrat (Tchobanoglous et al., 2014b), og hvor stor andel som foreligger av hver i utløpet til B-kolonne kan derfor ikke avgjøres. Imidlertid har det vist at B-kolonner har en høy renseeffekt av organisk materiale og belastningen av organisk materiale har vært høy under perioden noe som kan senke en nitrifikasjonsprosess i kolonnen.

Eventuelt ved å snu på det kan også en større andel foreligge som nitrat i det totale nitrogenet som gjør at konsentrasjonen øker, men det er vanskelig å definere om det skyldes utlekking av nitrat. Det er ikke blitt foretatt nitratmålinger.

5.2.5 Turbiditet og suspendert stoff

Parameterne er veldig varierende og viser lite sammenheng i en vurdering. Av figur 17 (turbiditet) og figur 18 (SS) kan det tydes at den 01.03.2017 var utløpsvannet til flere av kolonnene svært turbid, og for C2 forelå en større andel av partiklene under 1,2 µm i størrelse. Motsatt resultat vises i kolonne D den 03.03.2017 da renseseffekten av turbiditet har vært god, men mer SS har forekommet i utløpet enn innløpet til kolonnene. Begge tilfeller vil kunne gi en forurensning av patogene mikroorganismer til miljøet, men på bakgrunn av de målingene som ikke korrelerer må renseseffekten for SS dessverre anses å ha en feilkilde og da trolig mangel på tørking av filteret før bruk.

5.2.6 Total koliforme bakterier (TKB) og *E.coli*

Både C1 og C2 har fått en kortere oppholdstid i sin filtermasse over tid, noe som er motsatt av forventet. I tråd med lavere oppholdstid har kolonnene også fått en dårligere retensjon av total koliforme bakterier (TKB) og *E.coli*. Resultatet samsvarer med andre studier og den oppfatningen at lengre oppholdstid gir mer tid for en reaksjon (Heistad et al., 2009a). Med utgangspunkt i forventet renseseffekt i tabell 1, er ikke C-kolonne i nærheten av det som er forventet. Det er verdt å merke seg at C-kolonne er kolonnen som er oppgitt i VA/Miljøbladet hvor tabell 1 er uttrykt.

Ved å unnlate å skille mellom replikaene, men se de under ett, vil B-kolonne være å betrakte som den kolonnetypen som har best retensjon. Kolonnen har en mindre lengde enn D, som viser sammenstilt under ett, en noe mindre retensjon enn B. Imidlertid har B en lengre oppholdstid og sannsynligvis da mindre makroporer for gjennomstrømning. Ionstyrken til de aktuelle kolonnene viser lite korrelasjon med retensjonen siden D-kolonner har en høyere ionestyrke enn B, men egenskapene til filtermaterialet i B har trolig mer metalloksider enn filtermaterialet til D og derfor teoretisk sett en større tilfestningsratekoeffisient.

Det er en vesentlig forskjell i retensjon av bakterier mellom replikaene til D, over 1,5 log reduksjon. Det er derfor naturlig å se om det er noen andre relevante forskjeller å finne mellom D-kolonnene. Av forskjeller har D2 en noe lengre oppholdstid, men både pH og ionestyrke er nokså like for kolonnene. Det er derfor plausibelt at det er noe irregulariteter mellom oppbygningen av filtermaterialet som skaper denne forskjellen, potensielt makroporer som tar opp strømmingen gjennom filteret.

Korndiameteren for filtermaterialenes D₅ er større enn bakterier og fremmer derfor ikke «fastkiling», men med utviklet biofilm er forventningen at effekten av porestørrelsene minimalisere og betingelsene for «fastkiling» og adsorpsjon forbedres. Derimot har retensjonen gått ned i samtlige kolonner, og potensielt kan mengden biomasse være av en slik dimensjon at det skaper et endret strømningsmønsteret inne i filtermaterialet (Stevik et al., 2004).

En annen årsak som kan hindre retensjonen av bakteriene er den økte mengden av organisk materiale som er i gråvannet, noe som gir en konkurranse om den ladde overflaten på filterpartiklene.

Når det kommer til retensjonene av TKB i forhold til *E.coli* viser det en bedre retensjon av *E.coli*, noe som tilsier at egenskapene til mikroorganismene varierer nok til å skape en redusert retensjon på ca. 0,5 log (figur 20 og 21 sammenstilt mot hverandre) for TKB i forhold til *E.coli*. Siden koliforme bakterier kan formere seg utenfor tarmen kan det være

mulig at den reduserte retensjonen av TKB forskyldtes ett høyere antall av TKB inne i filtermassen i en velutviklet biomasse, som tidligere uttrykt av Engström et al. (2015) kan biomassen opprettholde et fuktig miljø beskyttende mikroorganismene fra stressfaktorer i miljøet. Det er i rommet der anlegget står en variasjon av temperatur mellom 15-20°C.

Med tanke på resultater av suspendert stoff og turbiditet er det mye avvikende resultater og det foreligger flere resultater for parameterne TKB og *E.coli*, en korrelasjon mellom disse parameterne blir derfor vanskelig å fremstille, men normalt anses det å være at med økt suspendert stoff er det større risiko for mikroorganismer i vannet (Ødegaard et al., 2012).

Mengden SS har økt betraktelig for denne perioden koblet opp mot perioden som var under Reiakvam (2016) studie, det er en mengde som kan multipliseres opp med åtte og vil ha en effekt på retensjonen av mikroorganismer.

Overraskende på grunn av sin oppstuvning, har kolonne A1 1 log reduksjon bedre retensjon enn A2 for bakterier, som vil tenkes at gjentettingen i filtermassen til A1 forårsaker en forbedret retensjon av mikroorganismer og en lengre oppholdstid. I det tilfellet er det rimelig å anta at gjentettingen skaper en dispersjon av konsentrasjonen over filtermassen slik at et større overflateareal blir benyttet. Årsaken til at denne effekten ikke finner sted for fosfor vil trolig skyldes at filtermassen er av fin sand under Filterlite-materialet. Det vil derfor når det kommer til mikroorganismer være andre faktorer som i tillegg påvirker retensjonen enn metalloksider. Sand har sterke kapillærkrefter som vil kunne fremme «fastkiling» og har derfor en svakt høyere retensjon for *E.coli* enn for den mindre bakteriofagen *S.t.28B*.

5.3 Salmonella Typhimurium 28B

Under eksperimentet med *S.t.28B* har det blitt benyttet en lavere hydraulisk belastning og det kan derfor tenkes at vannfilmen var tynnere nå enn den var i studien til Reiakvam (2016). Av den årsak var det forventet at betingelsene for adsorpsjon var bedre. Resultatene i figur 23 viser imidlertid at retensjonsevnen har gått ned for flere av kolonnene.

Vært å merke seg er at retensjonen i C-kolonnene viser seg å være bedre for virus enn det er for bakterie, og det kan tenkes at det skyldes mer intim kontakt mellom mikroorganisme og filterpartikkel grunnet den tynnere vannfilmen rundt filterpartikkelen. Teorien støttes opp av retensjonen i D1, som er bedre ved viruseksperimentet enn ved normal driften, potensielt har modellorganismen i makroporene fått en lengre intimkontakt rundt filterpartikkel og fremmet adsorpsjon.

Det kan virke som «fastkiling» er en viktig mekanisme i B-kolonne grunnet at det er en retensjon av *E.coli* liggende mellom 2,5-3 logreduksjon, men for retensjon av virus ligger reduksjonen nær 1 log. Mye kan da tyde på at løst organisk materiale opptar plassen på overflaten for adsorpsjon. B-kolonnene har hatt best retensjon av organisk materiale og har ikke ved andre prøveresultater vist høye mengder av SS, det er derimot ikke analysert for andre parametere under viruseksperimentet som kan kobles opp til konsentrasjonene.

Når det kommer til en sammenligning mellom retensjonen av bakterie og virus tilsier resultatene at det klart kan foreligge patogene mikroorganismer selv om retensjonsevnen er god for *E.coli*. Det gjenspeiler seg i kolonne B i figur 23, retensjon av *S.t.28B*, og figur 21, retensjon av *E.coli*, hvor retensjonen for mikroorganismene er veldig forskjellig.

I følge figur 23 så er det enkelte av kolonnene som har større variasjon i målingene, D1 har ikke minket spredningen på målingene for sammenstillingsårene, noe som kan tyde på at det er irregularet i oppbygningen av filtermassen som medfører at retensjonsevnen varierer mye. Det er lite sannsynlig at det har forekommet bias under forsøket eller analyseringen ved begge årene for denne kolonnen, når tilfellet inntreffer ved begge forsøk.

Variasjonen på målingene til kolonne C2 har gått ned, samtidig som at retensjonsevnen har blitt mindre og mer stabil av den grunn av at C1 befinner seg innenfor samme log reduksjon, <1 log. Om den minket differansen på målingene skyldes lavere hydraulisk belastning kan tenkes, men en utviklet biomasse vil også minke irregularet i filtermassen som kan forårsake differansen i målingene.

Sett D-kolonner under ett, hadde kolonnene en bedre retensjon av bakterie i forhold til virus, men ved retensjonen av virus er D-kolonner to av de tre kolonnen som har fått en bedret retensjon. Resterende har blitt dårligere. Siden filtermaterialet i D-kolonner består av «subbus» vil innholdet av metalloksider være lite i dette materialet. Overliggende material er derimot 30 cm med Filtralite, et materiale med rikelig metalloksider. Resultatet av den grunn kan støtte oppunder tidligere studier om at retensjon hovedsakelig foregår i de øverste cm av filtermassen (Wang et al., 1981, Gerba and Lance, 1978), men dersom én ser på lengden til kolonnen er den tilstrekkelig til å oppnå ytterlig reduksjon slik Lance et al. (1976) oppdaget ved passering av påskyttende 38 cm filtermasse.

Forbedringen av retensjonen til D-kolonner i forhold til tidligere periode er vanskelig å definere eksakt, men en økt biomasse vil kunne fremme adsorpsjonen, om ikke økningen er et direkte resultat av lavere hydraulisk belastning. Annet som også er verdt å merke seg er at D-kolonner har en høyere ionestyrke enn resterende kolonner, etterfulgt av kolonne A1 som også har fått en forbedret retensjon.

For A1 sett mot replika A2 vil en gjentatt biomatte kunne forklare forskjellen på retensjon av virus, som for bakterie, for de to kolonnene. Biomatten kan også i dette tilfellet gi en forbedret retensjon på ca. 1 log, sammen med den korresponderende økte oppholdstiden i filteret. Oppholdstiden har ingen avgjørende effekt på økt retensjon hos resterende kolonner.

Det kan til en grad ses bort i fra usikkerheten om at steady state ikke har inntrådt, men blitt avsluttet for tidlig, og at resultatene av den årsak vil etter Schijven and Hassanizadeh (2000) mening gi feilaktig bedre retensjonsevne enn faktisk. Resultatene kommet frem av forsøket tilsier at filterkolonnene har fått en vesentlig dårligere retensjonsevne enn for tidligere periode og vil ikke bli bedre, men verre om forsøket ikke inntraff steady state.

5.4 Tilstanden på anlegget

Alle kolonnene har ved sammenligning av testperiode 2 i 2016 fått en dårligere retensjonsevne med tiden. Muligens har anlegget blitt utsatt for en overbelastning, både i form av den hydrauliske arealbelastningen på 150 l/m²/døgn, men også at innløpskonsentrasjonen til filterkolonnene har fått en flerdobling i konsentrasjonen av organisk materiale og mikroorganismer. Dersom det foreligger mye løst organisk materiale vil dette kunne oppta overflaten på filterpartiklene. Potensielt kan en overutviklet biomasse også gi forstyrrelser i filtermaterialet.

En annen årsak til forstyrrelser i kolonnene kan være grunnet oppbygningen med geotekstilduk mellom de forskjellige filtermaterialene. Potensielt vil duken fungere som en

sperring grunnet en velutviklet biomatte dannet i duken slik at oppstuvning tiltrer inne i filtermassen. Oppstuvningen vil gi mettet forhold inne i filtermassen og eventuelt en trykkgradient som kan redusere evnen til «fastkiling» ved aktuelle plasser i filteret.

Basert på at arealet er begrenset av kolonnen vil horisontal infiltrering bli kortsluttet av kolonneveggen ved oppstuvning, hvorpå gråvannet kan filtrere ned langs veggen, resulterende til å unngå filtermaterialet. Veggene på kolonnene er tilsynelatende glatte i overkant av filtermassen, og det vil antageligvis være noe biofilm på sideveggen dypere i filtermassen, men til hvilken grad det vil ha for å hindre en potensiell kortslutning er vanskelig å si. Det kan bare antas at gråvannet fra biofilter vil få en langt dårligere renseseffekt langs kanten på veggen til kolonnen. Med utgangspunkt i tracer-testen kan mye tyde på at det er kortslutninger i filtermassen, og D-kolonner som har minst differanse i oppholdstid har også sannsynligvis kun en geotekstilduk mellom de to forskjellige filtermaterialene. Differansen i C-kolonne vil trolig ikke skyldes geotekstilduk.

