



Noregs miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgåve 2016 30 stp
Institutt for matematiske realfag og teknologi

Reinsing av gråvatn i ulike lausmassefilter – eit kolonneforsøk

Treatment of Grey Wastewater in Different Soil
Filters – a Column Study

Magnus Reiakvam
Vatn- og miljøteknikk

Forord

Denne oppgåva er skriven våren 2016, og avsluttar mine fem år med studiar av vatn- og avløpsteknikk ved NMBU. Arve Heistad har vore rettleiar for arbeidet. Forsøka har vore ein del av doktorgradsarbeidet til Fasil Ejigu Eregno.

Oppgåva var å finne reinseeffekten, særleg med omsyn til mikroorganismar, ved infiltrasjon av gråvatn i lausmassar. Metoden var å sende gråvatn forbehandla i slamavskiljar og biofilter, gjennom ulike lausmassefilter oppbygde i kolonner på Ø630 mm. Arbeidet med oppgåva tok til i januar. Hovudutfordringa var å distribuere ein relativt nøyaktig dose gråvatn til filtera. Etter noko prøving og feiling, fekk vi anlegget i gang i midten av februar. I tillegg til kunnskapar om reinsing i lausmassar, har arbeidet gitt meg god erfaring i planlegging og utføring av prosjekt.

Eg ynskjer å takke Arve Heistad for all hjelp, og for ressursane som vart stilt til rådvelde for oppgåva. Eg ynskjer å takke Fasil Ejigu Eregno for eit godt samarbeid, og for at eg fekk vere ein del av dette arbeidet. Dei tilsette i Ecomotive, Melesse Eshetu Moges, Daniel Todt og Jostein Grevsgård har alle hjelpt meg mykje, og fortener stor takk. Else Marie Aasen og Rannei Tjåland gjorde godt arbeid med virusanalysene, som eg er særst nøgd med. Tom Ringstad på elektronikklaboratoriet var avgjerande for at testanlegget kom i gang. Generelt har eg møtt ein velvilje hos alle eg har spurt om råd og hjelp, eg er takksam mot dykk alle, om nokon ikkje skulle vere nemnde her.

Til slutt vil eg takke alle som har vore tolmodige med meg denne våren, både i arbeid og fritid, særleg Line.

Magnus Reiakvam

10.05.2016

Samandrag

Ferskvatn er eit knapt gode i verda, og ureining av ferskvatn med patogene mikroorganismar er eit trugsmål mot liv og helse. Infiltrasjon av avløpsvatn i jord kan gi særst god reinsing av fosfor, organisk materiale, suspendert stoff og mikroorganismar. Likevel er det ein risiko for at drikkevatt kan verte ureina av mikroorganismar når ein infiltrerer avløpsvatn i jord.

I denne oppgåva vart tverrsnittet av fire grøfteoppbyggingar (kalla A, B,C og D) for infiltrasjon av gråvatn i jord bygde opp i kolonner av Ø630 mm PP-rør. Filtermateriala var filtralite, fin sand, subbus og lokale lausmassar. Filtera var konstruerte som nedstraums umetta filter. Gråvatn frå 24 studentleilegheiter ved Noregs miljø og biovitenskaplege universitet, vart reinsa i slamavskiljar og biofilter i eit kompakt reinseanlegg, før det vart infiltrert i filtera. Testanlegget vart starta 16.02.16, og var i døgntkontinuerleg drift heile forsøksperioden.

Hovudmålet med oppgåva var å finne reinseeffekten i filtera for *Escherichia coli* (*E.coli*), totale koliforme bakteriar (KB), modellviruset *Salmonella typhimurium* fag 28b (*S.t.* 28b), total-P, BOF₅ og suspendert stoff. Hovudfokuset i oppgåva var mikrobielle parameter. Prøver vart tekne i to periodar, for å finne om det var endring i reinseevna over tid.

Gjennomsnittleg reduksjonen av *E. coli* for alle kolonner var mellom 2,4 – 3,2 log₁₀ og 3,7 – 4,2 log₁₀ i høvesvis testperiode 1 og 2. Gjennomsnittleg reduksjon av KB for alle kolonner var mellom 2,4 - 3,0 log₁₀ og 2,8 – 3,6 log₁₀ i høvesvis testperiode 1 og 2. Resultatet frå kolonne C₁ i testperiode 2 vart sett bort frå, grunna avvik grunna kortsluttingsstraum i kolonna. Reinseeffekt med omsyn på BOF₅, SS og total-P var god i alle kolonner. Skilnaden i reinseeffekt for desse parameterane var små mellom filtera.

Reinseeffekten med tanke på KB og *E. coli* vart betre frå testperiode 1 til 2 i alle fungerande filterkolonner, truleg grunna danning av biofilm/biomatte i filtera. Reinseeffekten for BOF₅, SS og total-P var nokså lik frå testperiode 1 til 2, med visse endringar for filtertype C.

Konsentrasjonen av *S.t.* 28b vart redusert med 3 – 3,5 log₁₀ i filteret med best reinsing (B). Dei to filtertypane med best reinsing av *S.t.* 28b inneheldt lokal lausmasse, og reinsa klart betre enn filtertypane oppbygde av subbus og sand, som reduserte konsentrasjonen av *S.t.* 28b med 1 – 1,5 log₁₀ frå innløp til utløp av filteret. God reinseeffekt med omsyn til *E. coli* og KB, garanterte ikkje god reinseeffekt på *S.t.* 28b av filtera.

Abstract

Fresh water is scarce in many parts of the world, and contamination of fresh water with pathogenic microorganisms may cause serious illness. Soil infiltration is an effective way to purify wastewater. However, soil infiltration of wastewater may contaminate sources of drinking water.

Four different infiltration trench profiles, named A, B, C and D were constructed in Ø630 mm columns. Filter materials were filtralite, sand, subbus (0 – 16 mm crushed stone) and local soil. The filters were designed as downstream unsaturated filters. Greywater from 24 student apartments at the Norwegian University of Life sciences was treated by septic tank and biofilter, before infiltration in filter columns. The test plant was started 16.02.16, and was continuously treating greywater the entire test period.

The main purpose of this thesis was to measure reduction of *Escherichia coli* (*E.coli*), total coliform bacteria, the model virus *Salmonella typhimurium* phage 28b (*S.t.* 28b), total phosphorous, BOD₅ and suspended solids through each filter. Effluent samples were taken in two different periods, in order to find changes in purification effectiveness over time.

Average reduction of *E. coli* ranged between 2,4 – 3,2 log₁₀ and 3,7 – 4,2 log₁₀ in test period 1 and 2 respectively. Average reduction of total coliforms ranged between 2,4 - 3,0 log₁₀ and 2,8 – 3,6 log₁₀, in test period 1 and 2, respectively. Results of column C₁ in test period 2 were not considered, because preferential flow caused a significantly low reduction of indicator bacteria. Regarding BOD₅, SS, and total phosphorous, all columns performed well. The difference in purification effect was considered negligible.

Reduction of *E. coli* and total coliforms increased from test period 1 to test period 2 in all properly functioning columns. Biofilm formation probably caused the increased reduction of indicator bacteria through the filters. The purification effect regarding BOD₅, SS and total phosphorous did not change significantly from test period 1 to test period 2, apart from some certain changes in the effluent from the C columns.

Concentration of *S.t.*28b was reduced by 3 – 3,5 log₁₀ in the most effective filter (B). Filters containing local soil, performed significantly better than filter columns without local soil. Filters made up of only sand, subbus and filtralite, reduced concentrations of *S.t.* 28b by 1 – 1,5 log₁₀. High reduction of indicator bacteria, did not imply high reduction of *S.t.* 28b.

Innholdsliste

Forord	I
Samandrag	II
Abstract	III
Innholdsliste	IV
Forkortingar	VII
Figurliste	VIII
Tabelliste	IX
1 Innleiing	1
1.1 Bakgrunn	1
1.1.1 Internasjonal bakgrunn	1
1.1.2 Norsk bakgrunn	2
1.2 Sentraliserte og desentraliserte avløpsløysingar	3
1.2.1 Sentraliserte kontra desentraliserte avløpsløysingar	3
1.2.2 Norsk situasjon – desentrale avløpsløysingar	5
1.3 Patogen i avløpsvatn	7
1.3.1 Smitte frå avløpsvatn	7
1.3.2 Virus	8
1.3.3 Bakteriar	9
1.3.4 Protozoar	10
1.4 Indikator- og modellorganismar	10
1.4.1 Fekale indikator- og modellorganismar	10
1.4.2 <i>E. coli</i> som indikator- og modellorganisme	12
1.4.3 <i>Salmonella typhimurium</i> fag 28b som modellorganisme	13
1.5 Karakterisering av avløpsvatn – svartvatn og gråvatn	14

1.5.1	Svartvatn.....	14
1.5.2	Gråvatn	15
1.6	Infiltrasjon av avløpsvatn i jord.....	17
1.7	Transport, retensjon og lagnad til mikroorganismar i jord og andre porøse filtermedia	18
1.7.1	Transport av mikroorganismar i porøse media	18
1.7.2	Adsorpsjon av mikroorganismar i porøse filtermedia.....	19
1.7.3	Fastkiling av mikroorganismar i porøse filtermedia	20
1.7.4	Overleving og inaktivering av mikroorganismar i jord eller anna porøst filtermedie	20
1.8	Faktorar som påverkar transport, retensjon og lagnad til mikroorganismar i porøse filtermedia	20
1.8.1	Filtermediet – fysiske og kjemiske effektar	21
1.8.2	Ionestyrke og kort om DLVO-teori.....	21
1.8.3	Eigenskapar til mikroorganismane.....	23
1.8.4	pH.....	23
1.8.5	Effekten av umetta forhold.....	24
1.8.6	Organisk materiale og biofilm.....	25
1.8.7	Hydraulisk belastning/opphaldstid	26
1.8.8	Temperatur	26
1.9	Mål for oppgåva.....	27
1.9.1	Problemstilling	28
1.9.2	Avgrensing av oppgåva	28
2	Material og metode.....	29
2.1	Material.....	29
2.1.1	Gråvatnet brukt i forsøket	29
2.1.2	Oppbygging av testanlegg for reinsing av gråvatn.....	30
2.1.3	Reinseanlegg A02	33

2.1.4	Filteroppbygging i kolonner	33
2.1.5	Filtermateriale	35
2.2	Metode	36
2.2.1	Drift av testanlegg for gråvatn	36
2.2.2	Analysemetodar	37
2.2.3	Sporstofftest	40
2.2.4	Tilsetjing av virus og virusprøvetaking.....	41
2.2.5	Innsamling av prøver.....	42
2.2.6	Tidspunkt for prøvetaking	43
2.2.7	Formlar og likningar.....	43
3	Resultat.....	45
3.1.1	Totale koliforme bakteriar.....	46
3.1.2	<i>E. coli</i>	48
3.1.3	<i>Salmonella typhimurium</i> fag 28b	50
3.1.4	Sporstofftestar	51
3.1.5	Total-P.....	53
3.1.6	Suspendert stoff (SS).....	54
3.1.7	Nitrat.....	55
3.1.8	Turbiditet.....	56
3.1.9	pH.....	57
3.1.10	Elektrisk leiingsevne	58
3.1.11	Farge.....	59
3.1.12	BOF ₅	59
3.1.13	Temperatur	59
3.2	Oppsummering resultat.....	60
3.2.1	Samanlikning av filtertypane	60
3.2.2	Endring i reinseevna frå testperiode 1 til testperiode 2	60

4	Diskusjon.....	61
4.1	Totalt koliforme bakteriar og <i>E. coli</i>	61
4.1.1	Avvikande reinseresultat kolonne C ₁	61
4.1.2	Endring av reinseevna frå testperiode 1 til testperiode 2	63
4.1.3	Samanlikning av reinseevne for KB og <i>E. coli</i> mellom filtertypane.....	65
4.1.4	Potensielle feilkjelder og diskusjon av metode	66
4.2	<i>Salmonella typhimurium</i> fag 28b.....	67
4.2.1	Samanlikning av reinseevne mellom filtertypane	67
4.2.2	Samanheng mellom reinsing av KB, <i>E. coli</i> og <i>S.t.</i> 28b?	68
4.2.3	Diskusjon av metode - virusforsøk.....	68
4.3	Total-P	69
4.4	BOF ₅	71
4.5	Suspendert stoff	73
4.6	Nitrat	74
4.7	Diskusjon av metode og testanlegg	74
4.8	Praktiske konsekvensar av resultata	75
4.9	Framlegg til nye forsøk.....	76
5	Konklusjon	79
6	Referansar.....	81
7	Vedlegg A – Primærdata forsøk.....	i

Forkortingar

RA	Reinseanlegg
PE	Personekvivalent

<i>S.t. 28b</i>	<i>Salmonella typhimurium</i> fag 28b
GLV	Grensesnitt mellom luft og vatn (Air-water interface, AWI)
GPV	Grensesnitt mellom filterpartikkel og vatn (Solid-water interface)
TGS	Trippelgrensesnittet mellom luft, vatn og filterpartikkel
OM	Organisk materiale
KB	Koliforme bakteriar
SS	Suspendert stoff
P	Fosfor
N	Nitrogen
K	Kalium

Figurliste

Figur 1-1. Antal PE knytt til reinsem metode for anlegg med færre enn 50 tilknytte PE. NB! Logaritmisk skala på y-aksen (Statistisk sentralbyrå 2015a)	6
Figur 1-2 Den gastrointestinale smittevegen, og nokre døme på patogene fekale mikroorganismar. Tilpassa frå WHO (2011).	8
Figur 1-3 Fordeling av tørrstoff og N, P og K mellom urin, fekalier, gråvatn og toalettpapir i forslag til ny svensk dimensjoneringsnorm (Vinnerås 2002).....	15
Figur 1-4. Energiprofil for overflatepotensiale DLVO. (Tilpassa frå: Heistad 2008)	22
Figur 2-1 Flytskjema for oppsamling og reinsing av gråvatn	30
Figur 2-2. Skisse over forsøksanlegg. (Teikna av Fasil Ejigu Eregno).....	31
Figur 2-3. Profilskisse tilførselsordninga for gråvatn til filterkolonnene. NB! Ikkje i målestokk.	34
Figur 2-4. Oppbygging av filtertypane, kvar filtertype er angitt som A,B,C og D.	34
Figur 2-5. Kornfordelingskurver for filtermateriala i kolonnene.	36
Figur 3-1. Konsentrasjon totale koliforme bakteriar ved innløp og utløp av filterkolonner. Logaritmisk skala på y-aksen. NB! Tre prøver tekne 10.03.16.	46

Figur 3-2. Konsentrasjon <i>E. coli</i> ved innløp og utløp av filterkolonner. Logaritmisk skala. Logaritmisk skala på y-aksen. NB! Tre prøver tekne 10.03.16.	48
Figur 3-3. Log ₁₀ -reduksjon av <i>S.t.</i> 28b frå innløp til utløp av filterkolonner. Innløpskonsentrasjon: 10 ⁵ PFU/ml.....	50
Figur 3-4. Sporstofftest 03.03.16, pulstilsetting konsentrert NaCl-løysning.	51
Figur 3-5. Sporstofftest 07.04.16. Konstant tilføring av vatn med konstant leiingsevne på 950 µS/cm i innløpet	52
Figur 3-6. Konsentrasjon tot-P [mg/l] innløp og ved utløp filterkolonner.....	53
Figur 3-7. Suspendert stoff, innløp og utløp kolonner	54
Figur 3-8. Turbiditet innløp og utløp kolonner.	56
Figur 3-9. pH-verdiar innløp og utløp kolonner.....	57
Figur 3-10. Elektrisk leiingsevne i utløp og innløp filterkolonner.....	58
Figur 3-11. Farge innløp og utløp filterkolonner.	59

Tabelliste

Tabell 1-1. Oversikt over fordeler og ulemper med sentraliserte og desentraliserte avløpsløyser (Kjelder: Hamilton 2004; Ho & Anda 2004; Maurer et al. 2005). Tabellen held fram på neste side.	4
Tabell 1-2. Epidemilogisk karakteristikk av utvalde patogen. (Kjelde: Westrell 2004).....	9
Tabell 1-3 Konsentrasjonar av mikroorganismar i ubehandla konvensjonelt avløpsvatn (Tilpassa frå: WHO 2006).....	16
Tabell 1-4. Indikatorbakteriar i ubehandla gråvatn, gjennomsnittsverdiar, eller min. – maks. frå ulike studiar [log ₁₀ / 100ml].	17
Tabell 2-1 Komponentar i testanlegg for reinsing av gråvatn.....	32
Tabell 2-2. Karakteristiske korndiametrar og graderingstal filtermateriale.	36
Tabell 2-3. Analytiske metodar	38
Tabell 3-1. Log ₁₀ -reduksjon av koliforme bakteriar frå innløp til utløp filterkolonner	47
Tabell 3-2. Log ₁₀ -reduksjon av <i>E. coli</i> frå innløp til utløp av filterkolonner.....	49
Tabell 3-3. Reinsegrad tot-P. Prosentvis reduksjon frå innløp til utløp av kolonner.....	53
Tabell 3-4. SS-konsentrasjonar innløp og utløp kolonner.....	55
Tabell 3-5. Konsentrasjonar nitrat-N (NO ₃ ⁻).....	55
Tabell 3-6. BOF ₅ -konsentrasjonar innløp og utløp kolonner.	59

Tabell 4-1. Tid før elektrisk leiingsevne i utløpsvatnet frå kolonnene auka med 10 og 50 % i høve til elektrisk leiingsevne før tilsetting av NaCl-løysning.....	62
--	----

1 Innleiing

Lokal avløpshandtering er temaet i denne masteroppgåva, nærare bestemt infiltrasjon av gråvatn i lausmassar. Tverrsnittet av fire i ulike grøfteoppbyggingar vart bygde opp i kolonner av PP-plast, som vart tilført gråvatn forbehandla i slamavskiljar og biofilter. Filtera er konstruerte som nedstraums umetta filter. Filtermateriala i kolonnene er jord, sand, Filtralite™, pukk og såkalla subbus. Reduksjonen frå innløp til utløp av kolonnene av *Escherichia coli*, totale koliforme bakteriar og modellviruset *Salmonella typhimurium* fag 28b, samt fysisk-kjemiske parameter som fosfor, organisk materiale og suspendert stoff er målt. Hovudvekta er lagt på mikrobielle parameter, grunna risikoen for spreing av patogene mikroorganismar frå avløpsvatn til drikkevasskjelder. Resten av kapittelet skal gi ein teoretisk bakgrunn for oppgåva, før dei endelege problemstillingane vert presenterte.