Oppsummert:

- A- Har jevnt over vært den kolonnetypen som har hatt dårligst rensesevne på samtlige parametere. A1 har hatt bedre retensjon av mikroorganismer enn A2. A2 har fått senket retensjon i mellom periodene. A1 har hatt synlig oppstuvning og har lengst oppholdstid av kolonnene. A1 har en noe høyere ionestyrke enn A2. Stor variasjon mellom replikaene.
- B- Har en god renseseffekt på både fosfor og organisk materiale. Bedre retensjon av bakterier enn virus. Retensjonen av fosfor og mikroorganismer har sunket mellom periodene. Forholdsvis like resultater mellom replikaene, men mulig noen kortslutninger inne i filtermassen. Har hatt høyere utslipp av tot-N enn i innløp.
- C- Noe dårligere renseseffekt av organisk materiale og fosfor enn B-kolonner. Retensjonen av mikroorganismer har sunket betraktelig. Oppholdstiden har sunket og kolonnene har svakest ionestyrke av de resterende. C1 presterer noe bedre enn C2.
- D- Har fått dårligere renseseffekt av fosfor, god renseseffekt for organisk materiale. Forbedret resultat av retensjon av modellorganisme, retensjon av bakterie har blitt dårligere mellom periodene. Noe variasjon mellom replikaene i resultat av retensjon av mikroorganismer. D-kolonner er kolonnene med høyest ionestyrke.

5.5 Desorpsjon

5.5.1 S.t.28B

Med utgangspunkt i DLVO teorien om synkende ionestyrke hadde innløpsvannet en ledningsevne på 138 $\mu\text{S}/\text{cm}$. pH var 7,44 og ga ingen variasjon for kolonnene.

Kolonnene ga en desorpsjon på mellom 4-18%, der enkelte av kolonnene med større konsentrasjon av gjenværende modellorganisme i filtermassen fikk en større prosentandel av desorpsjon. Det skiller seg imidlertid på desorpsjon mellom kolonne B2 og D1 som har høyest gjenværende konsentrasjon, der D1 har en desorpsjon som er nærmere 12% større. Forskjellen mellom B-kolonne og D1 er i tillegg til at det potensielt er mer metalloksider i B, har D1 en normalt høyere ionestyrke enn B-kolonner og vil derfor få en mulig større influens av innkommende ionestyrke. Samtidig kan

Under tiden etter simuleringen var andelen for desorpsjon i kolonne B noe lik mellom replikaene, på 5,9-6,4%. Andelen er noenlunde lik som desorpsjonen Quanrud et al. (2003)

fikk på 7,8% frambragt av endring i ionestyrke. Effekten av nedbør gir da på tross av forskjellige fremgangsmåter en til dels lik prosentandel. Tilsvarende fikk A2 en desorpsjon på 5,34%, ikke langt unna verdien for B-kolonner.

Det var imidlertid et stort avvik mellom replikaene av D-kolonne, som avskriver teorien om at D1 ble sterkere influert av ionestyrke enn andre kolonner. Av den årsaken må det være andre ting som affektere resultatet. I figur 23 er resultatene for retensjonen av modellorganismen, og basert på reduksjonen kolonnene har, kan en sammenheng ses ut i fra hvilken kolonne som har hatt størst desorpsjon. - D1 fikk både høyest retensjon og desorpsjon, B-kolonner hadde høyere verdier enn A2 og C-kolonner, ved både retensjon og desorpsjon. Derfor kan det tenkes at i dette tilfellet har tilfestningsraten en sammenheng med løsrivelsesraten. Etter teorien vil tilfestningseffektivitetsfaktoren α være større for de kolonnene med mer retensjon enn de med mindre retensjon. Av resultatene har de kolonnene med høyest α vært de samme som igjen fikk en større desorpsjon. Hvor mye den potensielle energibarrieren steg under forsøket kan ikke svarers på, men ut ifra resultatene kan det syntes at desto høyere α og tilfestningsraten var, desto lettere påvirkelig var den. Om dette er forskyldt at modellorganismen har fortere fått interaksjoner med biomasse, og derfor en mulig svakere binding er usikkert, men en større andelen av modellorganismen kan i dette tilfellet trolig ha en tiltrekningskraft som virker i større partikkelavstand ved sekundær energiminimum (figur 5).

Av alle kolonnene er det C-kolonnene som har den laveste beregnede desorpsjonen. Årsaken til lav desorpsjon skyldes antakeligvis skillet mellom C-kolonnene fra resterende kolonner. Forskjellen er at C-kolonner er kolonnene med normalt den laveste ionestyrken og en filtermasse med rikelig metalloksider. Filtermassen kan dermed gi en bufferkapasitet når mikroorganismen transporteres lengre ned i dybden, og sammenlagt med ionestyrke kan disse elementene være en forklaring på resultatet.

Det er ikke blitt foretatt noen undersøkelser om hvor hen i filtermassen det har skjedd en mobilitet, men under forsøket til Gerba and Lance (1978) ble det ved tilsetning av deionisert vann umiddelbart etter tilførsel av avløpsvann, påvist en mobilisering av virus i øvre del av deres jordkolonner, men derimot ingen mobilisering dypere enn 80 cm.

D1 har en filtermasse på 80 cm, tilsvarende D2, men variasjonen mellom dem er stor. Det kan ikke basert på variasjonen fremlegges noe eksakt svar på hvorfor det foreligger en større andel av reversible adsorpsjoner i D1 fremfor de andre kolonnene, men det var under eksperimentet en veldig høy hydraulisk belastning som vil kunne ha gitt opptredende skjærkrefter rundt filterpartikkel. Grunnen til at dette kan ha hatt en større påvirkning på D1 kan skyldes makroporer i filtermassen. D1 hadde ved retensjon av mikroorganismer tvetydige resultater som kan skyldes akkurat makroporer, og av den grunn kan høyere hydraulisk belastning føre til mer strømning gjennom makroporene, med da vedvarende makroporer gjennom filtermassen blir bufferkapasiteten sannsynligvis lav i filtermassen resulterende til et resultat av en større prosentandel desorpsjon.

En annen interessant hendelse som intraff forårsaket av simuleringen var plutselige resultater som viser en brattere regresjon i kurven tilhørende figur 25, noe som indikere en tilsynelatende opptredende retensjon. Hendelsen lar seg ikke lett forklare, men det er mulig at de økte vannstrømmene ble transportert i makroporer skapende en forynning av konsentrasjonen modellorganisme. Hendelsen intraff for samtlige kolonner utenom D1-

kolonne, som igjen motstrider med aktuell forklaring for desorpsjonen i D1. Hendelsen må derfor stå som uforklart.

Forsøket ble utført med en høyere hydraulisk belastning enn normalt, men allikevel tyder det på at maksima for kurven etter punkt for simulert nedbør (figur 25) ikke er blitt registrert. Estimeringen som har blitt brukt for prøvetakningen baserer seg på oppholdstiden utført av Reiakvam (2016), siden det var ønskelig å vente med å tilsette NaCl i systemet før etter prøvetakning var ferdig. Dessverre har prøvetakningen blitt avbrutt for tidlig, noe som også har resultert til at desorpsjonsarealet potensielt skulle ha vært større.

A1 hadde under forsøket oppstuvning og kurven i figur 25 viser en svak regresjon for kolonnen. Kurvetilpassingen til A1 er ikke nøyaktig nok til å gi resultat for desorpsjon.

5.5.2 Fosfor

Simuleringen av nedbør ga at sammensetningen av filtermediet er relevant, det var de kolonner inneholdende morene jord som hadde minst desorpsjon, det vil si at fikseringen mellom fosforet og overflaten på jordpartikkelen ble ikke lett løselig.

Kolonnene utga i starten en høyere konsentrasjon, før en nedgang gitt i figur 27. For flere av kolonnene hadde dette en sammenheng med turbiditet i vannet. Potensielt kan det ha skjedd en mobilitet i filtermassen grunnet filterkolonnene sin tidligere hviletid. Det viser seg også at ionestyrken steg noe i filtermassen hos B-kolonnene rundt 5 timer (ikke langt unna oppholdstiden til filterkolonnen), selv om ionestyrken i innløpet var lavere. Deretter sank ionestyrken. C-kolonnene opptrådte derimot med en økning av ionestyrke etter passert oppholdstid, kolonnene hadde kun retensjon under tilførselen av nedbør.

Med tanke på oppholdstiden til kolonnene er det ingen markant sammenheng med utløpskonsentrasjonen. Kurven i figur 27 viser kun en til dels økende trend. I tillegg til kurven i figur 27, er det et tilskytende areal, oppgitt som dreneringsarealet. Arealet har sine usikkerheter, men viser at når vannmengden drenerer ut av filtermassen øker gjennomsnittskonsentrasjonen ut av massene.

Av figur 27 kan innløpskurven gi en indikasjon på hvor høyt et likevektspunkt av fosforkonsentrasjon vil ligge for de forskjellige kolonnene.

I sammenstillingen gitt i vedlegg D er parameterne turbiditet, EC og pH sammenstilt med desorpsjon av tot-P.

Kolonnene som tydelig viste en klar korrelasjon mellom ionestyrke og desorpsjon i vedlegg D, var type D og B. Resterende kolonner hadde noe variasjon, men ved å betrakte enkelte målinger i andre kolonner vises den samme korrelasjonen. I tillegg synes det å være en invers korrelasjon mellom ionestyrke og pH, når pH gikk opp sank ionestyrken.

pH i seg selv kom trolig aldri til et avgjørende punkt som ga synlige resultater på løselighet av fosfor mellom de ulike bindingene. pH lå stabilt mellom 6,5-7,5, noe som ikke er så langt unna normalen ved drift. For å kunne løseliggjøre forbindelsene basert på pH må en mer markant endring utføres. Temperaturen lå jevnt på ca. 18°C, ikke særlig forskjellig fra normalt i og med at regnvannet ble oppbevart i samme rom under eksperimentet.

I forhold til metningen som var kalkulert til å være inne i filtermassen, viser det at det er en korrelasjon mellom høy adsorpsjonskapasitet til filtermassen og muligheten for desorpsjon.

Det viser at en høyere metning i filtermassen nødvendigvis ikke gir et potensial for mer desorpsjon, tvert imot om filtermassen har gode fikseringskapasiteter vil en mindre desorpsjon inntreffe. Dette vil være forskyldt av filtermassen sin egenskap da de fire filterkolonnen som utga minst desorpsjonsareal hadde løsmasse i sin oppbygning, og for C-kolonnene som kun hadde adsorpsjon under simuleringen består filtermassen stort sett av løsmasse. Det er imidlertid ikke blitt undersøkt hvor høyt innhold det er av metallhydroksidene Al_{ox} og Fe_{ox} i løsmassene, men om løsmassen i C-kolonne har et lavt forhold mellom Fe_{ox} og Al_{ox} vil det potensielt være utslag for mindre desorpsjon av P (Schroeder et al., 2004). Det vil si at en økt mengde av Al_{ox} er assosiert med en lavere utlekking av P (Schroeder et al., 2004). Filtralite har et antatt forhold mellom Fe_{ox} og Al_{ox} på 0,42 (Saint-Gobain AS, 2017). Skal hele filtermaterialet stilles under ett har imidlertid kolonne C en høyere fosforfikseringskapasitet lengere nede i kolonnen.

Selv om turbiditeten til C-kolonnene var noe høyere enn for B-kolonnene, sett kolonnetype under ett. Kan det tyde på at C-kolonne hadde lavt innhold av fosfor i den nedre del av massene, om det var den delen som avga mer partikler. Turbiditeten til A-kolonner var forholdsvis høy og for A1 kan en større fraksjon av fosforet være partikulært. Motsatt resultat var å finne i D-kolonner der turbiditeten var lav, noe som kan tilsi at desorpsjonen inneholdt mest oppløst fosfat. Den hydrauliske belastningen er lavere enn ved normal drift og utelukkes derfor som årsak for turbiditeten.

A1 kolonne hadde et jevnt høyere utslipp av fosfor enn de andre kolonnene, og har tidligere hatt gjentatte oppstuvninger i filterkolonnen. Dette inntraff ikke ved dette eksperimentet, men potensielt kan en trykkgradient i filteret medfører til opptrødende skjærkrefter mellom jordpartiklene som resulterer til høyere utslipp av utfellinger med metallfosfat. Kolonne A1 kan anses som en av de kolonnene som er mest uforutsigbar, og for desorpsjon av fosfor indikerer kolonnen at infiltrasjonsgrøfter som har potensielle oppstuvninger i filtermassen vil kunne ha en større sjanse for forurensning av grunnvannet med fosfor.

Ved å studere kolonnene med høyest desorpsjon, skiller de seg ut med å ikke ha et løsmasse lag før mettet sone, av den grunn er det rimelig å fastslå at beliggenheten og egenskapene til løsmassejorden gir en bufferkapasitet som minker utslippet av desorbent fosfor. Med andre ord bør det ut i fra resultatene foreligge en filtermasse med høy fosforfikseringskapasitet nederst før mettet sone.

Eksperimentet har sine begrensninger og kolonnen hadde en hvileperiode på ca. tre uker før simuleringen. Desorpsjonen som inntraff under eksperimentet med ekstremnedbør er imidlertid svært lav, på promillenivå, sett at massebalansen av akkumulert fosfor i filtermassen er korrekt. Imidlertid har andre studier vist at kalkulert mengde har vært langt større enn faktisk akkumulert fosfor i filtermassen (Eveborn et al., 2012). For å forsikre at andelen desorpsjon er forholdsvis lav kan en enkel omregning gjøres hvor man anser kun at 15% av forventet akkumulert fosformengde faktisk gjenstår i filtermaterialet, noe som vil for kolonne A1 gi underkant av 0,94% desorpsjon. Ved en omformulering kan man derimot si at kolonnene med størst mengde desorpsjon hadde en 2-2,5 ganger forhøyet utløpskonsentrasjon enn innløpskonsentrasjon.

Situasjonen kan imidlertid gi et annet bilde om nedbøren kommer umiddelbart etter tilførselen av gråvann, eller samtidig med tilførselen av gråvann. Derfor bør ikke påvirkningen av nedbør

ovenfor en infiltrasjonsgrøft skrinlegges med tanke på at desorpsjon av fosfor er lav siden det er så mange elementer som kan influere utfallet.

I figur 26 kommer det frem at konsentrasjonen av tot-P har vært svært varierende og ut i fra kurven syntes det at om konsentrasjonen blir vesentlig lavere enn tidligere blir det mindre adsorpsjon enn om konsentrasjonen er høy, referer da spesielt til situasjonen helt til slutt i kurven, ved datoene 27.02-03.03.2017.

5.5.3 Fosfor og modellorganisme under ett

Simuleringen av nedbør ved de to eksperimentene hadde veldig forskjellige betingelser, der eksperimentet med virus foregikk nesten umiddelbart etter belastningen mens for fosfor hadde kolonnene fått hvile etter belastning. I tillegg var det en lavere hydraulisk belastning under eksperimentet med fosfor, da ble kun nedbørmengde tilført i forskjell fra eksperimentet med modellorganisme som hadde en fordoblet hydraulisk belastning på filtermassene. Det er derfor akseptabelt å si at under nedbørsimuleringen på modellorganisme opptrådte en skjærkraft på filterpartikkel som igjen kan fremme desorpsjonen.

Men, det vil grunnet metoden for å estimere effekten til den fiktive nedbøren gjøre det vanskelig å trekke noen konklusjon, siden prosentandelen av desorpsjon i tilfellet med modellorganisme er basert den totale konsentrasjon av *S.t.28B* ved et bestemt tidsintervall. Derimot er prosentandelen for desorpsjon av fosfor tatt hensyn til en massebalanse over lengre tid.

Av de årsakene er det vanskelig å skulle eksakt si om mikroorganismer har en svakere binding enn fosfor, men det er blitt uttalt tidligere at kjemisk sorpsjon er å anse som sterkere (Montgomery, 1985). I henhold til resultatene for desorpsjon for både modellorganisme og fosfor har C-kolonner gitt minst desorpsjon, noe som igjen tyder på at filterkolonnen har en god bufferkapasitet med en dypere løsmasse før mettet sone. Meget mulig bør dette dype løsmasse-laget ha en lengde på over 15 cm opptil ca. 40 cm.

Basert på resultatene fra desorpsjonen av fosfor og retensjonsevnen av mikroorganismer i kolonne D kan det antas at D2 kan ha mer biologisk vekst i filtermassen som gir mer utslipp av organisk fosfor.

5.5.4 Metodikkskjevhet ved forsøkene

Det er klart at målingene er avsluttet for tidlig ved begge desorpsjonsforsøkene. Arealene som har blitt brukt til å finne hvor stor andel som har fått en desorpsjon i vedlegg C1 og C2 syntes å kunne ha et større areal siden endepunkt for måling av areal måtte settes til forsøkenes slutt.

En interpolering av kurvene for desorpsjon (figur 25 og 27) lot seg ikke gjøre med kun et målepunkt i regresjon. Medført kan flere av arealene være noe større og derfor vil prosentandelen for desorpsjon også være i tilsvarende økt størrelse. For desorpsjon av fosfor ble det imidlertid gjennomført en blandeprobe av drenert vann fra kolonnene over natten og med satte forutsetninger har desorpsjonen av fosfor fått et tilskyttende areal som delvis gjør opp for mistet areal.

6. Konklusjon

Over perioden som systemet har vært i drift har retensjonen av samtlige standardparametere blitt betraktelig redusert. Det kan tyde på at anlegget har blitt utsatt for en overbelastning. Forventningen var at retensjonen av mikroorganismer skulle bli forbedret over driftsperioden grunnet en velutviklet biofilm, men resultatene viser at overflatearealet virker å ha fått en mindre kapasitet for sorpsjon.

Retensjonen av *S.t.28B* angir tydelig at overflatearealet for adsorpsjon har gått ned for samtlige kolonner, D-kolonner har antakeligvis fått en forbedring grunnet biomasse i filteret. Tilsvarende forklaring kan ilegges A1. C-kolonner har derimot trolig en forstyrrelse i kolonnen, sett ved redusert oppholdstid og andre resultater.

Imidlertid er det vanskelig å konkludere noen entydig faktorer som gir disse resultatene da systemet er veldig kompleks, med mange variable faktorer.

Ting som derimot er kjent, er at biofilteret hadde flyteslam i sitt utløpskammer og utløpsvannet har hatt høy turbiditet. Innløpet til kolonnene har også hatt høyere konsentrasjon av organisk materiale, noe som vil kunne oppta tilgjengelige bindingsplasser. Det er også kjent at filterkolonnene har en geotekstilduk mellom lagene som potensielt skaper forstyrrelser i strømmingen gjennom filtermassen.

Resultatene kan overføres til anlegg i felt som ikke har tilstrekkelig driftsoppfølging. Manglende driftsoppfølging er generelt et utbredt problem for desentraliserte avløpsanlegg i Norge. Det bør tas i betraktning at resultatene i denne studien er fra et gråvannsanlegg som i utgangspunktet har en langt lavere belastning av organisk stoff, næringsstoffer og sykdomsfremkallende organismer, sammenlignet med blandet husholdningsavløp.

Det er vist at retensjonen i filtermassene påvirkes negativt av organisk materiale i innløpsvannet og den kumulative effekten over tid. Filtermaterialer som inneholder metalloksider/-hydroksider, med en forlenget oppholdstid og mer intimkontakt gir økt adsorpsjon.

Simuleringen av nedbør ga en desorpsjon for både modellvirus og fosfor. Det viste seg en sammenheng at dersom fjerningen av *S.t.28B* var høy vil det også være større mulighet for mobilisering ved endrede vannkjemiske forhold. Om dette skyldes svak binding til biofilm, i et sekundært energiminimum, er usikkert.

Endring av ionestyrke ga for både modellorganisme og fosfor utslag av desorpsjon. For desorpsjon av fosfor var endringen i pH ikke stor nok til å gi noen markant løselighet av de forskjellige bindingene til fosfatene, men lavere konsentrasjon av fosfor og ionestyrke ga utløpskonsentrasjoner opptil 2-2,5 ganger mer enn innløpskonsentrasjonen.

Andelen desorpsjon virker hovedsakelig å bli styrt av egenskapene i filtermaterialet, der en høyere andel av løsmasse gir mindre desorpsjon. Dette skyldes trolig de overflatekjemiske interaksjonene mellom funksjonelle grupper og fosfatet.

Kolonne A1 kan anses som en av de kolonnene som er mest uforutsigbar, og for desorpsjon av fosfor indikerer kolonnen at infiltrasjonsgrøfter med potensielle oppstuvninger i filtermassen kan avgi en høyere utlekking av fosfor.

Med økt klimaendring anbefales det derfor for å redusere effekten av desorpsjon knyttet til nedbør, at infiltrasjonsgrøfter blir bygget med et dypere lag av masse med god bindingskapasitet før mettete sone. Dybden på laget bør strekke seg over 20 cm basert på resultatene, potensielt ca. 40 cm. Dette har ifølge resultatene gitt en bufferkapasitet for både mikrorgansimer og fosfor.

6.1 Videre arbeid

På bakgrunn av resultatene kan det være interessant å se hvor dypt et slik bufferlag bør være før mettete sone. Dette ved å undersøke mobiliteten gjennom kolonnen. I tillegg kan utlekking av nitrat skape uheldige hendelser om større mengder ender opp i grunnvannet, Brady and Weil (1996) har tidligere omtalt hendelsen til å kunne inntreffe ved kraftig nedbør.

På bakgrunn av resultatene på den redusert retensjonsevne i filtermaterialet bør også løst organisk materiale som er å finne i hygiene artikler undersøkes nærmere. Potensielt utgjør disse stoffene en effekt ved infiltrasjon av avløpsvann, og det er av interesse å se hvor stor mengde som faktisk ender opp i grunnvannet.

Referanse liste

- ALLESTAM, G. & CARLANDER, A. 2000. Bacteriophages as tracers and hygiene indicator: Laboratory Manual. *In: SWEDISH INSITUTE FOR INFECTIOUS DISEASE CONTROL* (ed.). Solna, Sweden.
- BIRKS, R. & HILLS, S. 2007. Characterisation of Indicator Organisms and Pathogens in Domestic Greywater for Recycling. *An International Journal Devoted to Progress in the Use of Monitoring Data in Assessing Environmental Risks to Man and the Environment*, 129, 61-69.
- BJØRNSTAD, J. 2017. Konfidensintervall. *Store norske leksikon*.
- BRADY, N. C. & WEIL, R. R. 1996. *The Nature and Properties of Soils*, USA, Prentice-Hall International.
- BURGE, W. & ENKIRI, N. 1978. Virus adsorption by five soils. *Journal of Environmental Quality*, 7, 73-76.
- BÖRLING, K., BERGSTRÖM, L. & DJODJIC, F. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal Of Environmental Quality*, 33, 678-684.
- CACCIÒ, S. M., THOMPSON, R. C. A., MCLAUHLIN, J. & SMITH, H. V. 2005. Unravelling Cryptosporidium and Giardia epidemiology. *Trends in Parasitology*, 21, 430-437.
- CARLANDER, A., ARONSSON, P., ALLESTAM, G., STENSTRÖM, T. A. & PERTTU, K. 2000. Transport and retention of bacteriophages in two types of willow-cropped lysimeters. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 35, 1477-1492.
- CHU, Y., JIN, Y., BAUMANN, T. & YATES, M. V. 2003. Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns. *Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns*, 32, 2017-2025.
- CHU, Y., JIN, Y., FLURY, M. & YATES, M. V. 2001. Mechanisms of virus removal during transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 37, 253-263.
- DABKOWSKI, B. & WHITE, M. 2015. Understanding the Different Phosphorus Tests. *In: COMPANY, H.* (ed.). Colorado USA.
- DENOVIÒ, N. M., SAIERS, J. E. & RYAN, J. N. 2004. Colloid movement in unsaturated porous media. *Vadose Zone Journal*, 3, 338-351.
- DIZER, H., NASSER, A. & LOPEZ, J. M. 1984. Penetration of different human pathogenic viruses into sand columns percolated with distilled water, groundwater, or wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 47, 409.
- EIKEBROKK, B., GJERSTAD, K. O., HINDAL, S., JOHANSON, G., RØSTUM, J. & RYTTER, E. 2006. Giardia-utbruddet i Bergen høsten 2004: Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget. Trondheim/Oslo/Bergen/Stavanger.
- ELMERFORS, E. & RISE. Fungerar infiltrationsanleggningar. Fungerer egentlig infiltrasjonsanlegg?, 2017 Vitenparken Ås. Norsk vannforening.