1.1 Bakgrunn

1.1.1 Internasjonal bakgrunn

I 2012 hadde 26 % av menneska på jorda, om lag 1,9 milliardar menneske, ikkje jamn tilgang til mikrobiologisk reint drikkevatt. Mikrobiologisk reint drikkevatt var definert som fråvær av *E. coli* eller andre termotollerante koliforme bakteriar i ei 100 ml vassprøve (WHO 2014). Avføring (fekaliar) frå menneske og dyr kan innehalde sjukdomsframkallande mikroorganismar (patogen), som kan gi infeksjonar hos menneske. Drikkevasskjelder kan verte mikrobielt forureina av fekal material, både frå menneske og dyr (Geldreich 1996; Payment & Locas 2011; Savichtcheva & Okabe 2006). Infiltrasjon av avløpsvatn i jord, gir risiko for kontaminering av grunnvatn og overflatevatn (O'Luanigh et al. 2012; Van Cuyk et al. 2004). Kunnskap om reinseeffekten for patogene mikroorganismar ved infiltrasjon i jord, er viktig for å unngå forureining av knappe drikkevassressursar.

Hovudsakleg gir fekale patogen symptom knytte til mage og tarm, som diare, magekramper og oppkast, det ein kallar gastrointestinale symptom (Stenström et al. 2011, s. 2). I land med dårleg utvikla helsestell, og folk ikkje har råd til medisinar, kan diaré-sjukdommar få store konsekvensar (Heistad 2008). Walker et al. (2013) fann i sin studie at dødsrisikoen for barn under 5 år med diare, var betydeleg høgare i låginntekts-land, enn for barn i rikare land, særleg underernæring auka dødsrisikoen. I låg- og mellominntektsland, døydde høvesvis 502 000, 280 000 og 297 000 menneske av diare grunna utrygt drikkevatt, dårlege avløpsløyser og dårleg eller manglande handvask i 2012. Dei fleste av desse dødsfalla var i

Afrika, austlege Middelhavsområdet og Sørøst-Asia (WHO 2014). Gjentekne gastrointestinale infeksjonar hos barn kan gi feilernæring, og dårlegare kognitiv utvikling (Petri et al.).

Vatn er ein føresetnad for liv. Men mengda ferskvatn på jordkloden er avgrensa, og frå 1950 til 2000 har vassforbruk til menneskeleg aktivitet tredobla seg frå 1380 km³/år til 3970 km³/år. Det er estimert at vassforbruket vil auke til 5200 km³/år i 2025 (Jenerette & Larsen 2006). Allereie i dagens situasjon er det eit stort press på vassressursane i verda. Uttaket av grunnvatn er større enn tilsiget i fleire deler av desse områda: Nord-Kina, Prærien i USA, California, Midt-Austen og Sørøst-Asia. Store elver som Ganges, Amu-Darja, Syr-Darja, Nilen og Colorado-elva tørkar opp før utløpet deler av året. Tørrlegging av elver verkar negativt på økosystema langs elva og ved utosen (Postel 2000). Folketalet på jorda var i 2015 om lag 7,3 milliardar menneske, og dette talet er venta å auke til ca. 9,7 milliardar i 2050 (FN 2015). Ifylgje Postel (1998), er 1700 m³ avrenning per person i året grensa for at ein kan vere sjølvforsynt med mat. Det er venta at om lag 3 milliardar menneske vil bu i område der avrenninga er mindre enn 1700 m³/person*år innan 2025. Forureining av ferskvatn med avløpsvatn er allereie eit problem i dag.

Samstundes med den store folketalsauken, er det truleg ei klimaendring i gang, som kan forsterke presset på vassressursane i nokre område av verda. I gjennomsnitt har global land- og havtemperatur auka med 0,85 ° C frå 1880 til 2012 (IPPC 2014). I fylgje IPCC (2014) er det hovudsakleg utslepp av CO₂ frå brenning av fossile hydrokarbon som er den viktigaste enkeltfaktoren i auka drivhuseffekt. Overflatetemperaturen er venta å auke på jordkloden i det noverande hundreåret. Det er sannsynleg at hetebylgjer og ekstremnedbør vil komme oftare og vare lenger, og havnivået er venta å stige. Som ein konsekvens av klimaendringane, er det i fylgje IPCC (2014) brei semje om at tilgangen på fornybart overflate- og grunnvatn vil minke i dei fleste subtropiske regionar. I tørre regionar av verda, er det sannsynleg at tørke vil komme oftare, og vare lenger. På høgare breiddegrader, er det derimot venta at tilgangen på vatn vil auke. Råvasskvaliteten er på den andre sida venta å verte dårlegare, grunna klimaendringane (IPPC 2014).

1.1.2 Norsk bakgrunn

I perspektiv mot tala ovanfor, ser den norske situasjonen innan drikkevassrelaterte sjukdomsutbrot og tilgjengeleg ferskvatn, trass alt lys ut. Noreg har ifylgje Ødegaard et al. (2012) tilgjengeleg om lag 4×10^{11} m³ ferskvatn i året, eller om lag 77000 m³ per innbyggjar.

Det er likevel nokre problem her til lands også. Klimaendringane vil neppe gi mindre tilgang på ferskvatn i Noreg, derimot kan råvasskvaliteten gå ned, grunna t.d. mindre isdekke, lenger sirkulasjonsperiodar og kraftigare regnbyer (Tryland et al. 2011). Ifylgje (Flatin et al. 2009) var lekkasjeprosenten til dei undersøkte vassverka i deira utval 14 – 40 % av total vassforsyning. Dette tyder på utette vassleidningar, som vil kunne suge inn potensielt ureint vatn i situasjonar med undertrykk, eller det kan verte innlekking ved trykklaust nett. Frå 1984 til 2007 vart det innrapportert 17243 tilfelle av drikkevassrelatert sjukdom (Kvitsand & Fiksdal 2010), ca. 750 tilfelle i året i gjennomsnitt. Det er truleg at mange mindre utbrot ikkje vart innrapporterte. For å verte definert som eit drikkevassrelatert «utbrot», må minst 2 personar vere infiserte, og epidemiologisk knytte til ei drikkevasskjelde (Kvitsand & Fiksdal 2010).

Desentrale avløpssystem i Noreg har ein del problem som bør løysast. Separate avløp er utpeikt som ei potensiell kjelde til forureining av drikkevasskjelder av Norsk Folkehelseinstitutt (FHI 2004). Utsleppa av fosfor frå kommunale avløpsreinseanlegg inkludert lekkasjar, og utsleppa frå små reinseanlegg (RA) i 2014 var ifylgje Statistisk sentralbyrå (2015b) 1440 tonn. Små RA stod for om lag 24 % av dette, sjølv om berre 15 % av innbyggjarane er kopla til desentrale RA.

1.2 Sentraliserte og desentraliserte avløpsløyser

Sentraliserte avløpsløyser er system der spillvatn, og i fellesavløpssystem også overvatn, vert samla opp transporterte til RA eller utslepp eit stykke frå der avløpsvatnet vart produsert, via nettverk av leidningar. Desentraliserte avløpsløyser kan definerast som system der avløpsvatnet vert samla og behandla nær kjelda, utan bruk av lange leidningsnett. Kor mange personekvivalentar (PE) som kan vere knytte til eit RA, og det likevel vert definert som «desentralt» eller «lite», vil variere utifrå kvar ein er i verda. (Libralato et al. 2012; Tchobanoglous et al. 2014). I norsk samanheng vert desentrale avløpsløyser ofte definert som system der færre enn 50 PE er tilknytte (Ødegaard et al. 2012).

1.2.1 Sentraliserte kontra desentraliserte avløpsløyser

I litteraturen er det ofte studiar av desentrale løysingar gjort i ein urban kontekst (Ho & Anda 2004), medan ein i Noreg oftast nyttar desentrale og lokale avløpsløyser i område med spreidd busetnad. Ein må derfor bruke resultatane i ein del rapportar med dette i minnet. Om sentrale eller desentrale løysingar er best for ein gitt situasjon, er avhengig av mange faktorar som t.d. sosiale, miljømessige, økonomiske faktorar og kunnskapen til dei som skal

prosjektere og drive anlegga (Libralato et al. 2012). Nokre generelle fordeler og ulemper med desentrale og sentrale avløpsløyser er oppsummerte i Tabell 1-1, men det vert understreka at lokale føresetnader kan oppheve eller endre ein del av desse generelle funna.

Tabell 1-1. Oversikt over fordeler og ulemper med sentraliserte og desentraliserte avløpsløyser (Kjelder: Hamilton 2004; Ho & Anda 2004; Maurer et al. 2005). Tabellen held fram på neste side.

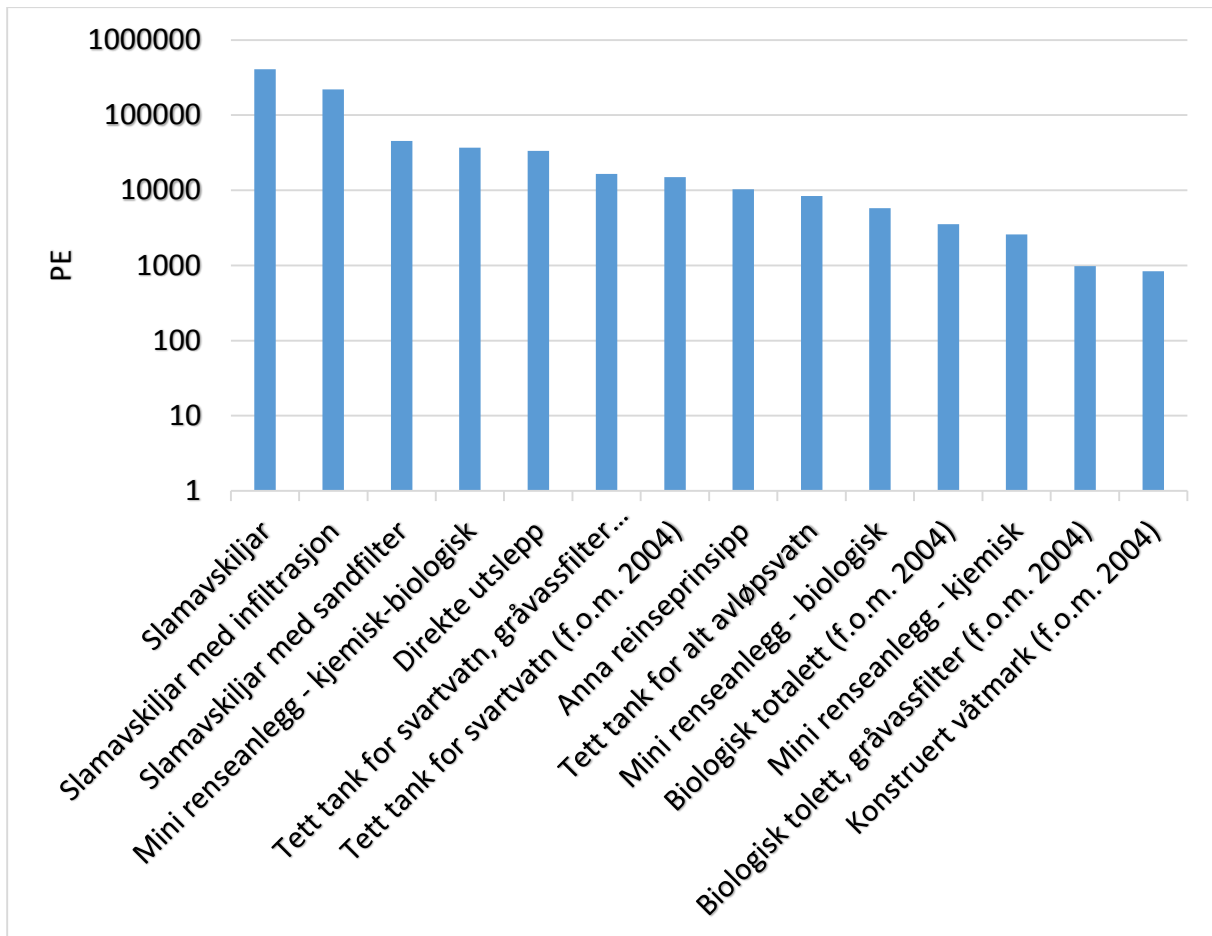
Sentraliserte system	
Fordeler	Ulemper
Kan få stordriftsfordeler	Sentraliserte system kan verte dyre for spreidd busetnad. Lange leidningar til tilknytning kan gi store kostnader
Få utsleppspunkt gir god moglegheit for å bruke avansert sensorteknologi til optimalisering av reinseprossar.	Sentraliserte system representerer store verdiar, slik at det er vanskeleg å skifte til betre teknologiar, skulle betre løysingar dukke opp
Der sentraliserte løysingar allereie eksisterer, vil desentrale løysingar ofte vere mindre konkurransedyktige på pris samanlikna med område utan sentralisert avløpsinfrastruktur	Ein er nøydd til å basere seg på estimat over framtidig belastning, sidan leidningsnett og reinseanlegg både skal takle eit større område, og vare i fleire tiår. Dette kan føre til overkapasitet, og dermed høgare kapitalkostnader
Velkjend og akseptert teknologi av fagfolk og innbyggjarar. Drift og kvalitetskrav er ofte godt regulert	Funksjonssvikt i sentralt RA kan få store konsekvensar
	Overvatn og anna framandvatn kan gi overløp og uttynna avløpsvatn.
	Industriavløp kan innehalde giftstoff

Desentrale system	
Fordeler	Ulemper
Sidan det oftast er klart kor stor kapasitet det er bruk for, er det liten risiko for overdimensjonering grunna usikker framtidig belastning.	Små avløpsløysingar kan krevje stor kapasitet per person, grunna stor variasjon i hydraulisk last over døgnet.
Kortare konstruksjonsperiode gir mindre binding av kapital i byggjeperioden.	Små volum kan gjere kostnadseffektiv produksjon av biogass vanskeleg
Konsekvensane av svikt vert relativt små totalt sett, og lokalt avgrensa.	Kan gå glipp av stordriftsfordeler
Avlasting av sentralt leidningsnett	Kan krevje mykje transport, t.d. av slam
God kontroll med kjelda, gir god mogelegheit til å få eit slam med lite forureining, og gjer det meir verdifullt som gjødsel, men det føreset ei medviten haldning frå brukarane	Desentrale løysingar vert ofte finansierte av få privatpersonar, bankar kan oppfatte dette som ein større finansiell risiko enn å låne ut pengar til ein kommune, slik at rentekostnaden kan verte høgare for privatpersonen. Risikoen for systemsvikt og endra reinsekrah ligg på privatpersonen
Gir mogelegheit for resirkulering av vatn i lokalsamfunnet og enkelthushald	Huseigar er ansvarleg for drifta, noko som kan gjere driftskvaliteten variabel
Ikkje bruk for langt leidningsnett, dermed mindre risiko for lekkasje og infiltrasjon av framandvatn, samt lågare kostnader til leidningsnett.	

1.2.2 Norsk situasjon – desentrale avløpsløysingar

Desentrale avløpsløysingar i Noreg vert oftast brukt der lange avstandar gir høge investerings- og driftskostnader med tilknytning til sentralt nett (Vogelsang et al. 2013). I 2014 var om lag 808 000 menneske i Noreg knytte til desentrale avløpsanlegg. Ei oversikt over reinseløysingar for anlegg med < 50 PE i Noreg er gitt i Figur 1-1. Jordinfiltrasjon krev relativt mykje areal, samt at det mange stader ikkje finst jord som er eigna for infiltrasjon. På grunn av dette er det utvikla meir kompakte metodar, som biofilter med etterfylgjande konstruert våtmark, og

minireinseanlegg (Heistad et al. 2006). Infiltrasjon i lokale jordmassar, eller kunstig infiltrasjonsgrøft vert brukt som avløpsløyning av ca. 265 000 personar i Noreg i 2014 (Statistisk sentralbyrå 2015a).



Figur 1-1. Antal PE knytt til reinsemetode for anlegg med færre enn 50 tilknytte PE. NB! Logaritmisk skala på y-aksen (Statistisk sentralbyrå 2015a)

Eit riktig drive og dimensjonert anlegg for jordinfiltrasjon, gir god reinsing for fosfor (P), suspendert stoff (SS), organisk materiale (OM), patogene mikroorganismar, samt nitrifikasjon av ammonium (Siegriest et al. 2000). I Noreg har ein del infiltrasjonsanlegg bygde før retningslinjene frå 1985 hatt problem med tetting, som kan gi oppstuving av avløpsvatn (Jenssen et al. 2006). Tetting av infiltrasjonsanlegg kan gi kortsluttingsstraumar som gjer behandlinga mindre effektiv, og såleis auke risikoen for mikrobiell forureining av vatn (Heistad 2008).

Busetnader med lokal avløpshandtering, har også ofte lokal drikkevassforsyning, som kan verte mikrobielt forureina av avløpsvatn (Heistad et al. 2009b). I 1997 vart det estimert at det var i bruk rundt 100 000 grunnvassbrønner i fjell, som forsynte 3,4 – 6,8 % av innbyggjarane.

Gaut (2005) sine resultat synte at av 8 borebrønner med infiltrasjonsanlegg eller septiktank innanfor 50 m radius, var 5 av desse over grensa for totale koliforme bakteriar i drikkevassforskrifta, som var klart over snittet for alle undersøkte brønner, men datamaterialet er likevel relativt lite (Gaut 2005). Om lag 500 000 menneske får drikkevatt frå ikkje-godkjenningspliktige vassverk, dvs. at vassverket forsyner færre enn 50 PE eller 20 husstandar. Vasskvaliteten i desse anlegga er i stor grad ukjend (Vogelsang et al. 2013). Det er altså mogleg at mange av desse har dårleg kvalitet, moglegvis grunna forureining frå infiltrasjon av avløpsvatn.

Kjeldeseparering av avløpsvatn, det vil seie å skilje gråvatn og svartvatn, kan vere ei god løysing for å kunne bruke mindre vatn og energi, samt for å auke resirkuleringsgraden av næringsstoff (Günther 2000). Det er over 400 000 hytter/fritidsbustader i Noreg. Moderne hytter har gjerne innlagt vatn, og ofte lokal vassforsyning (NIBIO 2015). Kjeldeseparering av avløp er ei aktuell løysing for denne typen hus. For å verne drikkevasskjeldene til Oslo Kommune, er det stilt krav om at alle nybygg i nedbørsfeltet til drikkevasskjeldene til Oslo, skal separere avløpet i gråvatn og svartvatn. Svartvatnet skal samlast i tett tank, medan gråvatnet skal behandlast i biofilter og infiltrerast i jord (Oslo VAV 2010). Forsøka i denne oppgåva vil kunne gi ein indikasjon på om dette er ei god løysing for å hindre forureining av drikkevatt, både grunnvatn eller overflatevatn.