- ENGSTRÖM, E., THUNVIK, R., KULABAKO, R. & BALFORS, B. 2015. Water Transport, Retention, and Survival of *Escherichia coli* in Unsaturated Porous Media: A Comprehensive Review of Processes, Models, and Factors. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45, 1-100.
- EREGNO, F. E. 2017a. RE: Informasjon angående rensesystemet. Type to NILSEN, K. B.
- EREGNO, F. E. 2017b. RE: Oppbygging av kolonner. Type to NILSEN, K. B.
- ERIKSSON, E., AUFFARTH, K., HENZE, M. & LEDIN, A. 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4, 85-104.
- ERSTAD, G., HEIR, O., BJØRNSGÅRD, I., BORGAN, Ø., PÅLSGÅRD, J. & SKREDE, P. A. 2006. *Matematikk 3MX*, H. Aschehoug & Co.
- ESHETU, M., KOZMINYCK, P. & HESITAD, A. 2014. Ecomotive A02 Greywater Treatment Plant: Final test report. Department of Mathematical Sciences and Technology, NMBU.
- EVEBORN, D. 2010. *Bed filters for phosphorus removal in on-site wastewater treatment: Removal mechanisms and sustainability*. Licentiate, Royal Institute of Technology.
- EVEBORN, D., GUSTAFSSON, J. P., ELMEFORS, E., YU, L., ERIKSSON, A.-K., LJUNG, E. & RENMAN, G. 2014. Phosphorus in soil treatment systems: accumulation and mobility. *Water Research*, 64, 42-52.
- EVEBORN, D., KONG, D. & GUSTAFSSON, J. P. 2012. Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term phosphorus removal. *Journal of Contaminant Hydrology*, 140-141, 24-33.
- FERGUS, T., HOSETH, K. A. & SÆTERBØ, E. 2010. *Vassdragshåndboka: Håndbok i vassdragsteknikk*, Bergen, Vigmostad & Bjørke AS.
- FHI 2014. Drikkevann i spredt bebyggelse og på hytta. Oslo: Folkehelseinstituttet.
- FHI. 2016. *Vaksinsajonsveileder* [Online]. Available: <https://www.fhi.no/nettpub/vaksinasjonsveilederen/vaksiner-mot-de-enkelte-sykdommene/rotavirusvaksinasjon---veileder-for/> [Accessed 18.05.2017].
- FJELD, E., BERGE, D., SKULBERG, O. & LØVIK, J. E. 1996. Økologiske forhold i Akersvannet. Norsk institutt for vannforskning.
- FLETCHER, M. 1977. The effects of culture concentration and age, time, and temperature on bacterial attachment to polystyrene. *Canadian Journal of Microbiology*, 23, 1-6.
- FONTES, D. E., MILLS, A., HORNBERGER, G. & HERMAN, J. 1991. Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology*, 57, 2473-2481.
- FRIEDLER, E. 2004. Quality of Individual Domestic Greywater Streams and its Implication for On-Site Treatment and Reuse Possibilities. *Environmental Technology*, 25, 997-1008.
- GERBA, C. P. 1984. Applied and theoretical aspects of virus adsorption to surfaces. *Advances in applied microbiology*, 30, 133-168.
- GERBA, C. P. & LANCE, J. C. 1978. Poliovirus removal from primary and secondary sewage effluent by soil filtration. *Applied and Environmental Microbiology*, 36, 247.

- GERBO, C. P., GOYAL, S. M., CECH, I. & BOGDAN, G. F. 1981. Quantitative Assessment of the Adsorptive Behavior of Viruses to Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 15, 940-944.
- HARDALSEN, S. 2016. Ambisiøse og fremtidsrettede utslippstillatelser innenfor avløp for å møte befolkningsvekst og klimaendringer i Oslo og Akershus. *Vann*, 51. årgang, 419-425.
- HARPER, P. 2005. Labour Force Survey: Standard Errors. *In: STATISTICS*, A. B. O. (ed.). Australia.
- HEISTAD, A. 2008. *Small scale wastewater treatment: design optimization, reduction efficiency and risk prediction*. Dr. thesis, Norwegian University of Life Sciences.
- HEISTAD, A. 07.04.17 2017. *RE: Personlig kommunikasjon*. Type to NILSEN, K. B.
- HEISTAD, A., MOLIN, S., SEIDU, R., HANSSSEN, J. F. & STENSTRÖM, T. A. Deposition parameter estimation by column filtration with *Salmonella typhimurium* phage 28 B as a viral indicator. *Journal of Contaminant Hydrology*.
- HEISTAD, A., SCOTT, T., SKAARER, A. M., SEIDU, R., HANSSSEN, J. F. & STENSTRÖM, T. A. 2009a. Virus removal by unsaturated wastewater filtration: effects of biofilm accumulation and hydrophobicity. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 60, 399.
- HEISTAD, A., SEIDU, R., FLO, A., PARUCH, A. M., HANSSSEN, J. F. & STENSTROM, T. 2009b. Long-term Hygienic Barrier Efficiency of a Compact On-site Wastewater Treatment System. *Long-term Hygienic Barrier Efficiency of a Compact On-site Wastewater Treatment System*, 38, 2182-2188.
- HEISTAD, A., SEIDU, R., FLØ, A., PARUCH, A. M., HANSSSEN, J. F. & STENSTRÖM, T. 2009c. Long-term hygienic barrier efficiency of a compact on-site wastewater treatment system. *Journal of environmental quality*, 38, 2182-2188.
- HENDRICKS, D., POST, F. & KHAIRNAR, D. 1979. Adsorption of bacteria on soils: Experiments, thermodynamic rationale, and application. *An International Journal of Environmental Pollution*, 12, 219-232.
- HO, G. & ANDA, M. 2006. Centralised versus decentralised wastewater systems in an urban context: the sustainability dimension. *2nd IWA leading edge on sustainability in water-limited environments*. IWA Publishing, 81-89.
- HUBBE, M. A. 1985. Detachment of colloidal hydrous oxide spheres from flat solids exposed to flow 2. Mechanism of release. *Colloids and Surfaces*, 16, 249-270.
- HUYSMAN, F. & VERSTRAETE, W. 1993a. Effect of cell surface characteristics on the adhesion of bacteria to soil particles. *Biology and Fertility of Soils*, 16, 21-26.
- HUYSMAN, F. & VERSTRAETE, W. 1993b. Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: Influence of cell surface hydrophobicity and soil properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 83-90.
- JENSEN, P. D., S.A, J. & HEISTAD, A. 2006. Naturbasert rensing av avløpsvann: en kunnskapsammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. VA Forsk.
- JENSSEN, P. & VRÅLE, L. Greywater treatment in combined biofilter/constructed wetlands in cold climate. C. Werner et al (2003) Ecosan—closing the loop, 2nd int. symp. Ecological sanitation, Lübeck, Germany, GTZ, 2003.

- JETS 2013. Grey Water Treatment Plant, Ecomotive A02: Product No. GWTP902. 2 ed.: www.jetsgroup.com.
- KAPLAN, D. I., BERTSCH, P. M. & ADRIANO, D. C. 1993. Soil-borne mobile colloids as influenced by water flow and organic carbon. *Environmental Science and Technology*, 27, 1193-1200.
- KELLER, A. A. & AUSET, M. 2007. A review of visualization techniques of biocolloid transport processes at the pore scale under saturated and unsaturated conditions. *Advances in Water Resources*, 30, 1392-1407.
- KESWICK, B. H. & GERBA, C. P. 1980. Viruses in Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 14, 1290-1297.
- KNORR, M. 1937. Die Schutzzonefrage in der trinkwasser-hygiene. . *Das Gas-Wasserfach*, 350-355.
- KROGSTAD, T. 15.03.2017 2017. *RE: Utlekking av fosfor*. Type to NILSEN, K. B.
- KVITSAND, H. M. L. & FIKSDAL, L. 2010. Waterborne disease in Norway: emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water science & Technology*, 61, 563-571.
- LANCE, J. C. & GERBA, C. P. 1984. Virus movement in soil during saturated and unsaturated flow. *Virus movement in soil during saturated and unsaturated flow*, 335-337.
- LANCE, J. C., GERBA, C. P. & MELNICK, J. L. 1976. Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. *Applied and Environmental Microbiology*, 32, 520.
- LAPPIN-SCOTT, H. & COSTERTON, J. 1990. Starvation and penetration of bacteria in soils and rocks. *Experientia*, 46, 807-812.
- LECLERC, H., EDBERG, S., PIERZO, V. & DELATTRE, J. M. 2000. Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters. *Journal of Applied Microbiology*, 88, 5-21.
- LIBRALATO, G., VOLPI GHIRARDINI, A. & AVEZZÙ, F. 2011. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*.
- LOVDATA 2007. Forskrift om begrensnig av forurensning. *In: LOVDATA* (ed.). Oslo: Justisdep. Det juridiske fakultet.
- LUNDSTAD, E. 2013. Klimaendringer i Norge - Økt ekstremvær? *Norsk vannforening*. Trondheim.
- MAMO, M., GUPTA, S. C., ROSEN, C. J. & SINGH, U. B. 2005. Phosphorus leaching at cold temperatures as affected by wastewater application and soil phosphorus levels. *Phosphorus leaching at cold temperatures as affected by wastewater application and soil phosphorus levels*, 34, 1243-1250.
- MARZOUK, Y., GOYAL, S. M. & GERBA, C. P. 1979. Prevalence of Enteroviruses in Ground Water of Israel. *Ground Water*, 17, 487-491.
- MATTILSYNET 2014. Nasjonale mål for vann og helse.
- MCBRIDE, M. B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*, New York, Oxford University Press.

- MEIFANG, Z. & YUNCONG, L. 2001. Phosphorus-Sorption Characteristics of Calcareous Soils and Limestone from the Southern Everglades and Adjacent Farmlands. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1404.
- METEOROLOGISK INSTITUTT 2014. 17870 Ås - Rustadskogen: Perioden 1974-2012. Antall sesonger 36. met.no.
- METEOROLOGISK INSTITUTT, NVE, UNI RESEARCH & BJERKNES CENTER FOR CLIMATE RESEARCH. 2017. *Klimanormaler*. [Online]. Norsk klimaservicesenter. Available: <https://klimaservicesenter.no/faces/desktop/article.xhtml?uri=klimaservicesenter/Klimanormaler> [Accessed 07.05.2017].
- MILLS, A. L., HERMAN, J. S., HORNBERGER, G. M. & DEJESUS, T. H. 1994. Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand. *Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand*, 3300-3306.
- MONTGOMERY, J. M. 1985. *Water Treatment Principles and Design* New York, John Wiley and sons.
- MÆHLUM, T., KØHLER, J. C., JENSSEN, P. D. & HENSEL, G. R. 2009. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg: Forundersøkelse, befaring og detaljundersøkelse ved planlegging av mindre renseanlegg. Ås: Bioforsk.
- MÆHLUM, T. & NIBIO. Har infiltrasjonsanlegg i gode masser lang levetid. Fungerer egentlig infiltrasjonsanlegg?, 2017 Vitenparken Ås. Norsk vannforeing.
- NIBIO 2016. Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann: Nr.59. In: VA/MILJØBLAD (ed.) 2 ed.: VA/Miljøblad.
- NICHOLS, G., LANE, C., ASGARI, N., VERLANDER, N. Q. & CHARLETT, A. 2009. Rainfall and outbreaks of drinking water related disease and in England and Wales. *Journal of Water and Health*, 07, 1-8.
- NILSEN, V. Granular Filtration for Retention of Pathogens: Mechanisms and modeling. THT280 - Separate avløpsanlegg: Planlegging, prosjektering og vurdering av virkning, 2014 NMBU.
- NORSK KLIMASERVICESENTER 2017. IVF-verdier fra målestasjoner. Meteorologisk institutt, NVE, UniResearch og Bjerknes Centre for Climate Research.
- ORON, G., GOEMANS, M., MANOR, Y. & FEYEN, J. 1995. Poliovirus distribution in the soil-plant system under reuse of secondary wastewater. *Water Research*, 29, 1069-1078.
- OSLO VAV 2010. Retningslinjer for utslipp av sanitært avløpsvann fra spredt bolig-, fritids- og annen bebyggelse. Oslo: Vann og avløpsetaten.
- OTTOSON, J. & STENSTRÖM, T. A. 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37, 645-655.
- OTTOSSON, J. 2003. *Hygiene aspects of greywater and greywater reuse*. Mark och vatten.
- OXITOP 2013. Instruction manual: Operation of the Single Measuring System.
- PETTERSON, S. & ASHBOLT, N. 2003. WHO guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture: Microbial risk assessment section. *World Health Organ., Geneva, Switzerland*.

- PIEPER, A. P., RYAN, J. N., HARVEY, R. W., AMY, G. L., ILLANGASEKARE, T. H. & METGE, D. W. 1997. Transport and recovery of bacteriophage PRD1 in a sand and gravel aquifer: effect of sewage-derived organic matter. *Environmental Science & Technology*, 31, 1163.
- POWELSON, D. K., SIMPSON, J. R. & GERBA, C. P. 1990. Virus transport and survival in saturated and unsaturated flow through soil columns. *Journal of Environmental Quality*, 19, 396-401.
- POWELSON, D. K., SIMPSON, J. R. & GERBA, C. P. 1991. Effects of organic matter on virus transport in unsaturated flow. *Applied and Environmental Microbiology*, 57, 2192.
- QUANRUD, D. M., CARROLL, S. M., GERBA, C. P. & ARNOLD, R. G. 2003. Virus removal during simulated soil-aquifer treatment. *Water Research*, 37, 753-762.
- REGCLIM 2002. Mer variabelt vær om 50 år: Mer viten om usikkerheter. Oslo: Norsk Institutt for Luftforskning.
- REIAKVAM, M. 2016. *Reinsing av gråvatn i ulike lausmassefilter - eit kolonneforsøk*. Master, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- ROBERTSEN, K. R. & ASPLAN VIAK. Hvor godt fungerer dagens anlegg og hvordan etablere infiltrasjonsanlegg i dag. Fungerer egentlig infiltrasjonsanlegg?, 2017 Vitenparken Ås. Norsk vannforening.
- ROBERTSON, L. J., HERMANSEN, L. & GJERDE, B. K. 2006. Occurrence of Cryptosporidium Oocysts and Giardia Cysts in Sewage in Norway. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 5297.
- ROBERTSON, W. D. 2008. Irreversible Phosphorus Sorption in Septic System Plumes? *Ground Water*, 46, 51-60.
- RUCKENSTEIN, E. & PRIEVE, D. C. 1976. Adsorption and Desorption of Particles and Their Chromatographic Separation. *AIChE*, 22, 276-283.
- RUTTER, P. R. & VINCENT, B. 1984. Physicochemical Interactions of the Substratum, Microorganisms, and the Fluid Phase. In: MARSHALL, K. C. (ed.) *Microbial Adhesion and Aggregation*. Life Sciences Research Reports. Springer, Berlin, Heidelberg.
- RYAN, J. N. & ELIMELECH, M. 1996. Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107, 1-56.
- SAINT-GOBAIN AS. 2017. *Filtralite® nc 1,5-2,5* [Online]. Available: <http://www.filtralite.com/en/products/filtralite-nc-15-25> [Accessed 09.06.2017].
- SALLADE, Y. E. & SIMS, J. T. 1997. Phosphorus Transformations in the Sediments of Delaware's Agricultural Drainageways: II. Effect of Reducing Conditions on Phosphorus Release. *Journal of Environment Quality*, 26, 1579.
- SCHIJVEN, J. F. & HASSANIZADEH, S. M. 2000. Removal of Viruses by Soil Passage: Overview of Modeling, Processes, and Parameters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30, 49-127.
- SCHROEDER, P. D., RADCLIFFE, D. E., CABRERA, M. L. & BELEW, C. D. 2004. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff: effects of soil series variability. *Journal of environmental quality*, 33, 1452.