1.3 Patogen i avløpsvatn

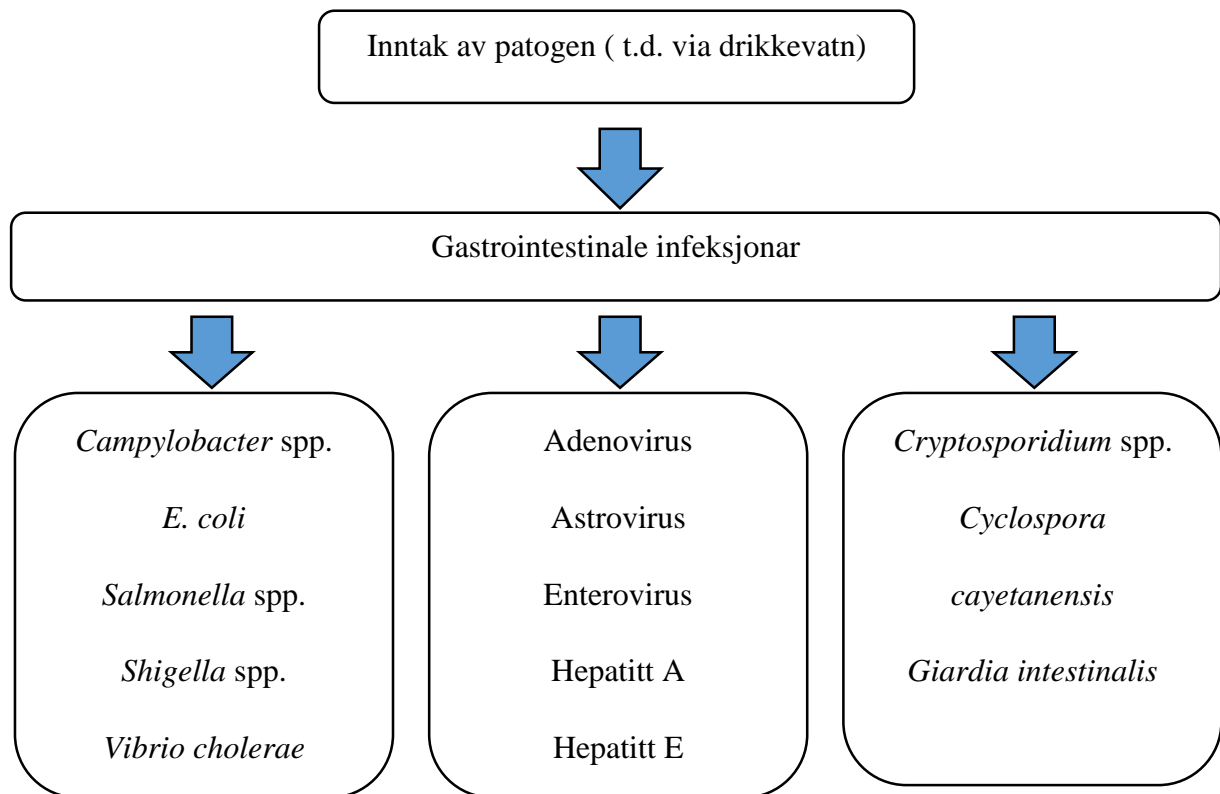
1.3.1 Smitte frå avløpsvatn

Personar som har gastrointestinale infeksjonar, skil ut patogene mikroorganismar i avføring, få patogen vert skilde ut via urin (Stenström et al. 2011). Avføring frå infiserte dyr kan også innehalde patogen. Kalvar er ofte til dømes infiserte av *Cryptosporidium* og *Giardia* (Hannes et al. 2006). *Salmonella* og *Campylobacter* er vanlege å finne i ville dyr (Heistad 2008).

Patogena kan overførast på mange måtar.

Smitte kan overførast med direkte kontakt frå person til person, eller indirekte via eit overføringsmedium. Det er indirekte smitte som er bakgrunnen for denne oppgåva, drikkevatt som er forureina av patogen med fekal opphav, kan vere overføringsmedium. Den vanlegaste smittevegen er den såkalla fekal-orale smittevegen, dvs. at ein person får i seg fekale patogen via munnen (Tryland et al. 2011). Inntaket av patogen kan vere via mat og drikke forureina av avføring (Figur 1-2), eller inntak av avløpsvatn eller avføring ved uhell. Mat kan vere kontaminert av t.d. bruk av avløpsvatn til irrigasjon eller at insekt som har vore i kontakt med

avføring er i kontakt med maten. Det kan også nemnast at enkelte parasitt-sjukdommar kan smitte via huda. (Geldreich 1996; Stenström et al. 2011).



Figur 1-2 Den gastrointestinale smittevegen, og nokre døme på patogene fekale mikroorganismar. Tilpassa frå WHO (2011).

1.3.2 Virus

Virus er det latinske ordet for *gift*. Dei er særst små mikroorganismar, dei fleste er mellom 0,002 – 1 µm. Det vil sei at virus i stor grad kan sjåast på som kolloidale partiklar (Gerba 1984). Sidan virus ikkje kan formeire seg utan ei vertscelle, er dei parasittar. Virus har ein type nukleinsyre, anten DNA eller RNA. Alle virus har ei proteinkappe som omgir og vernar arvestoffet til viruset (Tortora. et al. 2014). Øydelegging av proteinkappa, eller endringar i nukleinsyrer, inaktiverer virus (Schijven & Hassanizadeh 2000). Virus har få eller ingen enzym til metabolismen, i staden tek dei over det metabolske systemet til ei vertscelle. Kvar virustype er vanlegvis berre i stand til å bruke ein viss type celler som vertsceller, det vil sei at ein virustype t.d. berre kan infisere dyr, planter eller bakteriar. Virus som berre kan infisere bakterieceller vert kalla bakteriofagar (Tortora. et al. 2014).

Ifylgje Stenström et al. (2011) kan ein finne meir enn 120 typar virus i avføring. Enteriske virus, det vil seie virus som stammar frå tarmen, gir høg infeksjonsrisiko for menneske. Infeksjonsdosen til virus er ofte låg, og infiserte individ kan skilje ut store mengder virus, sjå døme i Tabell 1-2. Virus er ofte meir motstandsdyktige enn dei fleste bakteriar mot desinfisering, og dei er vanskelege å påvise med standard laboratorieteknikkar (WHO 2011). Ifylgje Kvitsand og Fiksdal (2010), stod virus bak høvesvis 48,6 og 33 % av registrerte drikkevassrelaterte sjukdomstilfelle og utbrot i Noreg mellom 1984 – 2007, hovudsakleg norovirus. Det var like mange utbrot, og fleire sjukdomstilfelle grunna virus frå grunnvatn, enn for overflatevatn, sjølv om overflatevatn er meir vanleg brukt som råvasskjelde i Noreg. Norovirus er rekna for å vere den mest vanlege årsaka til gastroenteritt i Vesten i dag (Westrell 2004).

Tabell 1-2. Epidemilogisk karakteristikk av utvalde patogen. (Kjelde: Westrell 2004)

	Sjukdomstilfelle [per 100 000]*	Morbiditet [%]	Ekskresjon [g ⁻¹ fekaliar]	Varigheit [Døgn]	ID ₅₀
<i>Salmonella</i>	42 – 58	6 -80	10 ⁴⁻⁸	26 – 51	23 600
<i>Campylobacter</i>	78 – 97	25	10 ⁶⁻⁹	1 – 77	900
EHEC	0,8 – 1,4	76 – 89	10 ²⁻³	5 – 12	1120
Hepatitt A	0,8 – 7,8	70	10 ⁴⁻⁶	13 – 30	50
Rotavirus	21	50	10 ⁷⁻¹¹	1 – 39	6
Norovirus	1,2	70	10 ⁵⁻⁹	5 – 22	10
Adenovirus	300	54	10 ¹¹	1 – 14	1,7
<i>Cryptosporidium</i>	0,3 – 1,6	39	10 ⁷⁻⁸	2 – 30	165
<i>Giardia</i>	15 -26	20 – 40	10 ⁵⁻⁸	28 – 284	35
<i>Ascaris</i>	15 – 25	15	10 ⁴	107 – 557	0,7

EHEC = enterohemoragiske *E. coli*, ID₅₀ = median infeksjonsdose,

*Tal frå svensk helsestatistikk 1997 - 2003

1.3.3 Bakteriar

Bakteriar er eincella organismar. Dei er prokaryote, dvs. at dei ikkje har DNA inni ein membran, men vanlegvis som eit sirkulært kromosom. Formeiringsmekanismen til bakteriar er celledeling. Bakteriar har sær mange ulike former, dei fleste er 0,2 – 2 µm i diameter, og 2 – 8 µm lange (Tortora. et al. 2014). Mesteparten av bakterietypene er ikkje farlege for

menneske, dei er tvert i mot særst nyttige, som t.d. ved reinsing av avløpsvatn, konservering av mat, og ved fiksering av nitrogen frå lufta til plantenæring. Nokre bakteriar vil ikkje gi sjukdom hos menneske med godt immunsystem, men for personar med nedsett immunfunksjon kan dei vere patogene, dette er såkalla opportunistiske bakteriar, sjå også avsnitt 1.5.2. Patogene bakteriar som kan komme frå avføring, og dermed kan finnast i svartvatn eller fekalt ureina gråvatn, er t.d. frå bakterieslektene *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* og *Yersinia* (Tortora. et al. 2014). *Campylobacter* stod for 43 % av utbrota, og 23,8 % av sjukdomstilfella av rapporterte drikkevassrelaterte sjukdommar i Noreg frå 1984 – 2007, der forårsakande patogen vart funne. Totalt forårsaka bakteriar 61 % av rapporterte utbrot, men berre 24 % av rapporterte tilfelle (Kvitsand & Fiksdal 2010).

1.3.4 Protozoar

Protozoar, ofte kalla parasittiske protozoar, er eincella eukaryote organismar, som er mellom 2 – 60 µm i diameter, dei er altså som oftast ein del større enn virus og bakteriar (Tortora. et al. 2014). Patogene protozoar er t.d. *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*, og giardiautbrotet i Bergen i 2004 er ei kjend hending i norsk vatn- og avløpssamheng. Ifylgje Eriksson et al. (2002) er grunnvatn lite utsett for å verte mikrobielt forureina av protozoar og helminthar sidan desse mikroorganismane er så store at dei vert filtrerte ut i lausmassar. Men likevel fann Gaut (2005) *Cryptosporidium* i 3 av 20 undersøkte grunnvassverk i berggrunn. Av dokumenterte drikkevassrelaterte utbrot i Noreg frå 1984 – 2007, var det ingen dokumenterte utbrot forårsaka av protozoar frå grunnvatn som vasskjelde (Kvitsand & Fiksdal 2010).

Under dårlege livsvilkår kan protozoar danne hardføre cyster, såkalla oocyster, det vil seie ein vernande kapsel som gjer at organismen kan overleve utanfor eit vertsdyr (Westrell 2004). Infiserte vertsdyr skil ut protozoiske cyster i avføringa, og om ein får i seg slike cyster, kan ein verte smitta. Cystene kan overleve utanfor vertsortorganismen i fleire månader, avhengig av tilhøva. Desse er motstandsdyktige mot desinfisering, og klorering er ingen god desinfeksjonsmetode mot protozoar (Tortora. et al. 2014; Ødegaard et al. 2012)

1.4 Indikator- og modellorganismar

1.4.1 Fekale indikator- og modellorganismar

Om gastrointestinale patogene mikroorganismar er til stades i avløpsvatn, og kva konsentrasjon dei er i, vil variere med kor mange infiserte individ som er tilknytt avløpssystemet (Ottosson 2003; Payment & Locas 2011). I praksis er det ikkje mogleg å analysere avløpsvatn eller drikkevatt for alle moglege patogene mikroorganismar frå fekalt

materiale. Dette ville vore særst dyrt og tidkrevjande, risikabelt for laboratoriepersonell, samstundes som at høge deteksjonsgrenser ville gitt testane avgrensa praktisk verdi (Barrell et al. 2000; Savichtcheva & Okabe 2006). Tradisjonelt har ein vanlegvis testa for bakteriar assosierte med avføring, såkalla fekale indikatororganismar, når ein skal finne ut om vatn er fekal forureina. Ifylgje WHO (2011) og Medema et al. (2003) har ein ideell indikatororganisme desse eigenskapane:

- Den skal alltid vere til stades i avføring frå menneske og dyr.
- Den skal ikkje formeire seg i naturlege vasskjelder.
- Indikatororganismen skal overleve like lenge i vatn som den patogene fekale mikroorganismen.
- Indikatoren skal vere meir talrik enn det fekale patogenet.
- Vere minst like hardfør som patogenet mot ein behandlingsprosess.
- Indikatororganismen skal lett kunne finnast med billige analysemetodar.
- Indikatororganismen bør ikkje vere patogen, for å minske risikoen for laboratoriepersonell.

I Noreg vert drikkevatt analysert for totale koliforme bakteriar, *E. coli*, intestinale enterokokkar og *Clostridium perfringens* (Lovdata 2001). Fleire typar koliforme bakteriar er i stand til å vekse utanfor tarmen til ein vert, derfor er total koliforme bakteriar ein noko usikker indikator for fekal ureining. (Craun et al. 1997; Leclerc et al. 2001; Paruch & Mæhlum 2012; Savichtcheva & Okabe 2006; Tallon et al. 2005). Intestinale enterokokkar er til stades i fekal materiale frå varmblodige dyr, men kan også ha anna opphav. Dei vert fort inaktiverte utanfor eit vertedyr (Savichtcheva & Okabe 2006). Derfor gir ikkje funn av koliforme bakteriar og intestinale enterokokkar garanti for fekal forureining.

Bruk av fekale indikatorbakteriar har også andre avgrensingar, særleg med omsyn til virus og protozoar (Payment & Franco 1993; Petterson & Ashbolt 2005). Virus og protozoar har ikkje dei same overlevingskarakteristikkane som bakteriar, samt at prøvevolumet ein analyserer er lite, derfor gir ikkje fråvær fekale indikatorbakteriar i 100 ml prøvevolum garanti for at patogen er fråverande (Ashbolt et al. 2001; Geldreich 1996; Leclerc et al. 2000; Medema et al. 2003; Payment & Locas 2011). I fylgje nokre artiklar (Ashbolt et al. 2001; Leclerc et al. 2001) er det dårleg korrelasjon mellom innhaldet av totale koliforme indikatorbakteriar og innhaldet av protozoar og virus. Det har vore registrert utbrot av mage- og tarmsjukdom grunna *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp. og virus, utan at nivået av koliforme bakteriar i

vassprøvene har vore høgare enn krava stilte av myndigheitene (Barrell et al. 2000; Craun et al. 1997; Medema et al. 2003).

Nokre studiar fann ingen korrelasjon mellom konsentrasjonane av indikatorbakteriar, og konsentrasjonane av analyserte virus og protozoar i overflatevatn (Hörman et al. 2004) og i grunnvatn (Payment & Locas 2011). Dei fann derimot at funn av indikatorbakteriar auka sannsynet for å finne patogene mikroorganismar signifikant. Birks og Hills (2007) og Ottoson og Stenström (2003), fann i sine forsøk at funn av fekale koliforme bakteriar ikkje nødvendigvis indikerte innhald av patogen i gråvatn.

Clostridium perfringens og bakteriofagar vert føreslått som indikatororganismar for parasittar og virus av fleire studiar (Ashbolt et al. 2001; Grabow 2004; Payment & Franco 1993; Petterson & Ashbolt 2005). *C. perfringens* kan danne sporar som er sær hardføre, og bakterien kan derfor brukast som indikator for eldre fekal forureining. (Hörman et al. 2004).

Til bruk i eksperiment kan ein i staden for ein patogen mikroorganisme, bruke ein modellorganisme for å undersøkje til dømes reinseeffekt av ein prosess (Petterson & Ashbolt 2005). Modellorganismen må ha liknande eigenskapar som patogenet den skal etterlikne, som at den er minst like hardfør mot ytre påkjenningar, og har liknande overflatekarakteristikkar som form, storleik, elektrisk lading og hydrofobisitet.

1.4.2 *E. coli* som indikator- og modellorganisme

E. coli er ein gram-negativ, stav-forma, koliform bakterie, som veks så godt som utelukkande i tarmen på varmblodige dyr, funn av *E. coli* er eit klart teikn på fekal ureining av vatn (Leclerc et al. 2001; Paruch & Mæhlum 2012; Tallon et al. 2005). Dei patogene bakterieslektene *Salmonella* og *Shigella*, samt patogene stammar av *E. coli* har relativt like fysiologiske eigenskapar som *E. coli* (Leclerc et al. 2001). *E. coli* vert transportert relativt lett i jord, og den har ei låg utdøyingssrate, som gjer den høveleg som modellorganisme (Engström 2011), den vert rekna som ein god modellorganisme for bakteriar frå slektene *Shigella*, *Campylobacter* og *Vibrio cholerae* (Petterson & Ashbolt 2005). Den er derimot ingen god modellorganisme for virus og protozoar (Petterson & Ashbolt 2005; Van Cuyk et al. 2004).

Schaffter og Parriaux (2002) undersøkte grunnvatn i Sveits for patogena *Listeria*, *Salmonella*, *Campylobacter* og *Yersinia*. Dei fann at *E. coli* var til stades i over 90 % av prøvene der patogen vart påviste, dette støttar til ein viss grad bruk av *E. coli* som modellorganisme for desse bakteriane ved infiltrasjon i umetta sone, sidan grunnvatn går gjennom umetta sone på veg til metta sone.

Forslund et al. (2011) gjorde lysimeterforsøk der dei vatna poteter med vatn som inneheldt *C. jejuni*, *E. coli* (EHEC) og *S. enterica*. Ingen av patogene vart påviste i utløpsvatnet frå lysimentera etter perkolasjon i 1,4 m umetta jord. Dette tyder på at desse bakteriane vert fjerna i nokså lik grad i umetta sone, men det var ei mykje lågare volumbelastning per areal enn det ein kan vente i eit infiltrasjonsanlegg. Bolster et al. (2006) fann derimot at konsentrasjonen *C. jejuni* vart redusert noko mindre enn for *E. coli* gjennom metta 10 * 2,5 cm kolonner, kanskje var grunnen at *C. jejuni* var meir negativt lada enn *E. coli*.

I denne oppgåva er det valt å bruke *E. coli* som ein av modellorganismene. Eit av argumenta for, er at den allereie er til stades i gråvatnet som vert brukt i forsøket. *E. coli* er ein av standardparameterane brukt for å måle reinsegrad, og det er eit krav om at drikkevatt skal vere fritt for *E. coli* (Lovdata 2001). Metoden for å måle konsentrasjonen av bakterien er også relativt enkel. Fleire studiar har også brukt *E. coli* som indikator for reinseffekt av infiltrasjon i umetta sone, men dette er studiar som har brukt blanda avløpsvatn (Motz et al. 2012; O'Luanaigh et al. 2012; Stevik et al. 1999b) eller husdyrgjødsel (Mosaddeghi et al. 2009).

1.4.3 *Salmonella typhimurium* fag 28b som modellorganisme

Virus er mindre enn bakteriar, og det er sannsynleg at indikatorbakteriar og virus ikkje vert likt påverka av infiltrasjon (Leclerc et al. 2000). Derfor bør ein også analysere for modellvirus for å få indikasjonar på reinseffekten for virus.

Salmonella typhimurium fag 28b (*S.t.* 28b) er ein bakteriofag som er 60 nm i diameter. Det er eit hardført virus, som kan overleve over 10 år på 5° C (Carlander et al. 2000). Vertsbakterien til *S.t.* 28b er *Salmonella typhimurium* type 5 (Heistad et al. 2009b). *S.t.* 28b er ikkje naturleg til stades i avføring (Sahlström et al. 2008), og er sjeldan å finne i naturen (Heistad 2008). *S.t.* 28b har låg inaktiveringsrate, toler høg temperatur og toler høg pH-verdi, derfor er den rekna for å vere relativt stabil i naturlege miljø (Heistad 2008). Sidan *S.t.* 28b sjeldan er å finne i naturen og ikkje i avføring, vil risikoen for feil resultat grunna bakgrunnskonsentrasjonar i avløpsvatnet og jordfiltera vere liten. Desse eigenskapane gjer *S.t.* 28b høveleg som modellorganisme for denne oppgåva.

1.5 Karakterisering av avløpsvatn – svartvatn og gråvatn

I moderne hus er det rekna som sjølvstøtt at det er innlagt vatn. Kjem det vatn inn, må det også gå vatn ut, dette vatnet er avløpsvatn eller også kalla spillvatn. Avløpsvatn kan delast inn i to hovudkategoriar, svartvatn og gråvatn.

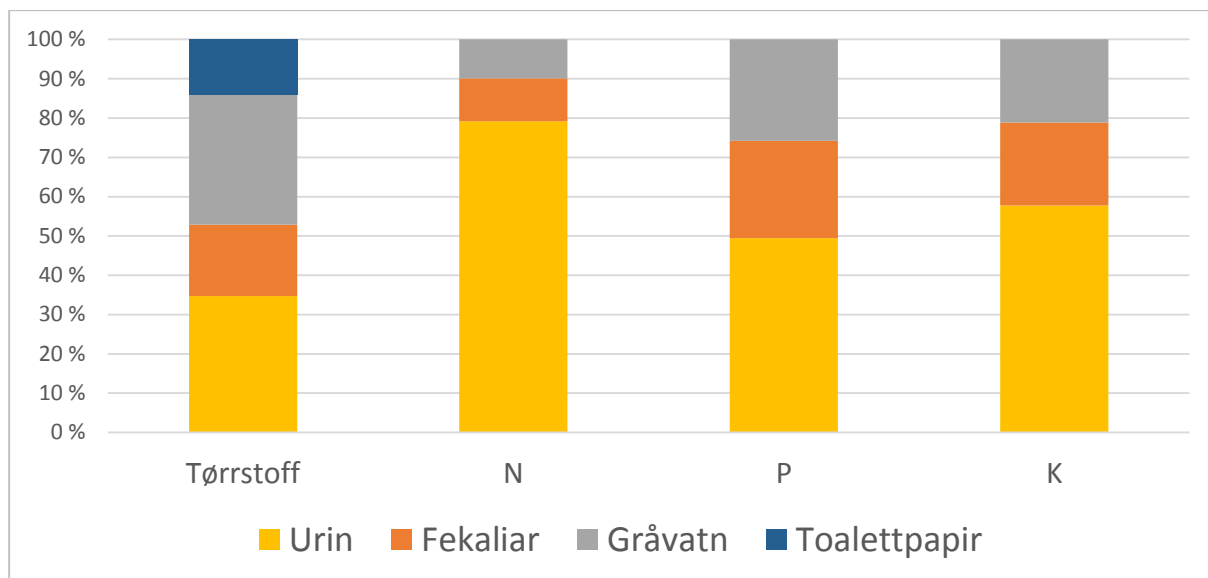
1.5.1 Svartvatn

Svartvatn er avløpsvatn som stammar frå spyling av toalett, det vil seie at all urin og avføring og toalettpapir vil vere i denne fraksjonen. For vanlege toalettløysingar, reknar ein med at svartvatn utgjør 20 – 40 % av totalt hushaldsforbruk av vatn (Jenssen & Vråle 2003). Det meste av patogene mikroorganismar frå avløpsvatn kjem frå svartvatnet.

Meinzinger og Oldenburg (2009) publiserte ein litteraturstudie, der dei statistisk analyserte data frå 130 ulike vitenskaplege artiklar. Dei kom fram til at medianverdiane for innhaldet av totalt suspendert stoff (TSS), biologisk oksygenforbruk (BOF_5), kjemisk oksygenforbruk (KOF), total-nitrogen og total-fosfor i summen av urin og avføring var høvesvis 95 g/PE*d, 25 g/PE*d, 70g/PE*d, 11,9 g/PE*d og 1,5 g/PE*d. Desse verdiane vil variere etter kosthald og kultur mellom ulike individ og regionar (Meinzinger & Oldenburg 2009).

Konsentrasjonane i svartvatnet vil avhenge av kor mykje vatn eit toalett bruker til spyling.

Urin og avføring er høvesvis dei største bidragsytarane til fosfor (P), nitrogen (N) og kalium (K) i hushaldsavløp (Vinnerås 2002). Vinnerås (2002) føreslo i si avhandling nye dimensjoneringsverdiar for utslepp per person for svensk hushaldsavløp, bearbeidde i Figur 1-3. Ifylgje ein studie av Todt et al. (2015), der gråvatn og svartvatn frå studentleilegheiter vart analysert, gav svartvatnet frå hushaldsavløp 69 % av total KOF, 83 % av total-N og 87 % av total-P. Desse verdiane samsvarer godt med andre studiar på området (Todt et al. 2015).



Figur 1-3 Fordeling av tørrstoff og N, P og K mellom urin, fekaliar, gråvatn og toalettpapir i forslag til ny svensk dimensjoneringsnorm (Vinnerås 2002)

1.5.2 Gråvatn

Gråvatn er avløpsvatn frå t.d. dusj, vaskemaskin, oppvaskmaskin, og handvask (Eriksson et al. 2002; Gross et al. 2007; Pinto et al. 2010). Nokre deler igjen opp gråvatnet i ulike fraksjonar, t.d. at avløpet frå kjøkken og vaskemaskin er i ein eigen fraksjon (Al-Jayyousi 2003; Penn et al. 2011), denne fraksjonen vert kalla mørkt gråvatn, medan resten av gråvatnet, frå handvask, dusj og badekar vert kalla lyst gråvatn. I denne oppgåva vil det ikkje verte skilt mellom lyst og mørkt gråvatn. Vanlegvis står gråvatn for 60 – 80 % av totalvolum brukt per person i Noreg, men bruk av vassparande toalett kan gi ein gråvassandel opp mot 90 % (Jenssen & Vråle 2003)

Gråvatn kan verte oppfatta som relativt reint vatn, men studiar har vist at gråvatn inneheld næringsstoff, organisk materiale, fekale indikatorbakteriar, salt, såpe og surfaktantar (Friedler 2004). Innhaldet av tungmetall er også høgare i gråvatn enn i svartvatn (Vinnerås 2002). Studien til Todt et al. (2015), fann at frå 24 norske studentleilegheiter, gav gråvatn gav 31 % av total KOF., 17 % av total-N, og 13 % av total-P frå samla avløp. Det er det same gråvatnet som vert brukt i forsøka til denne oppgåva. Meinzinger og Oldenburg (2009) fann i sin litteraturstudie at medianinnhaldet av TSS, BOF₅, KOF, total-N og total-P i gråvatn var høvesvis 228 mg/l, 329 mg/l, 1 535 mg/l, 3,0 mg/l og 4,6 mg/l. Desse tala var baserte på europeiske data.

Mange studiar har også funne fekale indikatororganismar i gråvatn (Günther 2000; Ottoson & Stenström 2003; Winward et al. 2008), som kan indikere fekal forureining av gråvatnet frå t.d. feilkoplingar av rør, dusj, handvask og vask av små barn. Dessutan kan bakteriar som *Salmonella* og *Campylobacter* komme frå kjøkkenavløp. Ein studie av Ottoson og Stenström (2003), fann at det er mogleg at fekal forureining av gråvatn basert på innhaldet av indikatorbakteriar er overestimert, sidan fekale indikatorbakteriar kan vekse i avløpssystem. Ein del resultat frå målingar av indikatororganismar i gråvatn er samla i Tabell 1-4.

Vanlege patogenkonsentrasjonar i blanda avløpsvatn er gitt i Tabell 1-3. For gråvatn er det gjort få undersøkingar på innhaldet av spesifikke patogen (Heistad 2008). I ei undersøking av gråvatn frå badarom, fann Birks og Hills (2007) *Giardia* i 63 % av prøvene, og *Salmonella* veltederen i ei prøve (13 %), korkje *E. coli* O157:H7, enterovirus, *Legionella*, *Cryptosporidium* eller *Campylobacter* vart oppdaga. Winward et al. (2008) fann fleire opportunistiske bakteriar i gråvatn, *P. aeruginosa* var til stades i alle analyserte prøver, medan *S. aureus* vart funnen i nokre av prøvene. Funnet av *P. aeruginosa*, saman med evna denne bakterien har til å vekse i vatn, som også vart bekrefta av denne studien, gjer denne bakterien til ein risikofaktor ved resirkulering av gråvatn. Det faktum at indikatorbakteriar er til stades i gråvatn, risikoen for fekal forureining av gråvatn og innhald av organisk materiale og næringsstoff, gjer at gråvatn bør reinsast før utslepp.

Tabell 1-3 Konsentrasjonar av mikroorganismar i ubehandla konvensjonelt avløpsvatn (Tilpassa frå: WHO 2006)

Organisme	Konsentrasjon [$\log_{10} L^{-1}$]
	Ubehandla avløpsvatn (WHO 2006)
<i>Salmonella</i> spp.	0 - 5
Termotol. Koliforme bakteriar	8 - 10
<i>Campylobacter jejuni</i> .	1 - 4
<i>Shigella</i> spp.	1 - 4
<i>Cryptosporidium parvum</i>	0 - 4
<i>Giardia intestinalis</i>	2 - 5
Enteriske virus	5 - 6
Rotavirus	2 - 5

Tabell 1-4. Indikatorbakteriar i ubehandla gråvatn, gjennomsnittsverdiar, eller min. – maks. frå ulike studiar [\log_{10} / 100ml].

Kjelde til gråvatn	Totale koliforme	Termotol. koliforme	<i>E. coli</i>	Entero-kokkar	Referanse
Handvask, kjøkkenvask	-	5,0	-	4,6	(Günther 2000)
Bad, dusj og handvask	5,4	-	2,8	2,8	(Winward et al. 2008)
Gråvatn	8,1	-	6,0	4,4	(Ottoson & Stenström 2003)
Bad, dusj og handvask	7,3	-	5,6	3,4	(Birks & Hills 2007)
Baderom	2,7 – 7,4	2,2 – 3,5	-	1,9 – 3,4	(Christova-Boal et al. 1996)
Vaskemaskin	3,3 – 5,5	2,0 – 3,0	-	1,4 – 3,4	(Christova-Boal et al. 1996)
Dusj	5,0	4,7	-	-	(Lamine et al. 2012)
Gråvatn	-	5,5	-	-	(Friedler et al. 2006)
Dusj, bad og handvask	3,8	-	3,3	3,2	(Laine 2001)

1.6 Infiltrasjon av avløpsvatn i jord

Som nemnt kan infiltrasjon i jord vere ein effektiv måte å reinse avløpsvatn på. I delkapittel 1.5 vart avløpsvatn karakterisert, og i dette delkapittelet vert reinseprosessar i jord for avløpsparameter som fosfor, nitrogen, suspendert stoff og organisk materiale kort gjennomgått. Mikroorganismar, og korleis dei vert påverka av jordinfiltrasjon vert omtala i delkapittel 1.7 og 1.8.

Nitrogen og fosfor i avløpsvatn fungerer som gjødsel for planter, og for store utslepp av desse stoffa til våtmarker og marine økosystem kan føre til overgjødsling, såkalla eutrofiering. I tillegg er for høge nitratkonsentrasjonar i drikkevatn giftig for småbarn, samt at nitrifikasjon

av ammonium/ammoniakk-form (TAN) i ein resipient vil forbruke oksygen (Siegrist et al. 2000). Fjerningsmekanismane for nitrogen i jordinfiltrasjonssystem er ifylgje Siegrist et al. (2000) ammonifisering, nitrifikasjon, denitrifikasjon og adsorpsjon av ammonium til jordpartiklane. Riktig dimensjonerte infiltrasjonssystem vil kunne gi nesten total nitrifikasjon i dei fyrste 30 cm med jord i umetta sone, men det kan ta opptil 2 månader før ein fullt utvikla kultur av nitrifiserande bakteriar får etablert seg. I vanlege infiltrasjonsanlegg, vil ein likevel som oftast berre kunne oppnå 10 – 20 % reduksjon av total nitrogen (Siegrist et al. 2000).

Fosfor er vanlegvis til stades i avløpsvatn i form av ortofosfat (PO_4^{3-} , oppløyst i vatn) og organisk bunde fosfor (Siegrist et al. 2000). Oksidasjon av organisk materiale, konverterer ein del av det organisk bundne fosforet til ortofosfat. Hovudmekanismane for fosforfjerning i jord er adsorpsjon, kompleksdanning og utfelling. Kalsium og oksid av jern og aluminium i jorda, gir auka adsorpsjon av fosfor (Siegrist et al. 2000).

Organisk materiale (OM) kan vere i oppløyst form, eller i suspendert form. Utslepp av for mykje OM, kan føre til oksygenmangel, fiskedød og vond lukt i ein resipient (Ødegaard et al. 2012). Adsorpsjon av oppløyst OM, med påfylgjande mikrobiell nedbryting er den viktigaste prosessen for å fjerne oppløyst OM i jord. Suspendert stoff, både organisk og mineralsk vert fjerna av ein kombinasjon av fastkiling i små porar og biologisk nedbryting (Siegrist et al. 2000).

1.7 Transport, retensjon og lagnad til mikroorganismar i jord og andre porøse filtermedia

1.7.1 Transport av mikroorganismar i porøse media

Mikroorganismar vert transporterte med vatn i porøse media ved adveksjon og dispersjon (Abu-Ashour et al. 1994). Under advektiv transport, flyt partiklar, kolloidale partiklar og oppløyste stoff med væskestraumen. Stoffa i væskestraumen vert spreidde av dispersjon. Mekanisk dispersjon kjem av ulik væskehastigheit i mediet, grunna strøyming gjennom porar med ujamn storleik og kanalar av ulik lengd, slik at væskefriksjonen vert ulik. Ved låg væskehastigheit vil også molekylær dispersjon, der molekyl går frå område med høg til låg konsentrasjon dvs. kjemisk diffusjon kunne spele ei rolle (Heistad 2008).

Kolloid kan definerast som partiklar med effektiv diameter om lag 0,01 – 10 μm (Bradford & Torkzaban 2008; DeNovio et al. 2004), det vil seie at dei fleste virus og bakteriar kan

karakteriserast som kolloid, og teori om transport av kolloid gjennom porøse filtermedia vert relevant for denne oppgåva. Biokolloid er ei mykje brukt nemning for mikroorganismar.

Tilbakehalding av mikroorganismar i eit filter, heretter kalla retensjon, kan komme av fleire mekanismar. Denne oppgåva tek føre seg infiltrasjon i umetta lausmassefilter, det vil seie at både luft og vatn er til stades i porane. Forklaringsmodellar og teoriar brukte på metta sone vert delvis brukte. Denne tilnærminga er også brukt av studiar og litteraturstudiar om umetta sone, som t.d. (DeNovio et al. 2004)

1.7.2 Adsorpsjon av mikroorganismar i porøse filtermedia

Mikroorganismar kan feste seg til partiklar, grensesnitt mellom fasar, og i porar og sprekker i eit filter, og dei vert haldne tilbake, dette er retensjon. To hovudmekanismar står bak retensjon av mikroorganismar i jord eller anna porøst filtermateriale, adsorpsjon og det som på engelsk heiter «straining» (Stevik et al. 2004). «Straining» vert av forfattaren omsett til fastkiling.

Adsorpsjon er ein prosess der atom, ion, molekyl eller partiklar frå ein fase, festar seg og vert akkumulerte på overflata til ein annan fase (Tchobanoglous et al. 2014). Adsorpsjon er ifylgje Yavuz Corapcioglu og Haridas (1984) den viktigaste retensjonsmekanismen for virus, sidan virus er så små at fastkiling av virus neppe har nokon effekt. Kreftene som styrer adsorpsjon er elektrostatisk tiltrekkjing og fråstøyting, kovalent-ioniske krefter og hydrofobiske effektar (Jin et al. 2000). I umetta sone kan mikroorganismar verte adsorberte til filterpartiklar altså i grensesnittet mellom filterpartikkel og vatn (GPV), grensesnittet mellom luft og vatn (GLV), eller til grensesnittet mellom luft, vatn og filterpartiklar, trippelgrensesnittet (TGS).

Adsorpsjon kan vere både reversibel eller irreversibel (Keller & Auset 2007).

Adsorpsjon av biokolloid frå væskefasen går i to steg, transport inntil eit grensesnitt, deretter må biokolloida feste seg til grensesnittet (Schijven & Hassanizadeh 2000).

Transportmekanismane frå væskefasen til grensesnittet er intersepsjon, sedimentasjon og Brownsk diffusjon (Yao et al. 1971). Ifylgje Keller og Auset (2007), gjeld dei same transportmekanismane for transport av biokolloid frå vatn til GPV som til GLV. Når kolloidet fylgjer ei straumlinje som går nær inntil ei adsorpsjonsflate slik at kolloidet kolliderer med flata, er transportmekanismen intersepsjon. Sedimentasjon er når kolloidet har større massetettleik enn væska, dermed vil ikkje kolloidet fylgje straumlinja det ligg i, om straumlinja svingar rundt ein partikkel. Dermed kan kolloidet kollidere med partikkelen.