- SCHWAGER, A. & BOLLER, M. 1997. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, 35, 13-20.
- SCHWARTZBROD, L. & ORGANIZATION, W. H. 1995. Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sewage sludge in agriculture and aquaculture.
- SENORGE.NO 2017. Oppdaterte kart over snø-, vær- og vannforhold og klima.: Kartverket, NVE, met.no.
- SHARMA, P. K. & MCINERNEY, M. J. 1994. Effect of Grain Size on Bacterial Penetration, Reproduction, and Metabolic Activity in Porous Glass Bead Chambers. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 1481.
- SIEGRIST, R. L., TYLER, E. J. & JENSSEN, P. D. 2000. Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems. *National Research Needs Conference, Risk-Based Decision Making for Onsite Wastewater Treatment*. St. Louis, Missouri.
- SMITH, M., THOMAS, G., WHITE, R. & RITONGA, D. 1985. Transport of Escherichia coli through intact and disturbed soil columns. *Journal of Environmental Quality*, 14, 87-91.
- SNOEYINK, V. L. & SUMMERS, R. S. 1999. Adsorption of organic compounds. *Water Quality and Treatment: A handbook of community water supplies*. 5 ed.: McGraw-Hill.
- SSB 2015. Utslipp og rensing av kommunalt avløp. Statistisk sentralbyrå.
- STENSTROM, T. A. 1989. Bacterial hydrophobicity, an overall parameter for the measurement of adhesion potential to soil particles. *Bacterial hydrophobicity, an overall parameter for the measurement of adhesion potential to soil particles*, 142-147.
- STENSTRÖM, T. A., SEIDU, R., EKANE, N. & ZURBRÜGG, C. 2011. *Microbial exposure and health assessments in sanitation technologies and systems*, Stockholm Environment Institute (SEI).
- STEVIK, T. K., AA, K., AUSLAND, G. & HANSEN, J. F. 2004. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*, 38, 1355-1367.
- STEVIK, T. K., AUSLAND, G., JENSSEN, P. D. & SIEGRIST, R. L. 1999. Removal of E. coli during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. *Water Research*, 33, 2088-2098.
- STUDENTER THT201 2017. Laboratoriumrappporter på utførte øvelser i kurset.
- TCHOBANOGLIOUS, G., STENSEL, D. H., TSUCHIHASHI, R. & BURTON, F. 2014a. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, Metcalf & Eddy.
- TCHOBANOGLIOUS, G., STENSEL, D. H., TSUCHIHASHI, R., BURTON, F., ABU-ORF, M., BOWDEN, G. & PFRANG, W. 2014b. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, US, McGraw-Hill Education.
- THOMPSON, D. B. 2007. The rational method. *RO Anderson Engineering*.
- THOMPSON, S. S. & YATES, M. V. 1999. Bacteriophage Inactivation at the Air-Water-Solid Interface in Dynamic Batch Systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 65, 1186.

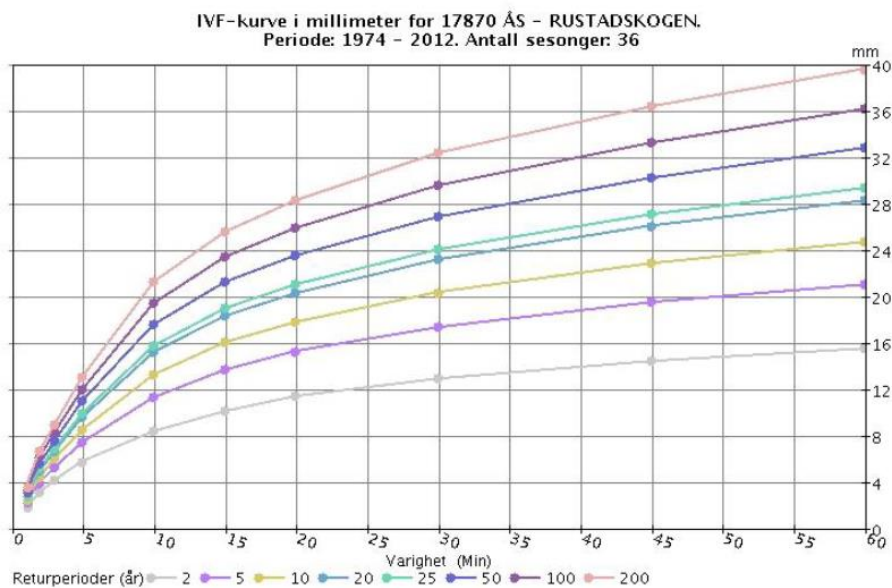
- THT 201 2014. Coli-18 for kvantifisering av koliforme bakterier og *E.coli*. In: IMT (ed.).
- TODT, D., HEISTAD, A. & JENSSEN, P. D. 2014. Load and distribution of organic matter and nutrients in a separated household wastewater stream. *Environmental Technology*, 1-28.
- TOLLAN, A. 2002. *Vannressurser*, Oslo, Universitetsforlaget.
- TOOR, G. S., CONDRON, L. M., DI, H. J. & CAMERON, K. C. 2004. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1429.
- TORTORA, G. J., FUNKE, B. R. & CASE, C. L. 2010. *Microbiology: An introduction*, Pearson Education.
- TUFENKJI, N. 2007. Modeling microbial transport in porous media: Traditional approaches and recent developments. *Advances in Water Resources*, 30, 1455-1469.
- TURNER, B. L. & HAYGARTH, P. M. 2000. Phosphorus Forms and Concentrations in Leachate under Four Grassland Soil Types. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1090.
- VAN DER VELPEN, M. & RINGEBU KOMMUNE. Opprydding i spredt bebyggelse: Erfaringer i kommunene. Fungerer egentlig infiltrasjonsanlegg, 2017 Vitenparken Ås. Norsk vannforening.
- VINNERÅS, B. 2002. *Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine*.
- WANG, D. S., GERBA, C. P. & LANCE, J. C. 1981. Effect of soil permeability on virus removal through soil columns. *Applied and Environmental Microbiology*, 42, 83.
- WESTLIE, L. Revidert VA-Miljøblad nr.59 Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann: Da er problemet løst? Hvor ligger utfordringene? Fungerer egentlig infiltrasjonsanlegg?, 2017 Vitenparken Ås. Norsk vannforening.
- WINWARD, G. P., AVERY, L. M., FRAZER-WILLIAMS, R., PIDOU, M., JEFFREY, P., STEPHENSON, T. & JEFFERSON, B. 2008. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*, 32, 187-197.
- YAO, K.-M., HABIBIAN, M. T. & O'MELIA, C. R. 1971. Water and waste water filtration. Concepts and applications. *Environmental Science & Technology*, 5, 1105-1112.
- YATES, M. V., GERBA, C. P. & KELLEY, L. M. 1985. Virus persistence in groundwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 49, 778-781.
- YATES, M. V., YATES, S., WAGNER, J. & GERBA, C. P. 1987. Modeling virus survival and transport in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1, 329-345.
- YAVUZ CORAPCIOGLU, M. & HARIDAS, A. 1984. Transport and fate of microorganisms in porous media: A theoretical investigation. *Journal of Hydrology*, 72, 149-169.
- YR.NO 2017a. Været som var: Datoenk.: NRK og Meteorologisk institutt.
- YR.NO 2017b. Største døgnnedbør - årlig fra 1990-2016. NRK, Meteorologisk institutt.
- ZHANG, L., SEAGREN, E. A., DAVIS, A. P. & KARNS, J. S. 2011. Long-term sustainability of *Escherichia coli* removal in conventional bioretention media. *Journal of Environmental Engineering*, 137, 669-677.

- ZHAO, B., ZHANG, H., ZHANG, J. & JIN, Y. 2008. Virus adsorption and inactivation in soil as influenced by autochthonous microorganisms and water content. *Virus adsorption and inactivation in soil as influenced by autochthonous microorganisms and water content*, 40, 649-659.
- ZHU, T., MAEHLUM, T., JENSSEN, P. D. & KROGSTAD, T. 2003. Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48, 93.
- ØDEGAARD, H., LINDHOLM, O., MOSEVOLL, G., HEISTAD, A., ØSTERHUS, S. W., THOROLFSSON, S. T. & SÆGROV, S. 2012. *Vann- og avløpsteknikk*, Hamar, Norsk Vann.

Vedlegg

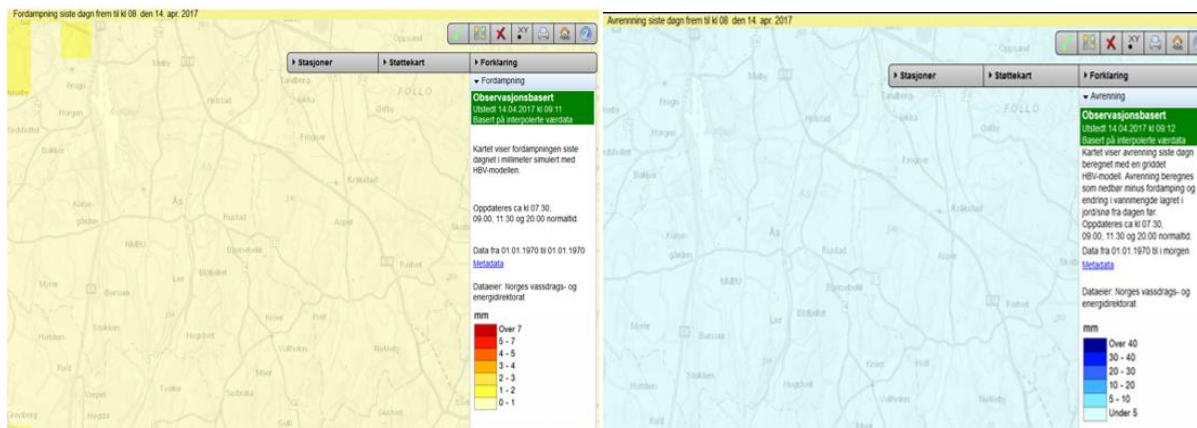
Vedlegg A – bestemmelse av regnskyll.

A1.



IVF-kurve benyttet til å estimere gjentaksintervall for regnskyll brukt under desorpsjon av modellorganisme.

A2.



A3.