Brownsk diffusjon er tilfeldige rørsler av kolloidet grunna kollisjonar med molekyl og andre

partiklar (Yao et al. 1971). Om eit kolloid som kolliderer med eit grensesnitt faktisk vert adsorbent, er avhengig av faktorar som vert nemnde seinare.

1.7.3 Fastkiling av mikroorganismar i porøse filtermedia

Mikroorganismar kan verte fastkilte i mellom anna små poreopningar, smale opningar mellom filterpartiklar, eller i tynne vassfilmar rundt filterpartiklar (DeNovio et al. 2004). Dette fenomenet vert kalla «straining» på engelsk. Om ein poreopning vert blokkert av fleire mikroorganismar, kallar ein det fastkiling ved brubygging (Sen 2011). Ein prinsipiell skilnad mellom fastkiling og adsorpsjon, er at adsorpsjon inneber at eit kolloid er festa til eitt grensesnitt, medan fastkiling involverer fleire grensesnitt (Engström et al. 2015).

1.7.4 Overleving og inaktivering av mikroorganismar i jord eller anna porøst filtermedie

Biologisk vekst, død/inaktivering, predasjon og parasittisme kan gi nedgang eller auke i konsentrasjonen av mobile eller adsorbente mikroorganismar (Keller & Auset 2007). Dei fleste fekale patogene mikroorganismar kan ikkje overleve lenge utanfor tarmen til varmblodige dyr (Stevik et al. 2004). Til dømes klarer ikkje *Campylobacter* spp. å formeire seg utanfor tarmen til eit vertsdyr (Murphy et al. 2006). Sidan virus er vertsspesifikke vil dei ikkje kunne formeire seg utanfor ein vertsortorganisme (Fong & Lipp 2005).

Dei viktigaste faktorane som påverkar virusinaktivering i jord er temperatur, adsorpsjon til partikulært materiale, umetta forhold og mikrobiell aktivitet (Schijven & Hassanizadeh 2000). Inaktivering av virus vert vanlegvis sett bort frå under forsøk med metta jordkolonner, grunna korte opphaldstider i filtera, men med umetta kolonneforsøk kan inaktivering påverke resultatet (Schijven & Hassanizadeh 2000).

1.8 Faktorar som påverkar transport, retensjon og lagnad til mikroorganismar i porøse filtermedia

I delkapittel 1.7 vart dei overordna prinsippa og mekanismane for transportert, retensjon, inaktivering og overleving av mikroorganismar i eit porøst filtermateriale som t.d. jord presenterte. I dette delkapittelet vert ein del faktorar som påverkar desse prosessane i eit porøst filter gjennomgåtte. Dei fleste av faktorane nemnde i dette kapittelet, vil kunne undersøkjast under forsøka, som t.d. pH, ionestyrke via elektrisk leiingsevne, kornfordeling, opphaldstid og hydraulisk belastning. Andre faktorar, som t.d. nøyaktige eigenskapar til bakteriane i avløpsvatnet, profilar av potensiell overflateenergi til mikroorganismar i

gråvatnet, og graden av vassmetting i filtera vil ikkje verte undersøkte i denne oppgåva. Likevel vert desse faktorane nemnde i teoridelen. Det er også viktig å ha i minnet at ikkje alle mikroorganismar er like sensitive for alle desse faktorane, og at ein del faktorar ikkje er tekne med.

1.8.1 Filtermediet – fysiske og kjemiske effektar

Kornstorleiken og kornstorleiks-distribusjonen påverkar transporten av mikroorganismar i porøse filtermedia. Mindre kornstorleik i eit filtermedie gir større spesifikt overflateareal, som gir fleire potensielle adsorpsjonspunkt for mikroorganismar (Quanrud et al. 2003; Stevik et al. 2004). Små poreopningar aukar sjansen for fastkiling. Mindre kornstorleik gir mindre porar, og jordartar som leire, silt, og fin sand har porestorleikar i området til mange bakteriar (Stevik et al. 2004; Yavuz Corapcioglu & Haridas 1984). Små porar i filtermaterialet gir sterkare kapillære krefter, som gir ei stabil umetta strøyming i heile filteret (Stevik et al. 1999a). Mange studiar har rapportert at stort spesifikt areal og mindre kornstorleik har auka reinseeffekten for bakteriar (Fontes et al. 1991; Gargiulo et al. 2007; Stevik et al. 1999a), virus (Quanrud et al. 2003) og abiotiske kolloidale partiklar (Torkzaban et al. 2008a)

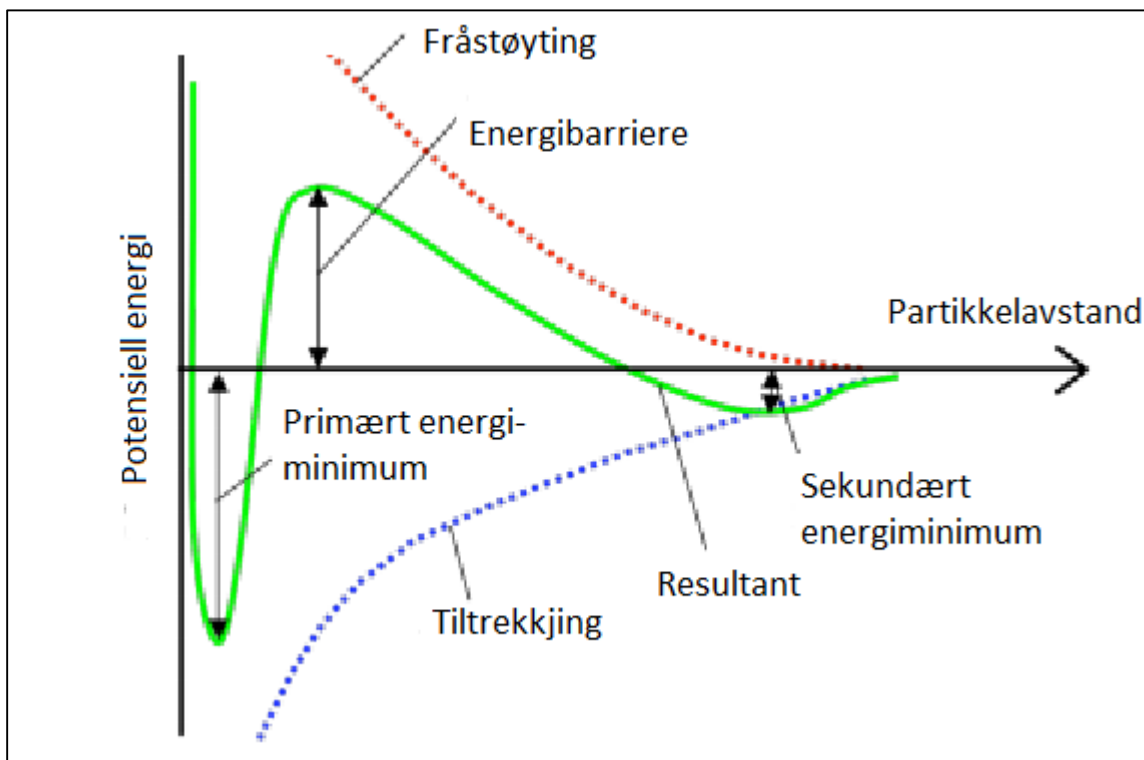
Høgt innhald av metalloksid på filterpartiklane, aukar retensjonen og inaktiveringa av virus (Chu et al. 2001; Chu et al. 2003; Zhao et al. 2008). Ein batchstudie av Mills et al. (1994) synte at adsorpsjonen av bakteriar auka når filtermaterialet var dekt med Fe(III). Forsøk med minikolonner av Johnson og Logan (1996) synte at retensjonen av bakteriar var mykje betre i kolonner der filtermaterialet var dekt med jern, men denne effekten vart sterkt redusert når filtermaterialet vart dekt med organisk materiale.

1.8.2 Ionestyrke og kort om DLVO-teori

Når eit biokolloid har komme i kontakt med ein filterpartikkel eller ei anna potensiell adsorpsjonsflate, kan moglegheita for at biokolloidet festar seg, forklarast mellom anna med DLVO-teori. Ifylgje Engström et al. (2015) kan ikkje teorien fullstendig forklare retensjon av mikroorganismar i umetta filter. DLVO-teorien skildrar tiltrekkjande og fråstøytande krefter mellom kolloid og filterpartiklar (Ryan & Elimelech 1996). Rundt lada kolloid eller filterpartiklar i vassløyning, vil det danne seg eit dobbeltlag av ion med motsett lading av overflateladinga til kolloidet. Innerst det såkalla sternlaget, og ytst det diffuse dobbeltlaget (Elimelech et al. 1998). Når kolloid i løyning går mot ein filterpartikkel eller eit anna kolloid, vil dei diffuse dobbeltlaga overlappa. I tilfelle der kolloida og filterpartikkel har like ladingar, vil det verke ei fråstøytande kraft mellom dei diffuse dobbeltlaga (Elimelech et al. 1998, s.

35). Under normale forhold er jordpartiklar, bakteriar og virus negativt lada (Heistad 2008; Stevik et al. 2004)

I tillegg til dobbeltlagskrefter, verkar det tiltrekkjande London-van der Waals-krefter og såkalla ikkje-DLVO-krefter på kolloida. Dei sistnemnde kreftene er fråstøytande steriske krefter (steric forces) grunna polymerar på kolloida og hydratiserte overflater, medan hydrofobe parti på partiklane verkar tiltrekkjande på kvarandre (Elimelech et al. 1998). Ein kan lage energiprofilar over den potensielle energien mellom overflatene til kolloid og filterpartikkel, ved å summere den potensielle energien frå dobbeltlaget, London-van der Waals-krefter og ikkje-DLVO-kreftene, over avstanden mellom kolloid og filterpartikkel, vist i Figur 1-4.



Figur 1-4. Energiprofil for overflatepotensiale DLVO. (Tilpassa frå: Heistad 2008)

London-van der Waals-krefter oppstår grunna midlertidige ladingsforskyvingar på partiklar, dei vert ikkje påverka av kjemiske eigenskapar til vassløysninga, men varierer med avstanden mellom kolloida. Dobbeltlagskreftene vert derimot påverka av kjemien til vassløysninga. Ved høge konsentrasjonar av ion vatnet, vil dobbeltlaget rundt biokolloid og filterpartiklar verte komprimert, slik kjem likt lada partiklar nærare kvarandre, og tiltrekkjande London-van der Waals-krefter vil auke i styrke (Ryan & Elimelech 1996).

Kolonnesforsøk av Quanrud et al. (2003) og Lance et al. (1976) synte at tilsetjing av vatn med låg ionestykke, for å simulere regn, gav dårlegare reinseeffekt for virus. Kolonnesforsøk med

bakteriar under metta forhold synte også at auka ionestyrke gav mindre transport av bakteriar (Fontes et al. 1991). Derimot synte eit kolonneforsøk med umetta forhold av Stevik et al. (1999a), at ionestyrke hadde liten effekt på reinseffekten for *E. coli*.

1.8.3 Eigenskapar til mikroorganismane

Eigenskapar ved mikroorganismane påverkar kor effektivt dei vert fjerna av jordfiltrering. Cellestorleik kan ha innverknad på kor effektivt mikroorganismar vert fjerna av eit filter, og studiar har synt at mindre bakteriar lettare går gjennom eit filter (Fontes et al. 1991; Gannon et al. 1991). Ein studie av Dowd et al. (1998) fann at større virus vart dårlegare transporterte enn mindre virus i metta sone.

Hydrofobisitet vil variere mellom ulike mikroorganismar, og studiar har vist at denne eigenskapen kan påverke transport av mikroorganismar. Eit kolonneforsøk av Huysman og Verstraete (1993a), med transport av bakteriar under umetta forhold, synte at hydrofobe bakteriar vart adsorberte i større grad enn meir hydrofile bakteriar i sandig jord. Stenström (1989) fann at meir hydrofobe bakteriar festa seg meir effektivt til mineralpartiklar.

Hydrofobe virus vert i sterkare grad tiltrekte til grensesnittet mellom luft og vatn, og skilnad i hydrofobitet var ein mogleg grunn til ulik retensjon av ϕ X174 og MS-2 i forsøk utført av Chu et al. (2003).

Bakteriar og virus har karboksyl- og aminosyregrupper på overflata, det gir dei ei netto elektrisk lading, utanom ved det isoelektriske punktet (Schijven & Hassanizadeh 2000; Stevik et al. 2004). Isoelektrisk punkt (pI), er den pH-verdien der ein mikroorganisme har null netto overflatelading. PH under pI gir positiv netto lading, og motsett med pH over pI. I ein artikkel av Gerba (1984) er det oppgitt pI for 25 ulike virus, alle virusa hadde mellom 3,9 – 8,2, men berre tre hadde pI over 7,0. Ifylgje Stevik et al. (2004) ligg pI for dei fleste bakteriar mellom 1,5 – 4,0. Ein studie av virustransport i metta kolonner, fylte med sandjord, fekk som resultat at virus med høgare pI vart mest effektivt transporterte (Dowd et al. 1998). Dette resultatet er ikkje i samsvar med det ein kunne forvente, nemleg at virus med lågt pI skulle vere mest negative ved vanlege pH-verdiar, og dermed ekstra fråstøytande mot negative jordpartiklar.

1.8.4 pH

pH-verdien har innverknad på ladinga til mikroorganismane, jamfør avsnitt 1.8.3. Men det er truleg at ved dei variasjonane i pH-verdiar som er vanlege i avløpsvatn vil ha lite å seie for reinseffekt og adsorpsjon av bakteriar (Jewett et al. 1995). Virus vert som oftast betre adsorbere ved låge pH-verdiar enn ved høge (Schijven & Hassanizadeh 2000). Til dømes fann

både Zhao et al. (2008) og Goyal og Gerba (1979) at aukande pH-verdi i jord gav dårlegare virusadsorpsjon i sine batch-eksperiment. Bakteriar overlever også som regel lenger i jord rundt nøytral pH-verdi, dei er sensitive for både høge og låge verdiar (Stevik et al. 2004).

1.8.5 Effekten av umetta forhold

Mettingsgrad av vatn påverkar transport, retensjon og inaktivering av mikroorganismar gjennom eit filtermedium. Det aller meste av litteratur gjennomgått for denne oppgåva tyder på at lågare vassmettingsgrad, gir mindre transport av mikroorganismar gjennom eit filter, dvs. at lågare vassmetting gir meir tilbakehalding og/eller inaktivering av mikroorganismar. Studiar av Jin et al. (2000), Powelson og Gerba (1994) og Lance og Gerba (1984) fann at lågare grad av vassmetting i filtermediet gav betre virusretensjon i diverse filtermateriale. Andre studiar har synt det same for kolloid (Knappenberger et al. 2014; Torkzaban et al. 2008b; Zhuang et al. 2005) og for bakteriar (Chen 2008; Jewett et al. 1999; Schäfer et al. 1998). Ifylgje Stevik et al. (2004), vil bakteriar generelt overleve dårlegare i jord med lite fuktigheit. Inaktivering av virus aukar også med umetta forhold (Schijven & Hassanizadeh 2000).

Det er fleire moglege forklaringar på at umetta forhold gir dårlegare transport av mikroorganismar enn metta forhold. Under umetta forhold vil strøyminga av vatn vere i dei minste porane, som aukar sjansen for fastkiling (Bradford et al. 2002; Stevik et al. 2004; Torkzaban et al. 2008b). Lance og Gerba (1984) føreslo at under umetta forhold, vil vatnet strøyme i ein tynn film rundt jordpartiklane, dermed kjem virusa nærare jordpartiklane under umetta strøyming, enn under metta strøyming, slik aukar sjansen for virusadsorpsjon på jordpartiklane.

I umetta filter, vil det vere luft til stades i porane. Mikroorganismane kan derfor verte adsorberte til grensesnittet mellom luft og vatn (GLV), trippelgrensesnittet mellom partikkel, luft og vatn (TGS) i tillegg til grensesnittet mellom partikkel og vatn (GPV). I metta sone kan mikroorganismar berre adsorberast til GPV. Virus (Thompson et al. 1998) og bakteriar (Powelson & Mills 1996) kan ha både polare og upolare regionar på overflata, og dei hydrofobe regionane vil stikke ut i luftfasen, bort frå den polare væskefasen. Adsorpsjon til GLV og kreftene som verkar på mikroorganismane ved dette grensesnittet, kan inaktivere mikroorganismane (Jin et al. 2000; Thompson et al. 1998).

Thompson et al. (1998) sine resultat frå batch-studiar av virusa MS-2 og ϕ X174, indikerte at virus vart adsorberte og inaktiverte ved TGS, ikkje ved GLV åleine, effekten var klart størst

på MS-2. Studien til Zhao et al. (2008) fann at endring i vassinnhald gav auka adsorpsjon og inaktivering av virus i jord rik på metalloksid, medan effekten av mindre vassinnhald var mindre i jord med lite metalloksid. Dette vart også observert av Chu et al. (2001). Dette er relevant for denne oppgåva, sidan reinseeffekten med tanke på virus i lokale jordmassar då truleg vert avhengig av innhaldet av metalloksid i denne jorda.

1.8.6 Organisk materiale og biofilm

Ifylgje Chu et al. (2003) er det ueinigheit i litteraturen om organisk materiale (OM) gir betre eller dårlegare reinseeffekt for virus ved jordfiltrering. OM festa til filterpartiklane kan auke overflatearealet og gi fleire adsorpsjonspunkt for bakteriar og virus. Samtidig er det ein fare for at OM i væska kan blokkere adsorpsjonspunkt, ifylgje litteraturstudiar av Stevik et al. (2004) og Schijven og Hassanizadeh (2000). Surfaktantar reduserer overflatespenninga i vatn (nesten alt oppløyst OM i vatn fungerer som surfaktantar), og vil truleg redusere adsorpsjonen av bakteriar (Powelson & Mills 1996) og virus (Thompson & Yates 1999) til GLV. Den totale effekten av OM, og korleis innhaldet av OM saman med eigenskapar ved jordfilteret og virusa påverkar virusfjerning, er vanskeleg å kvantifisere (Schijven & Hassanizadeh 2000, s. 118). Ein studie av Heistad et al. (2009a) synte at virusreduksjonen var høgare i filterkolonner der biofilm var utvikla, kontra kolonner utan biofilm.