Største døgnedbør - årlig fra 1990-2016

| År | dato | Sted | fylke | Nedbør |
|------|------------|------------------|------------------|----------|
| 1990 | 16.03.1990 | Ulla | Rogaland | 138,0 mm |
| 1991 | 14.12.1991 | Opstveit | Hordaland | 162,0 mm |
| 1992 | 11.01.1992 | Grandalen | Sogn og Fjordane | 206,0 mm |
| 1993 | 21.03.1993 | Haukeland | Hordaland | 144,3 mm |
| 1994 | 21.01.1994 | Grandalen | Sogn og Fjordane | 117,0 mm |
| 1995 | 27.10.1995 | Takle | Sogn og Fjordane | 184,6 mm |
| 1996 | 25.08.1996 | Magnor | Hedmark | 149,5 mm |
| 1997 | 02.03.1997 | Opstveit | Hordaland | 175,0 mm |
| 1998 | 23.11.1998 | Takle | Sogn og Fjordane | 158,5 mm |
| 1999 | 10.04.1999 | Samnanger | Hordaland | 143,5 mm |
| 2000 | 06.02.2000 | Jordalen | Hordaland | 124,3 mm |
| 2001 | 15.02.2001 | Svenningsdal | Nordland | 144,5 mm |
| 2002 | 11.01.2002 | Valljord | Nordland | 137,9 mm |
| 2003 | 25.09.2003 | Opstveit | Hordaland | 124,5 mm |
| 2004 | 15.11.2004 | Opstveit | Hordaland | 195,0 mm |
| 2005 | 15.11.2005 | Opstveit | Hordaland | 223,0 mm |
| 2006 | 06.11.2006 | Opstveit | Hordaland | 146,2 mm |
| 2007 | 21.12.2007 | Sundsford | Nordland | 137,3 mm |
| 2008 | 08.07.2008 | Mestad ved Mosby | Vest-Agder | 131,9 mm |
| 2009 | 20.11.2009 | Opstveit | Hordaland | 143,0 mm |
| 2010 | 27.01.2010 | Lurøy | Nordland | 125,8 mm |
| 2011 | 22.03.2011 | Øvstedal | Hordaland | 152,5 mm |
| 2012 | 14.05.2012 | Haukeland | Hordaland | 123,8 mm |
| 2013 | 11.12.2013 | Lurøy | Nordland | 156,0 mm |
| 2014 | 31.08.2014 | Tovdal | Aust-Agder | 154,0 mm |
| 2015 | 02.10.2015 | Afjord | Sør-Trøndelag | 182,3 mm |

Nyheter fra Yr

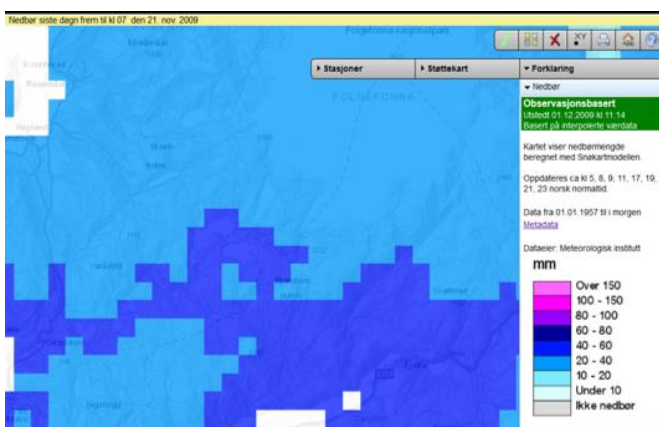
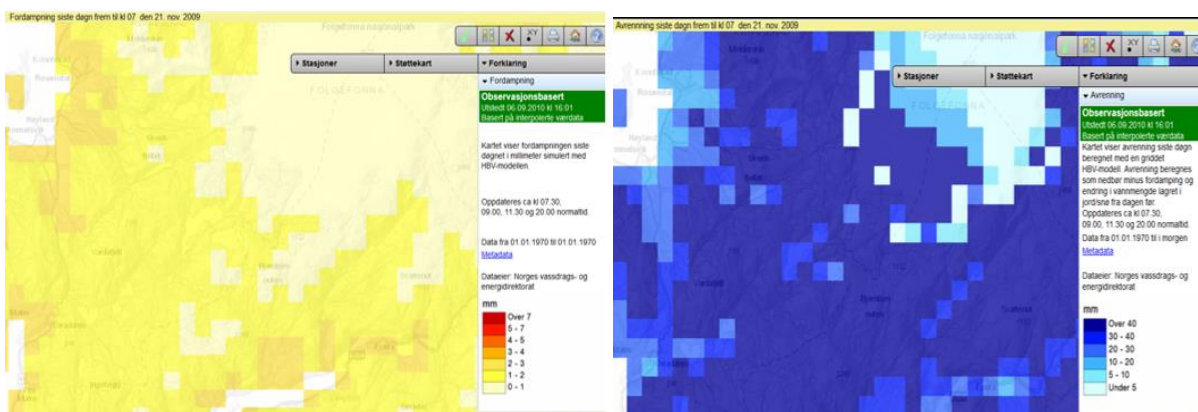
Utdrag fra SeNorge.no (2017) med fordampning under den aktuelle nedbørhendelsen på ca. 1 mm og avrenning under 5 mm.

47890 OPSTVEIT
 Periode: 1968 - 1987
 Antall sesonger: 20

(mm) Returperioder(år); Nedbørsum (mm)

| År | Varighet (minutter) | | | | | | | | | | | |
|-----|---------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| | 5 | 10 | 15 | 20 | 30 | 45 | 60 | 120 | 180 | 360 | 720 | 1440 |
| 2 | 4,7 | 6,9 | 8,6 | 9,9 | 11,9 | 14,6 | 17,2 | 28,3 | 38,1 | 58,3 | 80,4 | 110,6 |
| 5 | 5,9 | 8,7 | 10,9 | 12,4 | 14,8 | 17,5 | 20,1 | 34,1 | 45 | 66,3 | 99,4 | 129,6 |
| 10 | 6,7 | 9,9 | 12,5 | 14 | 16,7 | 19,4 | 22,1 | 37,9 | 49,6 | 71,7 | 112,3 | 141,7 |
| 20 | 7,5 | 11,1 | 14 | 15,6 | 18,6 | 21,3 | 23,9 | 41,6 | 54 | 76,9 | 124,4 | 153,8 |
| 25 | 7,7 | 11,4 | 14,5 | 16,1 | 19,1 | 21,9 | 24,5 | 42,8 | 55,4 | 78,6 | 127,9 | 157,2 |
| 50 | 8,4 | 12,5 | 15,9 | 17,6 | 20,9 | 23,7 | 26,3 | 46,4 | 59,6 | 83,6 | 140 | 169,3 |
| 100 | 9,2 | 13,7 | 17,4 | 19,1 | 22,7 | 25,5 | 28,1 | 50 | 63,9 | 88,6 | 151,6 | 181,4 |
| 200 | 9,9 | 14,7 | 18,6 | 20,4 | 24 | 26,9 | 29,4 | 52,8 | 67,5 | 93,3 | 163,3 | 191,8 |

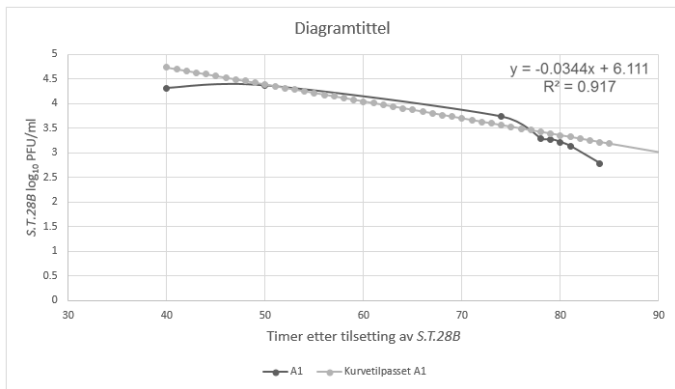
Største døgnedbør for Hordaland er hentet fra Yr.no (2017b). IVF-tabellen hentet fra Norsk Klimaservicesenter (2017) er brukt til estimering av nedbørhendelse for desorpsjon av fosfor.



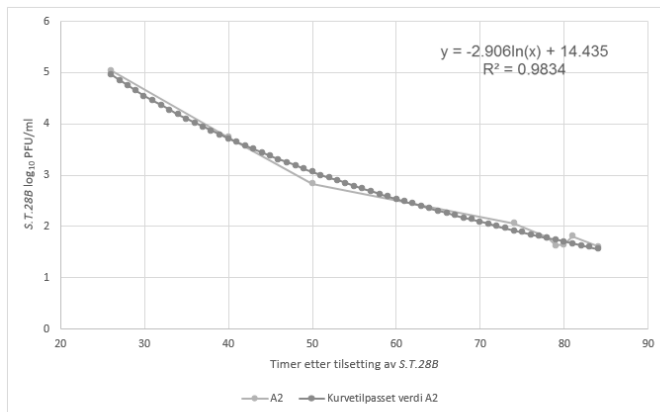
Basert på aktuell nedbørhendelse i største døgnedbør gir i utdrag fra SeNorge.no (2017) en nedbør ca. 40 mm, fordampning på ca. 2,8 mm og avrenning under 26 mm.

Vedlegg B – kurvetilpassing.

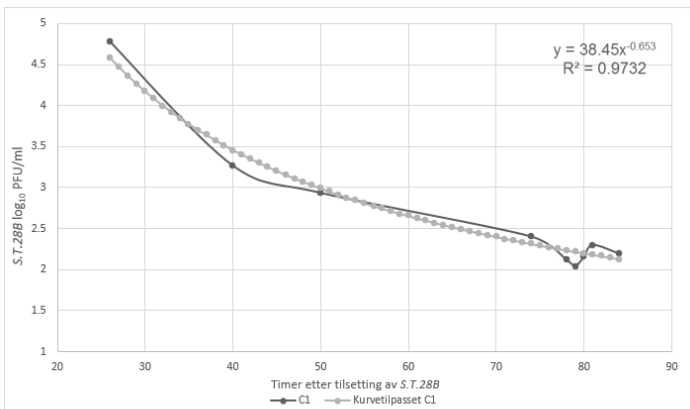
B1 - S.t.28B



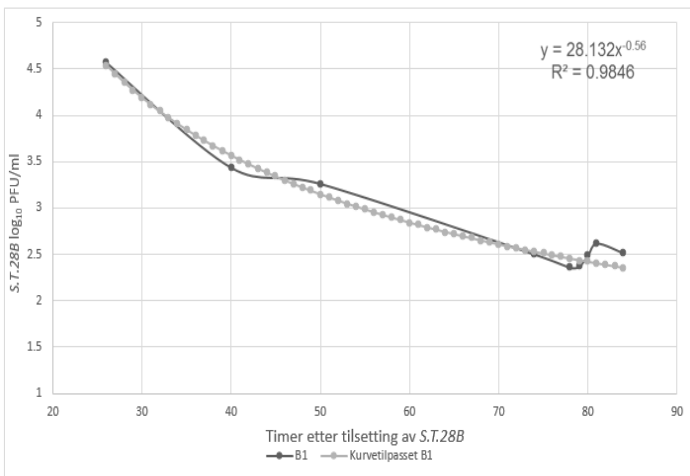
Figur 1: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne A1 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve A1 viser effekten av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset verdi A1 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør. Kurvetilpasset verdier av kolonne A1 er ikke nøyaktige, $R^2=0,917$.



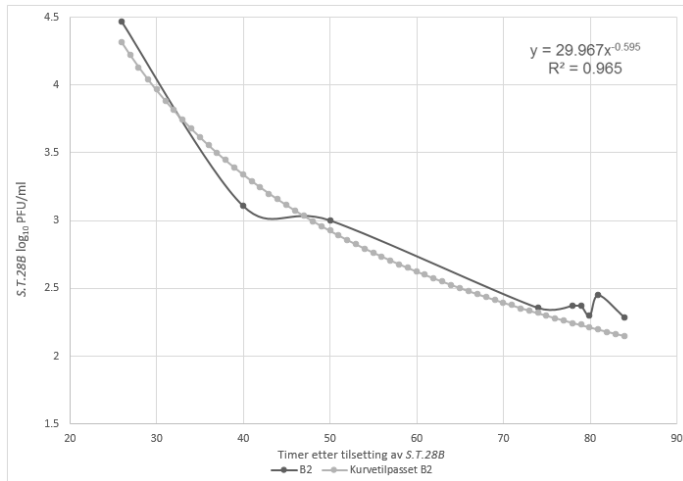
Figur 2: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne A2 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve A2 viser effekten av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset verdi A2 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.



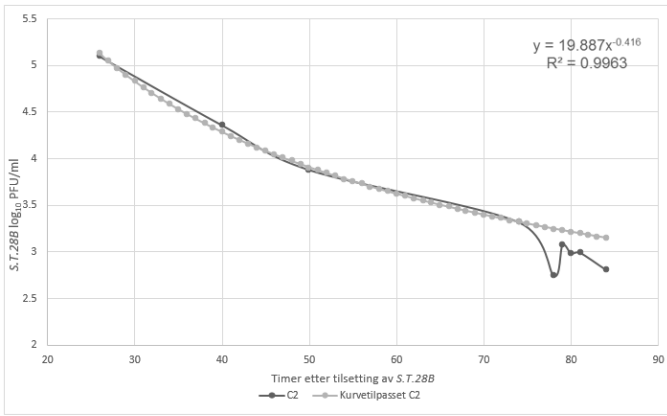
Figur 5: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne C1 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve C1 viser effekt av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset C1 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.



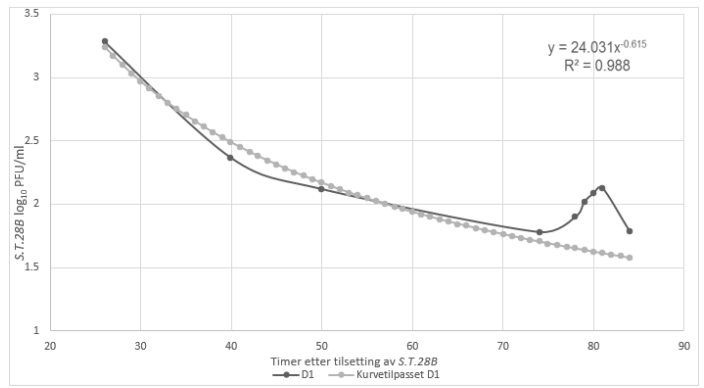
Figur 3: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne B1 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve B1 viser effekt av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset B1 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.