Bakteriar krev mellom anna OM for å overleve, i tillegg kan OM halde på fuktigheit, som gjer at bakteriar kan overleve lenger (Engström et al. 2015). Biofilm er eit samfunn av celler på overflata av eit filtermateriale, omgitt av organiske polymerar produsert av cellene. Den kan verne mikrobane mot stressfaktorar som variasjon i temperatur, fukt og næringstilgang (Engström et al. 2015). Partiklar frå avløpsvatnet, både organiske og uorganiske vert akkumulerte i biofilmen. I toppen av eit filter eller infiltrasjonsgrøft som tek mot avløpsvatn, vil det kunne dannast ei såkalla biomatte av akkumulerte partiklar, og organisk materiale produsert av mikroorganismar. Ei biomatte vil kunne gi betre fordeling av avløpsvatn i eit filter og dermed auke opphaldstida, sikre umetta forhold nedanfor biomatta, og bidra til auka reduksjon av bakteriar (Stevik et al. 1999b). Biofilm/biomatte reduserer porestorleiken i eit filter, og aukar sjansen for at bakteriar vert fastkilte (Stevik et al. 1999b). Biofilm kan også bidra til adsorpsjon av mikroorganismar gjennom hydrogen- og dipol-dipol-bindingar (Stevik et al. 2004). Predasjon i biofilm kan gi auka reduksjon av indikatorbakteriar (Engström et al. 2015).

1.8.7 Hydraulisk belastning/opphaldstid

Låg hydraulisk belastning gir lenger opphaldstid i filteret, og den mindre mobile delen av porevatnet vil i større grad verte skifta ut ved diffusjon, dette gir lenger kontakttid med filtermediet, i større sjanse for adsorpsjon (Stevik et al. 1999a). Ved høgare hydraulisk belastning, vil også væskehastigheita auke i dei største porane (Stevik et al. 1999a). Om tilført vassmengd til infiltrasjon vert så stor at det vert metta forhold i infiltrasjonsgrøfta, vil reinseeffekten for virus verte betydeleg redusert (Lance & Gerba 1984). Betre reinseeffekt for mikroorganismar ved lågare belastning av avløpsvatn er støtta av fleire studiar (Huysman & Verstraete 1993b; Lance & Gerba 1984; Stevik et al. 1999a).

Stevik et al. (1999a) gjorde kolonneforsøk med infiltrasjon av kunstig avløpsvatn i diverse filtermateriale, mellom anna fin sand og medium sand. Det vart konkludert med at minimum opphaldstid i filteret var ein viktig faktor for kor effektivt bakteriar vart fjerna i umetta filter, noko som også vart støtta av infiltrasjonsforsøka til Ausland et al. (2002). Effekten til minimum opphaldstid vart forklart med at vatnet som brukte kortast tid på å komme gjennom filteret, bidreg med eit stort antal bakteriar til utløpet. Vatnet som har kortast opphaldstid renn gjerne gjennom dei største porane i filteret, der sjansane for både fastkiling og adsorpsjon av mikroorganismar er minst (Stevik et al. 1999a).

1.8.8 Temperatur

Temperatur påverkar både retensjon og overlevinga til mikroorganismar i jordfilter. Aukande temperatur gir ifylgje Stevik et al. (2004) aukande adsorpsjon av bakteriar, samt at aukande temperatur gir dårlegare overleving av bakteriar. Høgare temperatur gir meir predasjon av *E. coli* og høgare utdøyingssrate (Engström et al. 2015). Inaktiveringskoeffisienten for virus i grunnvatn aukar ifylgje Schijven og Hassanizadeh (2000) også sterkt med temperaturen, noko som truleg også gjeld for virus i umetta sone.

1.9 Mål for oppgåva

Som tidlegare nemnt, er infiltrasjon av avløpsvatn ein risikofaktor for mikrobiell kontaminering av drikkevatn, samt at utslepp av næringsstoff og organisk materiale kan ha negative effektar på økosystem. Oppgåva skal samanlikne reinsegraden til fire ulike lausmassefilter, oppbygde i kolonner av PP-plast. Desse kolonnene skal infiltrerast med gråvatn, forbehandla i eit kompakt reinseanlegg som inneheld slamavskiljar og biofilter. Filtera i kolonnene er oppbygde slik tverrsnittet til ei reell infiltrasjonsgrøft kan vere oppbygd. Reduksjon av indikatorbakteriane *E. coli* og totale koliforme bakteriar, og modellviruset *S.t.* 28b gjennom filtera skal målast. Reinsegrad for total-P, BOF₅ og SS skal også testast for dei ulike filtera.

Hovudmålet for oppgåva er å finne reinseeffekten til kvar filtertype for dei målte parameterane, og fleire delmål og grunngiving for kvart delmål er gitt nedanfor.

Eit mål for denne oppgåva er å finne gode oppbyggingar for filtergrøfter som skal reinse gråvatn for mikroorganismar. Slik kan ein minske risikoen for at patogene bakteriar og virus hamnar i både lokale vassforsyningsanlegg og råvasskjelder for større vassverk.

Reinsing av gråvatn i jord, er eit område det er forska lite på. Det er eit mål at forsøka i denne oppgåva skal vere med å gi grunnlagsdata for reinseeffekt av infiltrasjon av gråvatn i jord. Lokal reinsing av gråvatn er ikkje mykje brukt i Noreg (Figur 1-1). For at lokal reinsing og handtering av gråvatn skal verte meir brukt, og at myndigheiter skal tørre å gi løyve til å byggje slike anlegg, må ein ha dokumentasjon på at jordinfiltrasjon av gråvatn har ein reinseeffekt. Tilgang på reinsedata, gir også ei meir korrekt dimensjonering av anlegga. Om gråvatn kan handterast lokalt der tilhøva ligg til rette, vil det til dømes kunne avlaste sentrale reinseanlegg og leidningsnett.

Eit anna mål er å finne ut om lokale lausmassar gir god reinsing for målte parameter ved gråvassinfiltrasjon. Lokale lausmassar inngår i to av dei fire grøftetypane. Å bruke lokale jordmassar i filtergrøfter vil vere bra både frå eit kostnads- og miljømessig perspektiv.

Knust stein med kornstorleikar mellom 0 – 16 mm (subbus), er brukt i ein av filtertypane. Dette er eit enkelt filter, laga av eit rimeleg materiale, og om det skulle syne seg at denne filtertypen reinsar godt, vil det kunne senke kostnadene med behandling av gråvatn.

1.9.1 Problemstilling

Arbeidet med oppgåva har hatt desse problemstillingane:

- Kva er reinseeffekten til filtera oppbygde i kolonner for *Salmonella typhimurium* fag 28b, *Escherichia coli*, koliforme bakteriar, BOF₅, total-P og suspendert stoff?
- Er det skilnader mellom filtertypane?
- Kva kan vere moglege årsaker til eventuelle skilnader mellom reinseeffekten for målte parameter til filtertypane?
- Endrar reinseevna seg mellom testperiodane i forsøket?
- Er lokale lausmassar eit godt materiale å bruke i infiltrasjonsgrøfter med tanke på reduksjon av mikroorganismar?
- Er knust stein 0 – 16 mm, såkalla «subbus» eit godt filtermateriale med tanke på reduksjon av mikroorganismar ?
- Er det samanheng mellom reduksjon av *S.t.* 28b, og reduksjon av dei tradisjonelle indikatororganismane i dei undersøkte filtera?
- Korleis bør tverrsnittet av ei infiltrasjonsgrøft for gråvatn byggjast opp?

1.9.2 Avgrensing av oppgåva

Gråvatnet som vert brukt i forsøket, er forbehandla i eit kompakt reinseanlegg (A02), A02 er omtalt nærare i avsnitt 2.1.3. Reinseeffekten i A02 er undersøkt av Eshetu et al. (2014).

Reinseeffekten til A02 vil ikkje verte vurdert i denne oppgåva, men resultat om utløpskvaliteten frå tidlegare testing vil verte brukte om det vert bruk for det.

Etter at gråvatn har passert den umetta sona i ei infiltrasjonsgrøft, kan vatnet anten strøyme vidare i metta sone, eller verte leia vekk i dreneringsrør. I verste fall kan feildimensjonering og –plassering av infiltrasjonsgrøfta føre til at ein får utslag av gråvatn til jordoverflata. Kva som hender med gråvatnet etter at det har passert umetta sone i lausmassefiltera, vil ikkje verte undersøkt i denne oppgåva, sjølv om det er viktig for å kunne t.d. vurdere kva som er sikker avstand frå eit infiltrasjonsanlegg til ei drikkevasskjelde.

2 Material og metode

Alle forsøka er gjennomførde på Norges miljø- og biovitenskaplege universitet (NMBU), campus Ås. Testanlegget med filterkolonner står i avløpslaboratoriet på TF fløy IV, medan alle prøver utanom virusprøver vart analyserte på vasslaboratoriet på TF fløy V. Alle prøver vart innsamla og analyserte av stipendiat Fasil Ejigu Eregno og forfattern, utanom analysen av virusprøver, som vart gjort ved Institutt for kjemi, bioteknologi og matvitenskap (IKBM), ved NMBU. Kornfordelingsanalyser av filtermateriala vart gjort ved Institutt for miljøvitenskap (IVM) ved NMBU.

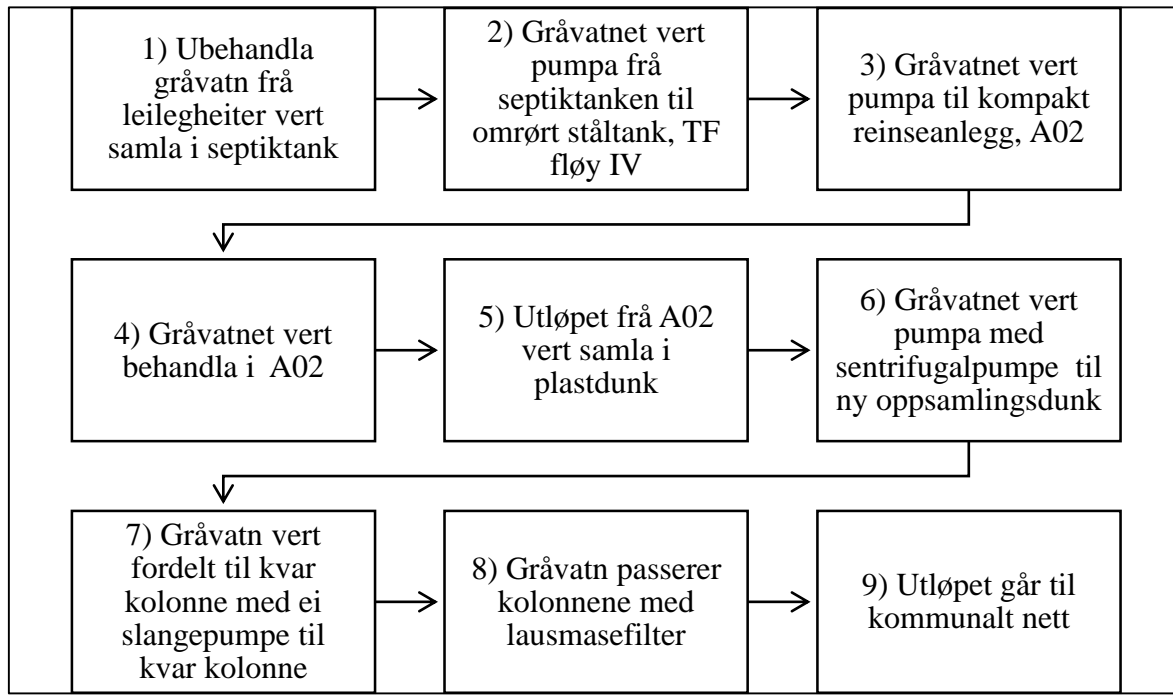
2.1 Material

2.1.1 Gråvatnet brukt i forsøket

Gråvatnet brukt i denne oppgåva kjem frå 24 studentleilegheiter med om lag 48 bebuarar, og har vore brukt til fleire studiar. Leilegheitene ligg ca. 150 m frå avløpslaboratoriet på TF fløy IV. Detaljar om råvasskvaliteten til gråvatnet frå desse leilegheitene er publiserte av Todt et al. (2015). Dei viktigaste funna om gråvatnet i studien til Todt et al. (2015) var at det var mykje OM samanlikna med næringsstoff, og at gjennomsnittleg var konsentrasjonane av BOF_5 , KOF, total-N og total-P høvesvis $140 - 160 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, $250 - 300 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, $16 - 19 \text{ mg N L}^{-1}$ og $1,3 - 1,6 \text{ mg P L}^{-1}$. Daglege variasjonar i samansetjinga av råvatnet vart heller ikkje oppdaga, truleg vart dei utjamna av oppsamlingssystemet. Heller ingen store variasjonar i gråvatnet over året vart funne (Todt et al. 2015). Nivåa av totale koliforme bakteriar og *E. coli* er også tidlegare testa for det aktuelle gråvatnet, i samband med testing av reinseanlegget A02, som også vart nytta i denne oppgåva. Konsentrasjonen av totale koliforme var mellom $2,98 \times 10^5 - 2,42 \times 10^7 \text{ CFU}/100 \text{ ml}$, og *E. coli* mellom $1,1 \times 10^5 - 4,1 \times 10^6 \text{ CFU}/100 \text{ ml}$, over ein testperiode frå juni til desember 2013 (Eshetu et al. 2014).

2.1.2 Oppbygging av testanlegg for reinsing av gråvatn

Gråvatnet vert samla opp og transportert til avløpslaboratoriet i TF fløy IV, der reinseanlegget A02 og kolonnene med filtera står. Prosessen frå oppsamling til utløp frå kolonner er illustrert i Figur 2-1.

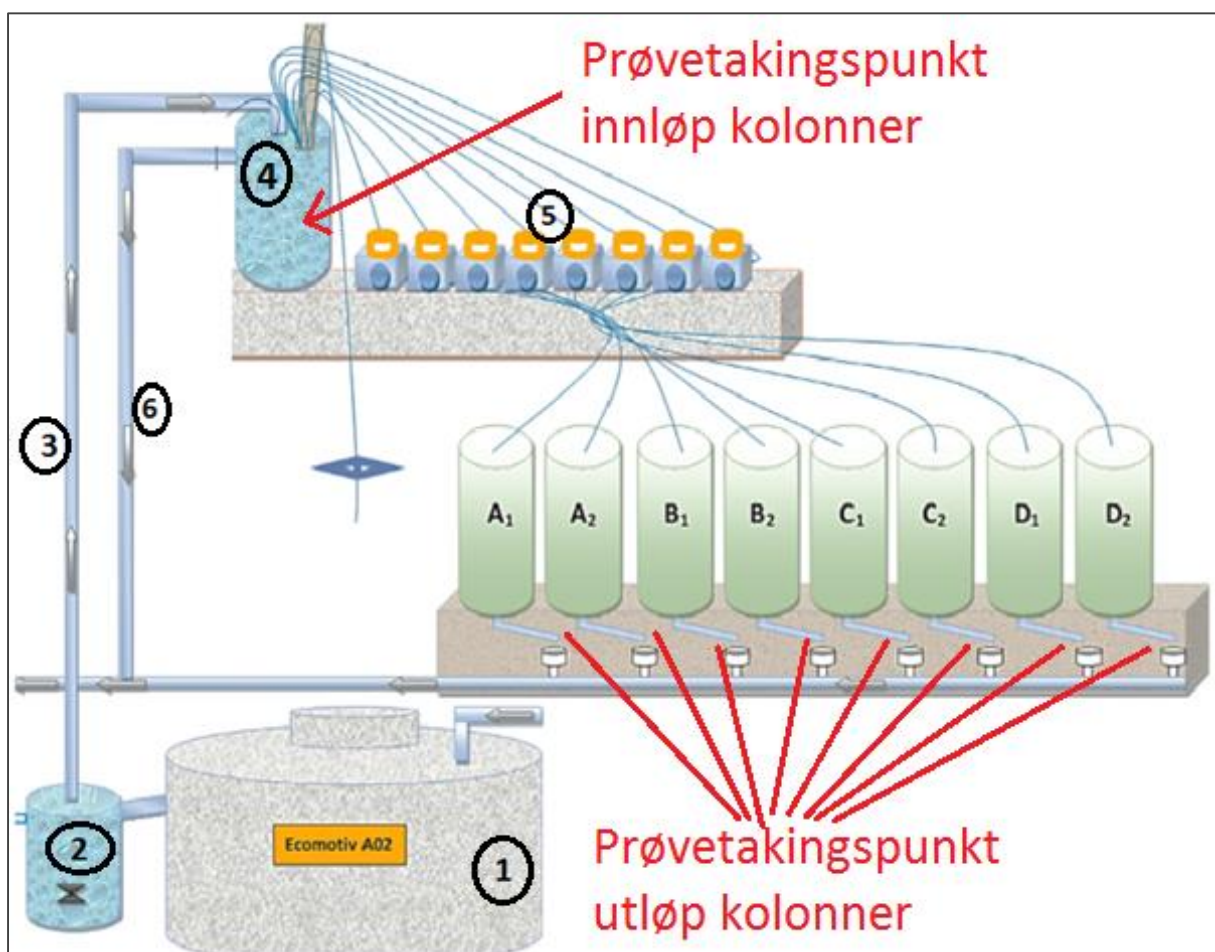


Figur 2-1 Flytskjema for oppsamling og reinsing av gråvatn

Gråvatn renn frå leilegheitene til ein septiktank av glasfiber (GUP). Frå septiktanken vert gråvatnet pumpa med ei sentrifugalpumpe (Tsurumi 40U), til ein 1500 l ståltank med omrøring (30 omdr/min) i laboratoriet. Total opphaldstid i septiktank, pumpeleidning til ståltank og ståltank er tidlegare estimert til å vere om lag 36 – 48 timar (Todt et al. 2015). Pumpeleidningen er plassert ved innløpet til septiktanken, for at opphaldstida i tanken skal påverke gråvatnet minst mogleg, dessutan er pumpa plassert eit stykke over botnen i tanken, for å unngå å dra med seg sedimentert stoff.

Frå ståltanken vert gråvatnet pumpa med to slangepumper til det kompakte reinseanlegget A02. Slangepumpene leverer gråvatn etter eit tidsmønster som skal etterlikne forbruksmønsteret i eit vanleg hushald, med særleg høgt forbruk morgon og kveld, men lite forbruk om natta og midt på dagen. Korleis A02 fungerer er omtalt i avsnitt 2.1.3. Frå ein oppsamlingsdunk ved utløpet av A02, vert gråvatnet pumpa med ei sentrifugalpumpe vidare til ein ny oppsamlingsdunk. Denne sentrifugalpumpe er synkronisert med drifta av A02 med ei såkalla programmerbar logisk styringseining (PLS).

Frå denne siste oppsamlingsdunken, vert gråvatn fordelt vidare til kolonnene med lausmassefiltera, med slangepumper som pumpar 2,5 l/time gjennom Ø6 mm PVC-slangar. Slangane vart festa slik at dei hadde opninga ca. 10 cm over botnen i oppsamlingsdunken, dette var for at ikkje sediment skulle påverke målingane eller tette slangane. Slangeopningane vart også festa på same punkt i oppsamlingsdunken, slik at innløpsvatnet til kvar kolonne skulle vere så likt som mogeleg. Slangepumpene vart synkroniserte med drifta av A02 med PLS. Testanlegget frå A02 til utløp jordkolonner er skissert i Figur 2-2. Dei viktigaste komponentane i anlegget, og alle komponentar som er i kontakt med vatnet er nemnde i Tabell 2-1. Dei ulike filtera i kvar av kolonnene vert gjennomgått i avsnitt 2.1.4.



Figur 2-2. Skisse over forsøksanlegg. (Teikna av Fasil Ejigu Eregno)

1) Kompakt reinseanlegg A02; 2) oppsamlingsdunk med sentrifugalpumpe for pumping av utløp A02 til oppsamlingsdunk før distribusjon til jordfilter; 3) pumpeledning til ny oppsamlingsdunk; 4) oppsamlingsdunk for gråvatn før distribusjon til jordfilter; 5) slangepumper til dosering av gråvatn til kvart jordfilter; 6) overløpsledning; A₁, A₂..... D₂) kolonner med ulike lausmassefilter

Tabell 2-1 Komponentar i testanlegg for reinsing av gråvatn

Komponent	Forklaring/bruk
PLS, Mitsubishi AL2 – 14MR - D	Synkroniserer drift av kompakt reinseanlegg, A02, og slangepumper.
Kompakt reinseanlegg, A02	Forbehandling av gråvatn før infiltrasjon. Sjå eige avsnitt (2.1.3)
Oppsamlingsdunk ved utløp A02	100 l plastbøtte, med overløp til kommunalt nett.
Sentrifugalpumpe i oppsamlingstank ved utløp A02.	Pumpar gråvatn behandla i biofilter satsvis til tanken der gråvatnet vert distribuert vidare til kolonnene.
Pumpeledning til oppsamlingstank	Fleksibel plastledning av PVC Ø30 mm
Oppsamlingsdunk før distribusjon til kolonner	25 l plastdunk med overløp.
Slangar kopla til slangepumper.	Klare PVC-slangar (Edis cristal Ø6 mm). Fordeling av gråvatn til jordkolonner.
16 stk. slangeovergangar	Overgangar av stiv PP-plast Ø5 mm, mellom PVC og silikonslangar.
Slangar gjennom pumpehjul i slangepumper	Silikonslangar (VERSILIC Ø5 mm)
8 stk. slangepumper, Watson Marlow 102FD/R DC pump	Ei slangepumpe leverte gråvatn til kvar kolonne. 4 av pumpene kunne regulerast individuelt, medan 4 pumper var samankopla til ei styringseining til regulering av levert volum.
8 stk. fordelingsrør Ø75 mm PVC	Gråvatn vert pumpa til kvar kolonne i slangar gjennom eit hol i eit fordelingsrør. Dette skal etterlikne situasjonen i ei reell infiltrasjonsgrøft.
8 stk. kolonner	PP DN 630 mm. Indre diameter: 570 mm. Lausmassefiltera er bygde opp i desse.
Utløpsrør frå kolonner	Utløpsrør av Ø15 mm PVC.

2.1.3 Reinseanlegg A02

Det kompakte reinseanlegget A02 (punkt 1, Figur 2-2), er laga for å reinse gråvatn frå hus og hytter. Ei fullstendig teknisk skildring av A02 kan finnast på heimesidene til produsenten (Jets 2016). A02 fungerer slik at gråvatnet fyrst kjem inn i ein kanalforma sedimentasjonstank. Etter sedimenteringssteget vert gråvatnet spreidd over filtermediet (LECA NR 10 – 20 mm) gjennom 5 dyser. Ei vippestyrt sentrifugalpumpe gir trykk bak dysene. Denne pumpa går i 10 sekund, kvart 10. minutt, så lenge vasstanden er over minimumsnivået i sedimenteringstanken. Sentrifugalpumpa vert tidsstyrt av ein PLS. Gråvatn renn gjennom filtermaterialet med umetta strøyming. Det vil etter kvart danne seg ein biofilm på lecakulene. Når vatnet har passert biofilteret, vil gråvatnet gå gjennom eit nytt sedimenteringssteg, før det renn ut til ein oppsamlingstank (punkt 2, Figur 2-2).

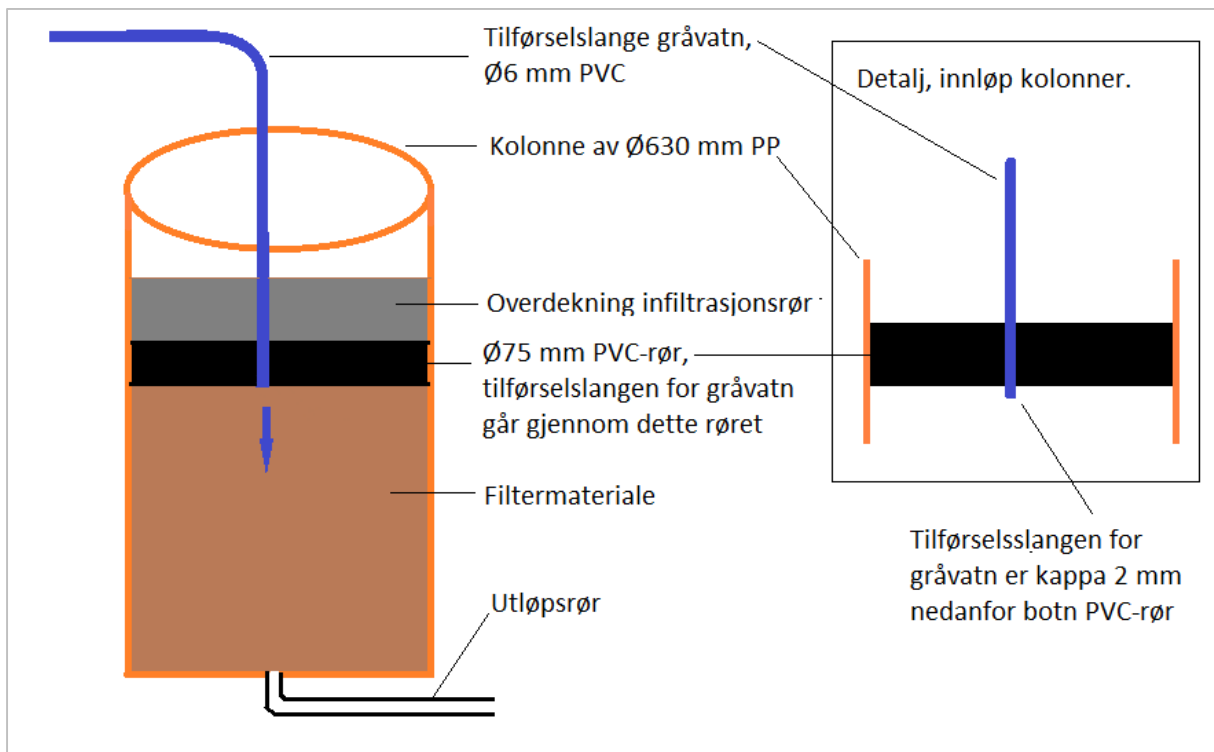
A02 sin reinseffekt vart undersøkt av Eshetu et al. (2014), og gjennomsnittleg utløpskonsentrasjon for BOF_5 , tot-P, TSS og NH_4 var høvesvis 13,78 mg/l, 0,57 mg/l, 12,56 mg/l og 5,74 mg/l. Medianinnhaldet av *E. coli* ved utløpet var $3,85 \times 10^4/100$ ml. Råvatnet var det same som i denne oppgåva.

2.1.4 Filteroppbygging i kolonner

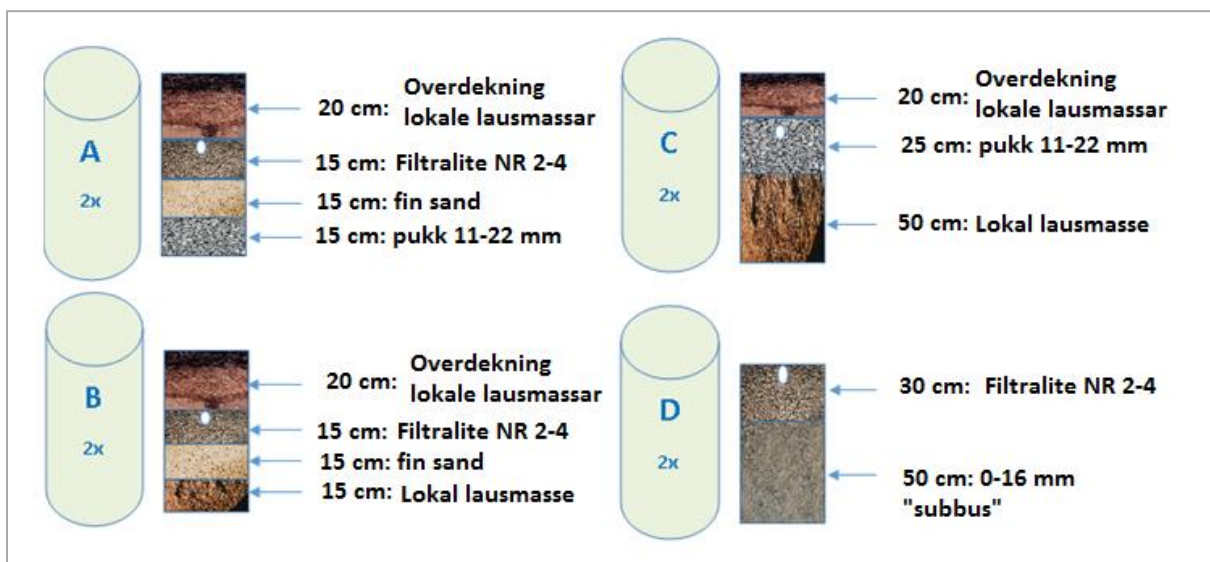
Tverrsnittet til kvar av dei fire grøfteoppbyggingane som skal undersøkjast, vart bygde opp i kolonner av PP-plast. Kvar grøfteoppbygging vart laga i to replikat. Kolonnene var merka med bokstavane A, B, C og D, for å angi kva filtertype som var i kolonna. Kvart replikat var merka med ein indeks, 1 eller 2, for å skilje kvart replikat frå kvarandre.

Gråvatn vart tilført i toppen av filteret i kvar kolonne, gjennom ein Ø6 mm PVC-slange, som gjekk gjennom to hol bora på tvers av eit Ø75 mm PVC-rør som låg vassrett på tvers av kvar kolonne. Tilførselsslengen vart kapp 2 mm nedanfor det nederste holet i kvart Ø75 mm PVC-rør, og limt fast til røret. Denne tilførselsordninga vart valt fordi ein ville etterlikne forholda i ei reell infiltrasjonsgrøft, der vatnet vert tilført gjennom hol i eit infiltrasjonsrør. Ei skisse av korleis gråvatn vart tilført kolonnene, er gitt i Figur 2-3. Botnen av kolonnene var laga av PP-plast, og skøyten mellom botnen og PP-røret var forseгла med silikon. I midten av botnplata var det bora eit 15 mm hol til utløpsrøret frå kolonna. Utløpsrøret frå kolonne var eit Ø15 mm PVC-rør. Utløpsrøret var festa slik at det alltid var fritt utløp, det var altså atmosfærisk trykk ved utløpsholet i kolonnene. Over utløpsholet var det lagt eit finmaska nett

av plastmateriale for å hindre stein og større partiklar i å tette utløpsrøret. Oppbygginga av filtera i kolonnene er synt i Figur 2-4.



Figur 2-3. Profilskisse tilførselsordninga for gråvatn til filterkolonnene. NB! Ikkje i målestokk.



Figur 2-4. Oppbygging av filtertypene, kvar filtertype er angitt som A,B,C og D.

Kvit sirkel i grøftesnittet viser plassering av infiltrasjonsrør.

A-kolonnene (Figur 2-4) har ei grøfteoppbygging som er gitt i brukarrettleinga til A02 (Jets 2016), for å infiltrere gråvatn på stader der jorda har dårleg infiltrasjonsevne og terrenget er

relativt flatt, slik at ein risikerer oppstuvning av gråvatn om ein ikkje har dreneringsrør i botnen av grøfta. Etter passasje gjennom grøft A (sic), skal vatnet drenerast til jordbruksdrenering, bekk, vegggrøft eller tilsvarande. Vertikal avstand frå innløpspunktet (botn fordelingsrør) til utløp er 37,5 cm.

B-kolonnene (Figur 2-4) har grøfteoppbygginga gitt i brukarrettleiinga til A02 (Jets 2016), for å infiltrere gråvatn på stader der infiltrasjonsforholda er gode nok til at det ikkje er bruk for dreneringsrør i botnen av grøfta. Vertikal avstand frå innløpspunktet (botn fordelingsrør) til utløp er 37,5 cm

C-kolonnene (Figur 2-4) er brukt som referanse, desse kolonnene er bygd opp for å etterlikne ei grøft som fylgjer minimumskrava i VA/Miljøblad Nr 59 (2003). Det skal det vere minimum 50 cm frå filterflata ned til grunnvassnivået i ei infiltrasjonsgrøft (VA/Miljøblad Nr 59 2003). Vertikal avstand frå innløpspunktet (botn fordelingsrør) til utløp er 62,5 cm

D-kolonnene (Figur 2-4) er laga for å sjekke om det er mogeleg å reinse gråvatn i steinfyllingar, som til dømes inne på ei tomt. Dette er ei grøft som eventuelt vil kunne vere høveleg i berglende område, med lite jord tilgjengeleg for infiltrasjon. Såkalla subbus, er eit rimeleg filtermateriale. Vertikal avstand frå innløpspunktet (botn fordelingsrør) til utløp er 72,5 cm

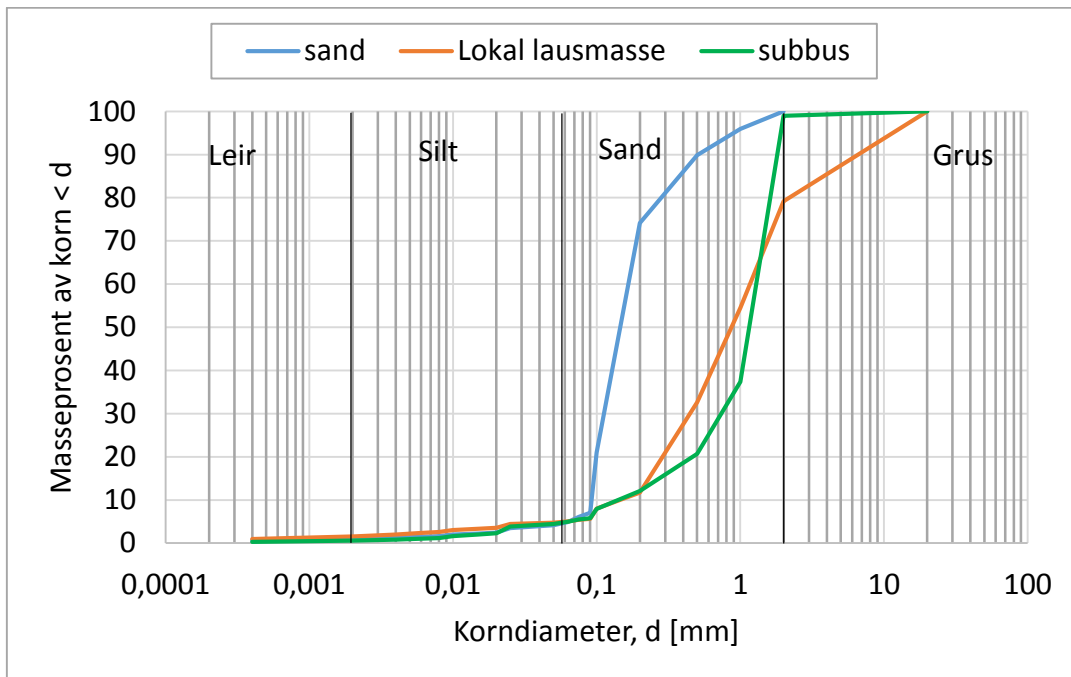
2.1.5 Filtermateriale

Subbus og sand vart henta frå Franzefoss Pukk AS i Vinterbro. Subbus er sikteresten frå produksjon av pukk, etter ein har henta ut den fraksjonen ein ynskjer å få tak i. Dei lokale lausmassane vart henta like ved Nordby Kirke, i Ås Kommune. GPS-koordinatane der ein henta lausmassane var 59,72165°N; 10,77000°Ø.

Filtralite® NR 2 – 4 er kuler med glatt overflate, ~2 mm diameter, laga av ekspandert leire. Kjemisk samansetjing er ifylgje produktatabladet (Weber 2015) ~63 % SiO₂, ~17 % Al₂O₃, ~7 % Fe₂O₃, ~2 % CaO, samt nokre natrium og kaliumsambindingar. Tørr ukomprimert massetettleik er 320 kg/m³ (Weber 2015).

Kornfordelinga til sand, subbus og lokale lausmassar vart bestemt med sikting, og kornfordelinga i finaste fraksjonane (< 600 µm) av kvart filtermateriale vart analysert med laserdiffraksjon. Lysopninga i siktane var 31, 20, 6, 2 og 0,6 mm. Alle prøvene var tørka ved 40 °C, før analyse. Laserdiffraksjonsanalysen vart gjort med apparatet LS 13 320, (Beckman

Coulter Inc.). Kornfordelingskurver er synt i Figur 2-5. Karakteristiske verdier for filtermateriala er gitt i Tabell 2-2.



Figur 2-5. Kornfordelingskurver for filtermateriala i kolonnene.

Tabell 2-2. Karakteristiske korndiametrar og graderingstal filtermateriale.

	Lokal lausmasse	Sand	Subbus
d₅ [mm]	0,06	0,06	0,06
d₁₀ [mm]	0,15	0,09	0,15
d₆₀ [mm]	1,2	0,16	1,3
S_o [d₆₀/d₁₀]	8	1,8	8,7

2.2 Metode

2.2.1 Drift av testanlegg for gråvatn

Testanlegget vart sett i drift 16.02.16, og gjekk kontinuerleg gjennom heile forsøksperioden. Kvar kolonne vart belasta med 37,5 l/døgn. Denne belastinga vart brukt for å teste om infiltrasjonsgrøftene til etterpolering av gråvatn frå utløpet til A02, gitt i retningslinjene for dimensjonering i manualen til A02 (Jets 2016), kan handtere ei belastning på 750 liter gråvatn/døgn. Den kortaste grøfta i manualen er 10 x 0,5 m, med eit Ø75 mm rør som fordeler vatnet ut i grøfta gjennom 8 mm hol med 0,5 m mellomrom. Med 20 fordelingshol på ei 10 m grøft, gir dette ei belastning på 37,5 l/hol. Arealbelastinga på infiltrasjonsgrøfta vil med ein

gråvassproduksjon på 750 l/døgn gi ei arealbelasting på 750 l gråvatn / 5 m² infiltrasjonsflate = 150 l / m² døgn. Kvar kolonne har eit indre areal på 0,25 m², som gir ei arealbelasting på 37,5 l / 0,25m² døgn = 150 l / m² døgn.

Ei hydraulisk arealbelasting på 150 l/m² døgn, eller 15 cm/ døgn, er betydeleg høgare enn arealbelastinga i vanlege norske lukka infiltrasjonsanlegg for blanda avløpsvatn. Denne er ifylgje Jenssen et al. (2006) 0,6 – 5 cm/døgn for blanda avløpsvatn, forbehandla i septiktank. Akkumulasjon av partiklar og organisk materiale på flater i ei infiltrasjonsgrøft kan føre til tetting av ei infiltrasjonsgrøft (Jenssen et al. 2006).

A02 ikkje var jamt i drift, men hadde ein samanhengande kvileperiode på 8 - 10 timar i døgnet, grunna lita tilføring av gråvatn om natta og midt på dagen. Denne kvileperioden var frå om lag 03.00 – 12.00. Ein fann ved hjelp av tidsovervaking av PLS-eininga ut at vatn rann gjennom biofilteret i A02 ca. 15 timar i døgnet. Slangepumpene (punkt 5, Figur 2-2) som leverte forbehandla gråvatn til kvar kolonne var i drift berre medan det rann vatn gjennom filteret i A02. Altså var slangepumpene også i drift om lag 15 timar kvart døgn, for å få levert 37,5 l/døgn til kvar kolonne måtte kvar slangepumpe levere 41,7 ml/min eller 2,5 l/time.

Levert mengde frå utløpet av slangepumpene vart kontrollert kvar måndag, onsdag og fredag, frå oppstart, 16.02.2016, til avsluttinga av forsøksperioden, 08.04.2016. Tetting av slangar førte nokre gonger til redusert gjennomstrøyming.

2.2.2 Analysemetodar

Målte parameter, og analysemetoden for kvar parameter er synt i Tabell 2-3. Ei kort forklaring av metoden for ein del parameter vert også gitt nedanfor. For alle prøver vart flaskene med vatn som skulle analyserast rista før testing, for å unngå at sedimentering av partiklar skulle påverke resultatet.

For ein del avløpsparameter var det avgrensa kapasitet på prøvetakingsutstyr, derfor vart det brukt blandprøver frå kolonnene med identisk filteroppbygging for å måle total-P, BOD₅, KOF og nitrat. Blandprøvene bestod av eit likt volum utløpsvatn frå kvar av kolonnene med likt oppbygde filter. Til dømes vart då utløpsprøva frå A-kolonnene samansette slik:

$$A_{\text{utløp}} = 0,5A_{1 \text{ utløp}} + 0,5A_{2 \text{ utløp}}$$

Tabell 2-3. Analytiske metodar

Parameter	Metode/namn på analyseprosedyre
Suspendert stoff	Vakuumfiltrering. 1,2 µm glasfiberfilter
pH	pH-meter, glaselektrode.
BOF ₅	Manometrisk. OxiTop® Control measuring system.
KOF (løyst)	Fotometrisk. Filtrert prøve. Analysesett LCK 314 Hach Lange
Total fosfor	Fotometrisk. LCK 349 Analysesett Hach Lange
Nitrat	Fotometrisk. Filtrert prøve. Analysesett LCK 339 Hach Lange
Totale koliforme bakt.	Mikrobiologisk. Colilert®-18, Quanti-Tray®/2000
<i>E. coli</i>	Mikrobiologisk. Colilert®-18, Quanti-Tray®/2000
Elektrisk leiingsevne (EC)	EC-meter.
Farge	Fotometrisk. Filtrert prøve. Hach® DR 3900 spektrofotometer.
Turbiditet	Fotometrisk. Hach® 2100 Qis Portable Turbidimeter
Opphaldstid	Sporstofftest. NaCl.
<i>S.t.</i> 28b	Dobbelagar-teknikk

Suspendert stoff (SS) vart funne med vakuum-filtrering gjennom glasfiberfilter med poreopning 1,2 µm, GF/C™ (Whatman CAT No. 1822-047). Filtera vart fyrst tørka i 45 – 60 minutt på 103 – 105 °C for at fukt i filtera ikkje skulle vere ei feilkjelde, deretter vart filtera pluss ein aluminiumbeholdar vegne. Om lag 1 liter gråvassprøver tekne ved utløp og innløp til kolonner vart filtrerte. Aluminiumbeholdar med filter vart deretter tørka i 2 timar på 103 – 105 °C. Vektauken av filter pluss aluminiumbeholdaren etter tørking, gir totalt suspendert stoff.

$SS \text{ g/l} = [(tørka \text{ partiklar} + \text{filter} + \text{alu.-behold.}) - (\text{filter} + \text{alu.-behold.})] \text{ g/prøvevolum l}$

pH-verdi vart målt i ufiltrerte prøver. Glaselektroden vart skylt med destillert vatn mellom kvar måling.

Biologisk oksygenforbruk (BOF₅) vart målt med utstyret OxiTop® Control measuring system, med ufiltrerte prøver. Det vart laga blandprøver av utløpsvatnet frå kolonner med likt oppbygde filter. Organisk materiale i avløpsvatnet vert brote ned av bakteriar i avløpsvatnet. I denne nedbrytinga vert oksygen omdanna til karbondioksid, som vert absorbert av NaOH-kapslar som ligg i ein behaldar over væsknivået i prøveflaska. Denne prosessen gir ein nedgang i gassmengda i prøveflaska, og utifrå trykkreduksjonen i flaska, vert forbruket av

oksygen automatisk rekna ut. Nitrifikasjon er ein prosess som også forbruker oksygen, derfor vart det tilsett nitrifikasjons-inhibitor for å unngå denne feilkjelda. Prøveflaskene vart inkuberte på 20 °C i fem døgn, med konstant omrøring med magnetrørar.

Kjemisk oksygenforbruk (KOF) vart målt med analysesettet LCK 314 frå Hach Lange, på filtrerte prøver. Det vart valt å ta prøver for KOF for å kontrollere om BOF-prøvene gav truverdige resultat, sidan det er ein samanheng mellom BOF og KOF. Om avløpsvatn ikkje har ein bakterieflora som kan bryte ned OM, kan ein risikere at BOF vert underestimert.

Total fosfor (tot-P) vart målt med analysesettet LCK 349, frå Hach Lange. Det vart brukt ufiltrerte blandprøver frå utløpsvatnet av kolonner med lik filteroppbygging.

Nitrat (NO_3^-) vart målt med analysesettet LCK 339 frå Hach Lange. Prøvene vart filtrerte gjennom glasfiberfilter (Whatman CAT No. 1822-047), ved bruk av vakuumpumpe. Det vart brukt blandprøver.

Totale koliforme bakteriar (KB) og *E.coli*, vart analyserte med analysemetoden Colilert®-18, ein patentert metode frå IDEXX Laboratories. Denne metoden går ut på at næringsløysning (IDEXX DST) vert tilsett vatnet som skal testast, eventuelle KB eller *E. coli* i vatnet vil bruke næringsløysninga i metabolismen. Vatnet med næringsløysning vert tømt i eit analysebrett med 48 små og 49 større separate kammer (Quanti-Tray®/2000). Når *E. coli* eller andre KB forbruker næringsløysninga, vil det gi fargeendring i det kammeret på analysebrettet som inneheld minst ein av dei nemnde bakteriane. MPN av KB og *E. coli* i vatnet kan bereknast utifrå kor mange kammer som syner fargeendring. Prosedyra gitt i instruksjonsmanualen for Colilert®-18 vart fylgd, og det vert synt til denne for fleire detaljar (IDEXX 2005). Det vart lagt vekt på at prøvene ikkje skulle forureinast av bakteriar som ikkje stamma frå avløpsvatnet, som t.d. frå fingrar og ureint prøveutstyr. Analysene av *E. coli* og KB vart alltid gjort før dei andre analysene, for å minimere risikoen for kontaminering av prøvene. Prøvene vart tynna ut med deionisert vatn, dette vatnet vart testa for koliforme bakteriar og *E. coli*, men desse bakteriane vart ikkje påviste.

Turbiditet vart målt på ufiltrerte prøver. Prøveglaset vart skylt med reint springvatn mellom kvar prøve. Analyseinstrumentet sender lys gjennom vassprøva, og basert på spreininga av lysstrålane, vert turbiditeten rekna ut.

Farge vart målt på filtrerte prøver, det vart brukt vakuump-filtrering gjennom glasfiberfilter (Whatman CAT No. 1822-047). Kyvetta brukt i spektrofotometeret vart skylt med reint springvatn mellom kvar prøve.

Elektrisk leiingsevne vart målt med eit EC-meter på ufiltrerte prøver. Doseringssprøyta til EC-meteret vart skylt i destillert vatn mellom kvar prøve.

Konsentrasjonen av *Salmonella typhimurium* fag 28b i prøvene vart funne med dobbelagar-teknikk, med *Salmonella typhimurium* type 5 som vertsbakterie. Virusprøvene vart analyserte av Else Marie Aasen og Rannei Tjåland, begge overingeniørar ved Institutt for kjemi, bioteknologi og matvitskap (IKBM) ved NMBU. Prosedyre for dobbelagar-teknikk er skildra av Höglund et al. (2002). Antal virus i ei prøve vart funne med å telje kor mange plakk som var danna i bakterielaget etter ca. 18 timar. Det vart laga fleire ulike fortynningar for kvar prøve, og fortynninga med 20 – 200 vart lagt til grunn.

2.2.3 Sporstofftest

For å finne opphaldstid i filtera vart det utført sporstofftest med bruk av NaCl-løysning 03.03.16 og 07.04.16. Det vart brukt to ulike testmetodar. Den fyrste sporstofftesten var ein pulsinjeksjon av NaCl-løysning, medan det i den andre testen kontinuerleg vart tilsett gråvatn med konstant elektrisk leiingsevne. Det vart kontrollert at volumbelastninga til kvar kolonne var riktig før oppstart (2,5 l/time), og etter avslutting av test.

Prosedyre for sporstofftest med pulsinjeksjon av NaCl-løysning er gitt punktvis nedanfor:

1. Etter den vanlege kvileperioden på 8 – 10 timar om morgonen, vart kolonnene normalt belasta i 1 time med forbehandla gråvatn. Slik vart det normal utstrøyming frå kolonnene før tilsetjing av NaCl-løysning. Laga av NaCl i destillert vatn [20 g NaCl/l].
2. Elektrisk leiingsevne vart målt i utløpsvatnet frå kolonnene før tilsetjing av NaCl-løysning.
3. Ca. 0,25 l NaCl-løysning vart tilsett kvar kolonne via slangepumpene, innstilte på 2,5 l/time volumstraum.
4. Gråvatn vart tilført filterkolonnene som vanleg etter tilsetjing av NaCl-løysning.
5. Prøver vart innsamla på 15 ml reine plastmåleglas kvart 20. minutt.
6. Elektrisk leiingsevne vart målt i utløpsvatnet frå kolonnene kvart 20. minutt fram til leiingsevna var tilnærma lik som før tilsetjing av NaCl.

Prosedyre for sporstofftest med kontinuerleg tilsetjing av gråvatn med konstant leiingsevne:

1. Etter den vanlege kvileperioden på 8 – 10 timar om morgonen, vart filtera normalt belasta i 1 time med forbehandla gråvatn. Elektrisk leiingsevne vart målt i utløpsvatnet av kolonnene.
2. Gråvatn frå utløpet til A02 vart tilsett NaCl-løysning til leiingsevna vart målt til 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$, dette var ca. dobbel leiingsevne i høve til reint utløp frå A02.
3. Gråvatn med leiingsevne 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vart tilsett filterkolonnene med vanleg dosering, 2,5 l/time gjennom heile sporstofftesten.
4. Prøver vart innsamla på 50 ml reine plastglas kvart 20. minutt, og elektrisk leiingsevne vart målt.
5. Forsøket vart avslutta då elektrisk leiingsevne til utløpsvatnet frå kolonnene hadde stabilisert seg. Forsøket varte i ca. 12 timar.

2.2.4 Tilsetjing av virus og virusprøvetaking

For å få ein indikasjon på reinseevna filtera har med omsyn på virus, vart *Salmonella typhimurium* fag 28b (*S.t. 28b*) tilsett, og prøver tekne etter prosedyren gitt nedanfor. Det vart kontrollert at volumbelastninga til kvar kolonne var riktig før oppstart, og etter avslutting av test. Virustesten vart utført 02.04.16 – 03.04.16.

1. Etter den vanlege kvileperioden på 8 – 10 timar om morgonen, vart kolonnene normalt belasta i 1 time med forbehandla gråvatn utan tilsett virus.
2. Virusløysning vart blanda med gråvatn behandla i A02 i ein 50 l, nyvaska og grundig skylt plastdunk. Konsentrert virusløysning, vart blanda ut til estimert konsentrasjon $2,4 * 10^5$ PFU/ml. Konsentrert virusløysning vart dosert med mikropipette, og gråvassmengda vart målt med volummål på plastdunken. Prosedyra for blanding var fyrst å tilsetje 20 l gråvatn, tilsetje 0,4 ml virusløysning, for så å tilsetje 20 l gråvatn, deretter vart blandinga kraftig omrørt med ein vaska trestav.
3. Utblanda virusløysning vart tilført oppsamlingstank før filterkolonner (punkt 4 Figur 2-2), med sentrifugalpumpa til vanleg brukt til pumping av gråvatn til oppsamlingstank før jordfilter (punkt 2, Figur 2-2). Oppsamlingstanken var tømt og vaska før tilsetjing av gråvatn med tilsett virus. Pumpa vart styrt manuelt, for å sikre at det alltid var nok virusløysning i oppsamlingsdunken før slangepumpene, og for å unngå at oppsamlingsdunken overfløymd.

4. Virusløysning vart tilført kolonnene kontinuerleg i 17 timar, med belastning på 2,5 l per kolonne per time. Dette var same timebelastinga som vanleg, men belastingsperioden varte noko lenger enn dei vanlege 15 timane.
5. Prøver av tilført virusløysning vart samla på sterile prveglas med 3,5 timars mellomrom gjennom heile tilsetjingsperioden. Prøvene vart med ein gong lagde på frys.
6. Prøver av utløpet frå kvar kolonne vart samla inn på sterile prveglas etter 15, 16 og 17 timars tilsetjing av virusløysning. Prveglasa vart med ein gong lagde på frys.

Denne testprosedyren vart brukt for å etterlikne den vanlege belastinga av kolonnene, etter det vanlege driftsmønsteret brukt forsøket. Eit grovt overslag med føresetnadene 30 % porøsitet i filtermassen, og at 25 % av desse porane var fylte med vatn, gav at det største porevolumet av filtera var filter D, med om lag 13 – 14 liter. Det hadde ikkje vorte utført kornfordelingsprver på prøvetidspunktet for virus. Ut i frå dette grove estimatet vart det vurdert at ein minst ville ha tilført 2 porevolum i alle kolonnene etter 15 timars tilføring av 2,5 l/time, som gir totalt 37,5 l tilført etter 15 timar. Lengda på tilsetjingsperioden for virus vart også bestemt utifrå sporstoff-test utført 03.03.16.

2.2.5 Innsamling av prøver

For å finne reinseffekten til dei ulike filterkolonnene, vart det teke prøver før og etter gråvatnet hadde passert kolonnene. Innløpsprøver vart henta frå oppsamlingstanken for gråvatn fr fordeling til kolonnene (punkt 4, Figur 2-2). Prøvene av gråvatnet etter infiltrasjon, vart samla ved utløpet til kvar kolonne.

Vassprvene vart samla opp på reine plast- eller glasflasker, som oftast vart det også brukt trakter av plast. Oppsamla volum varierte fr 250 ml til 1000 ml, alt etter kva parameter som skulle analyserast. Etter innsamling vart prøveflaskene tekne med til laboratoriet på TF fløy V (som ligg om lag 50 m frå der testanlegget står), og analyserte innan 2 timar.

Prøvene vart samla inn mellom klokkesletta 13.00 – 17.00 på prvedagane. På denne tida var det utstrøyming i alle kolonner. For å fange opp eventuelle variasjonar over døgnet i utløpskonsentrasjon av *E. coli* og totale koliforme bakteriar, vart det på ein prøvedag (10.03.2016) teke tre prøver for desse bakteriane på ulike tidspunkt over døgnet.

2.2.6 Tidspunkt for prøvetaking

Prøvene vart i hovudsak tekne i to periodar på fem dagar, med ca. to vekers mellomrom. Dette prøveregimet vart valt for å sjå om filtera sine reinseeigenskapar endra seg over denne perioden. Testanlegget vart sett i drift 16.02.16. Dei to hovudperiodane for prøvetaking var frå 07.03.16 – 11.03.16 og 28.03.16 – 01.04.16, desse testperiodane er høvesvis kalte «testperiode 1» og «testperiode 2».

2.2.7 Formlar og likningar

For utrekning av \log_{10} -reduksjon av bakteriar og virus frå innløp til utløp filter, er formel 2.1 brukt:

$$\text{Log}_{10}\text{-reduksjon} = -\log_{10}\left(\frac{C_{\text{utløp}}}{C_{\text{Innløp}}}\right) \quad (2.1)$$

Der $C_{\text{utløp}}$ er konsentrasjonen ved utløp kolonne, og der $C_{\text{Innløp}}$ er konsentrasjonen ved innløp kolonne.

Gjennomsnittet av fleire \log_{10} -reduksjonar er rekna ut med formel 2.2, her er snittet av to \log_{10} -reduksjonar rekna ut:

$$\text{Gjennomsnittleg Log}_{10}\text{-reduksjon} = \frac{-\log_{10}\left(\frac{C_{\text{utløp 1}}}{C_{\text{Innløp}}}\right) - \log_{10}\left(\frac{C_{\text{utløp 2}}}{C_{\text{Innløp}}}\right)}{2} \quad (2.2)$$

Inaktivering av mikroorganismar over tid kan reknast ut med ei fyrsteordens differensiallikning. Løysinga på ei slik differensiallikning er synt nedanfor.

$$\frac{C_t}{C_0} = e^{-kt} \quad (2.3)$$

Der C_t er konsentrasjon mikroorganismar ved eit gitt tidspunkt t , C_0 er startkonsentrasjon mikroorganismar, k er inaktiveringskoeffisienten [1/tid] og t er tida etter start.