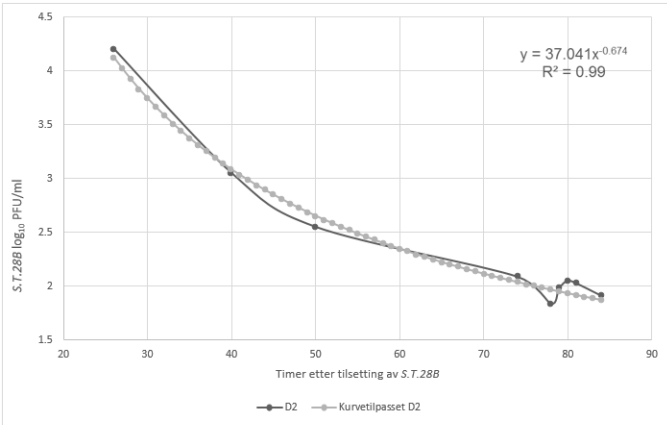
Figur 4: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne B2 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve B2 viser effekt av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset B2 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.



Figur 6: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne C2 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve C2 viser effekt av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset C2 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.



Figur 7: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne D1 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve D1 viser effekt av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset D1 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.



Figur 8: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier av kolonne D2 og faktiske analyserte konsentrasjoner av S.T.28B fra forsøket. Kurve D2 viser effekt av simulert nedbør ved 76 timer og kurvetilpasset D2 gjengir hvordan regresjonen ville ha vært uten nedbør.

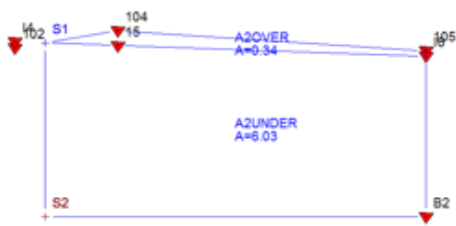
B2 – fosfor.



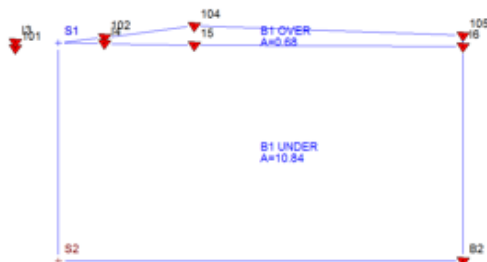
Figur 9: Sammenstilling av kurvetilpasset verdier for innløp til kolonnene og faktiske analyserte konsentrasjoner av tog-P fra innløpet.

Vedlegg C – utvalgte arealer beregnet i GISline.

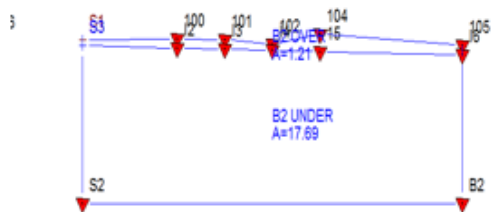
C1 – S.t.28B



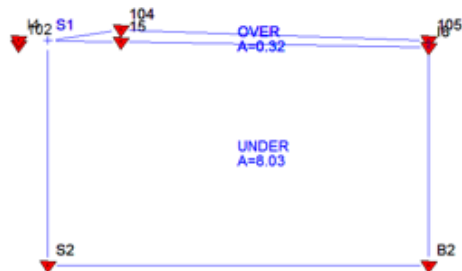
Figur 1: Kolonne A2



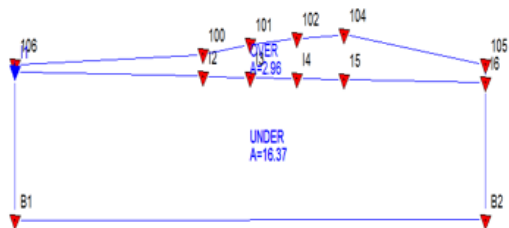
Figur 2: Kolonne B1



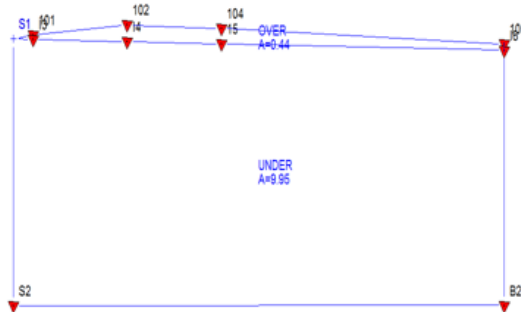
Figur 3: Kolonne B2



Figur 4: Kolonne C1

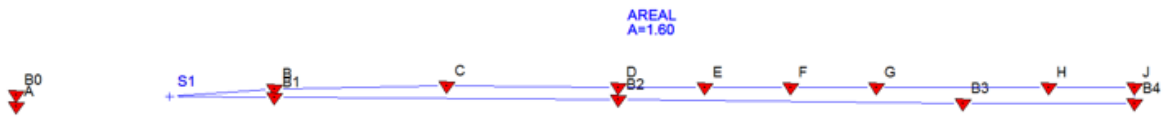


Figur 6: Kolonne D1



Figur 7: Kolonne D2

C2 - Fosfor



Figur 1: Kolonne A1



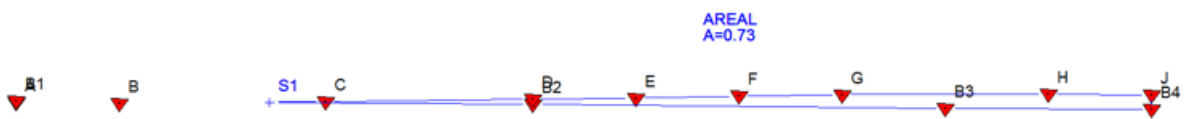
Figur 2: Kolonne A2



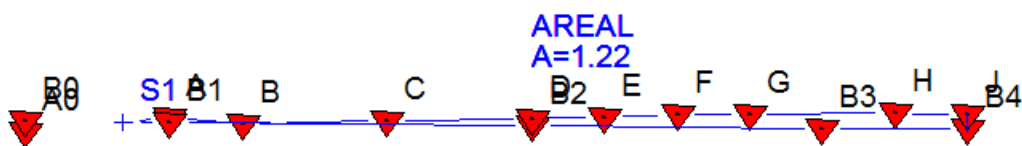
Figur 3: Kolonne B1



Figur 4: Kolonne B2

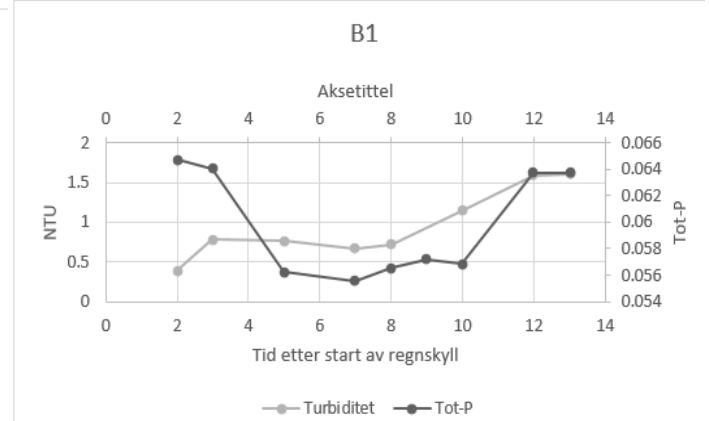
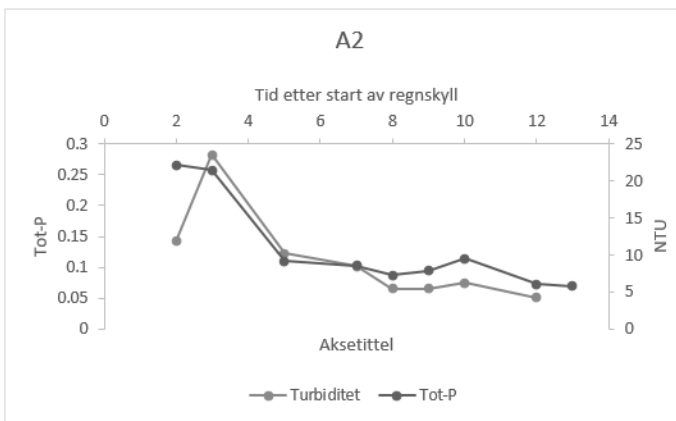
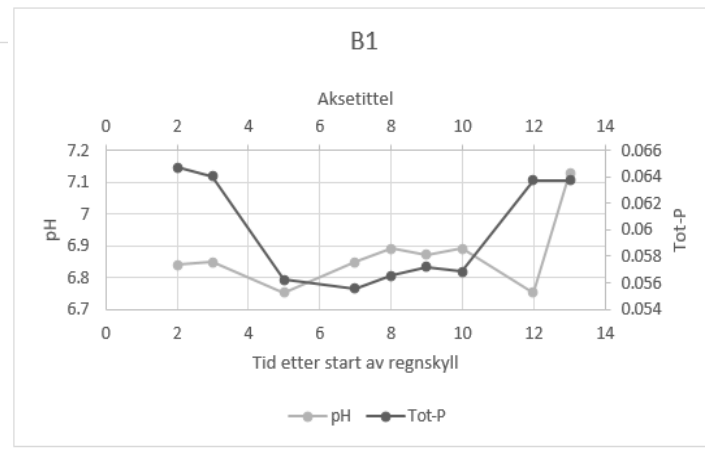
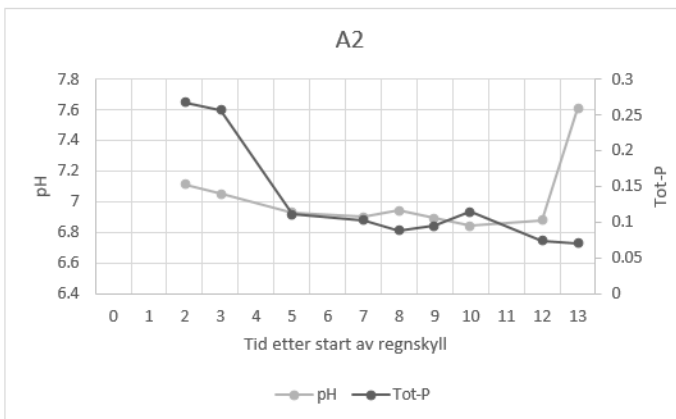
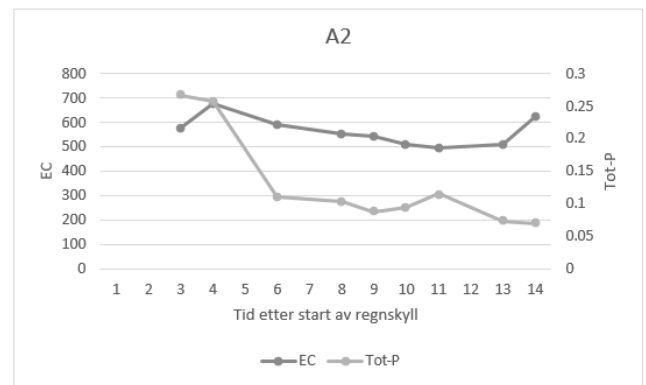
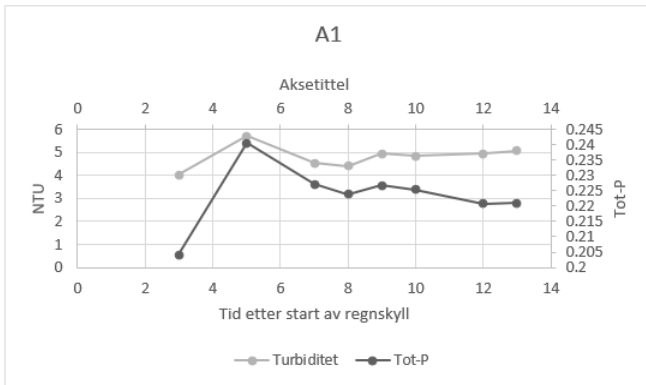
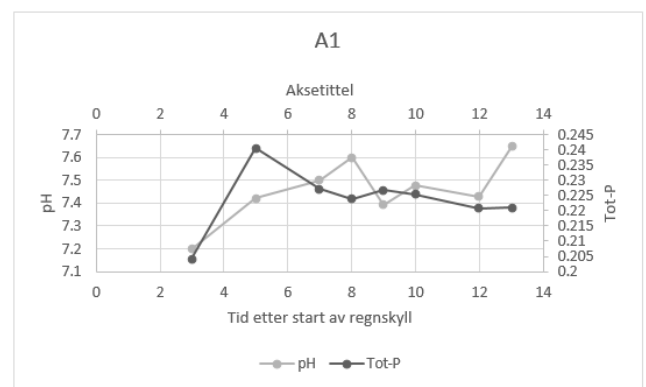
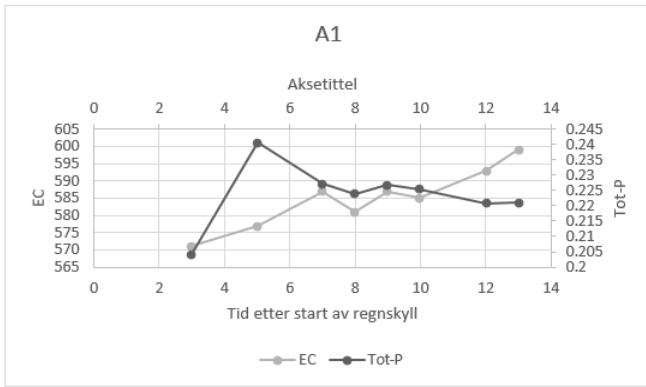


Figur 5: Kolonne D1

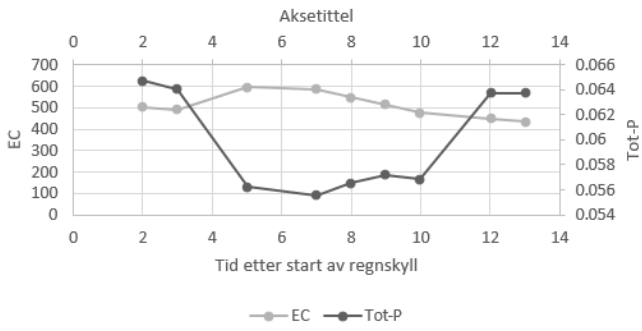


Figur 6: Kolonne D2

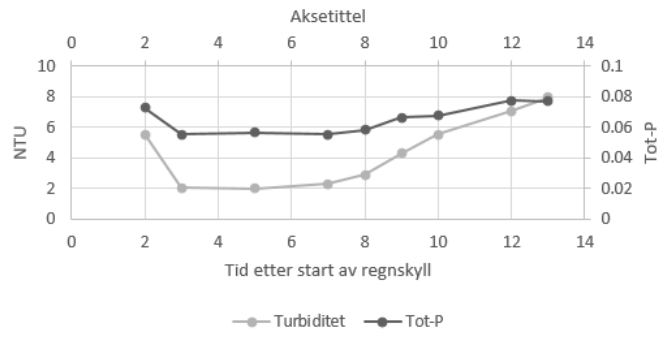
Vedlegg D – sammenstilling av parameterne turbiditet, EC og pH mot tot-P



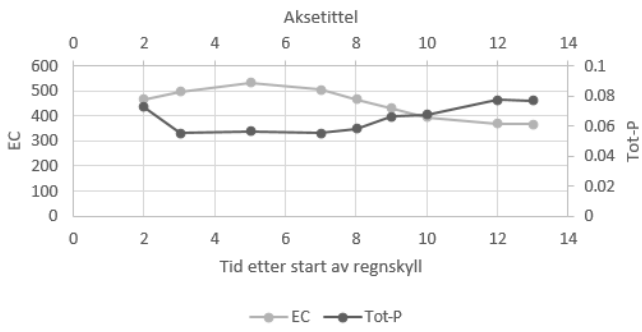
B1



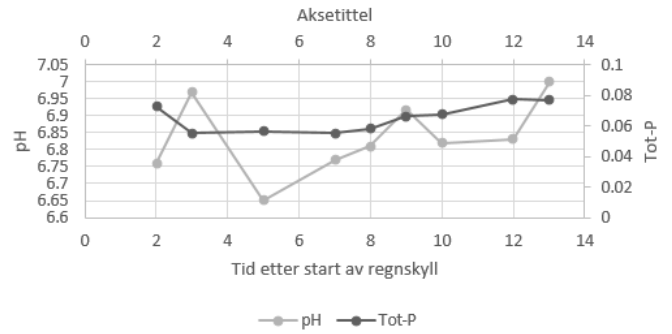
B2



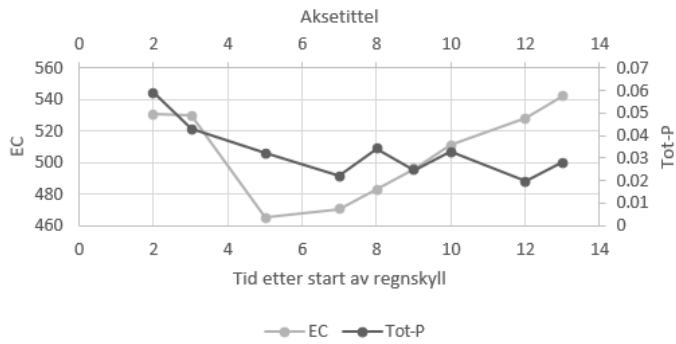
B2



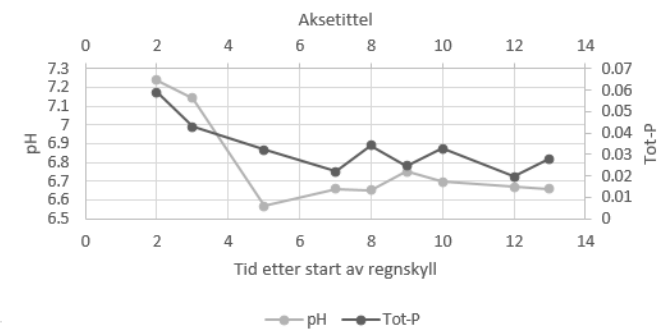
B2



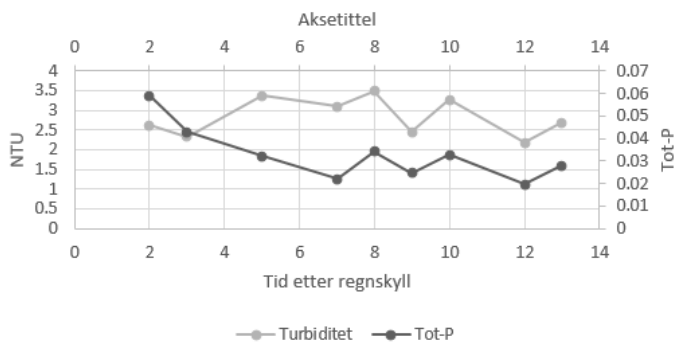
C1



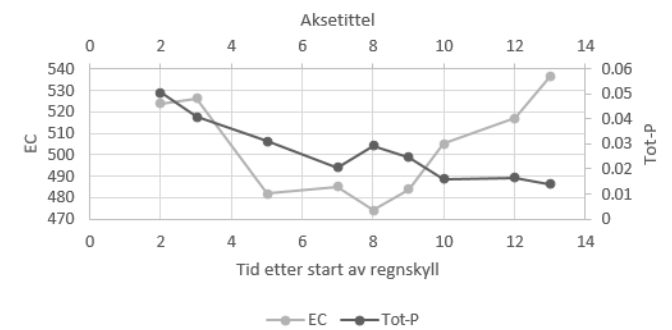
C1



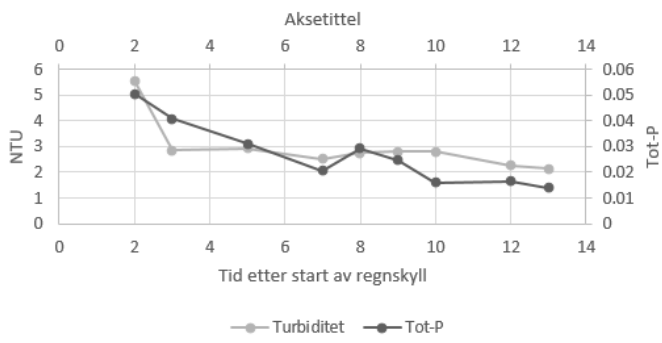
C1



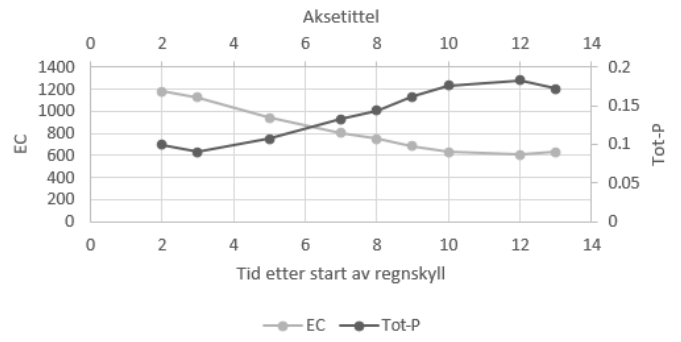
C2



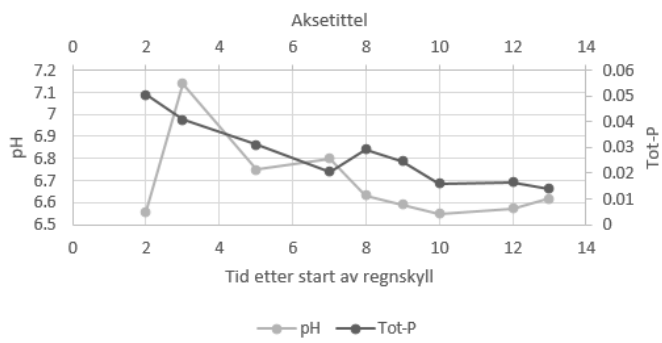
C2



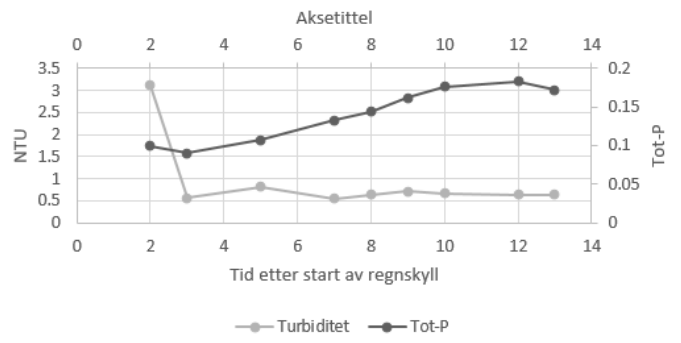
D1



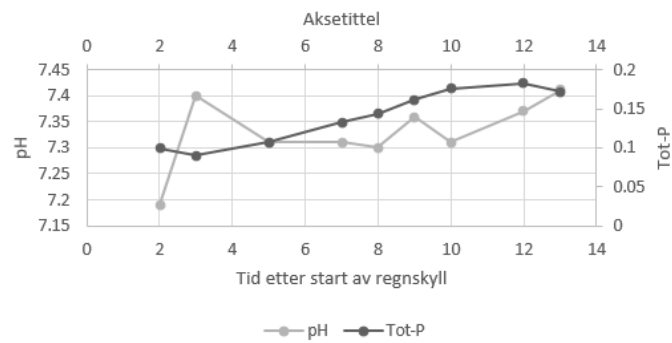
C2



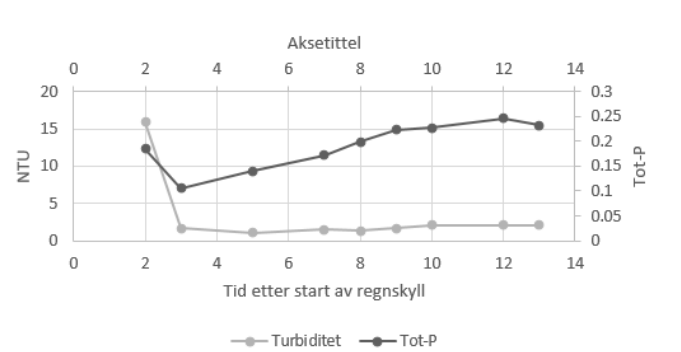
D1



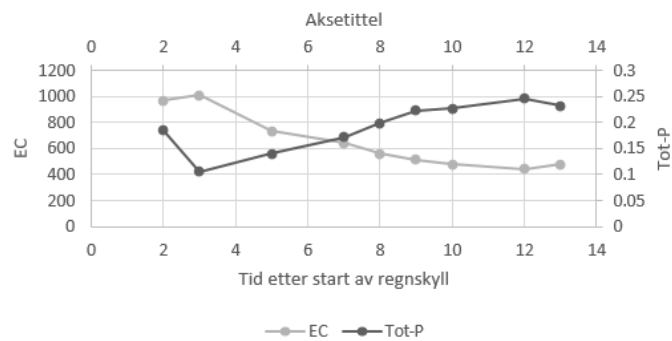
D1



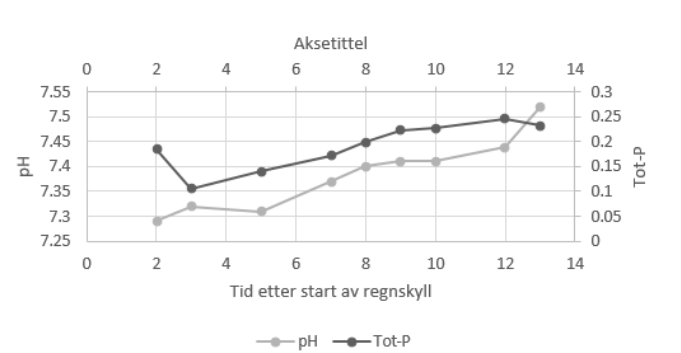
D2



D2



D2





Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway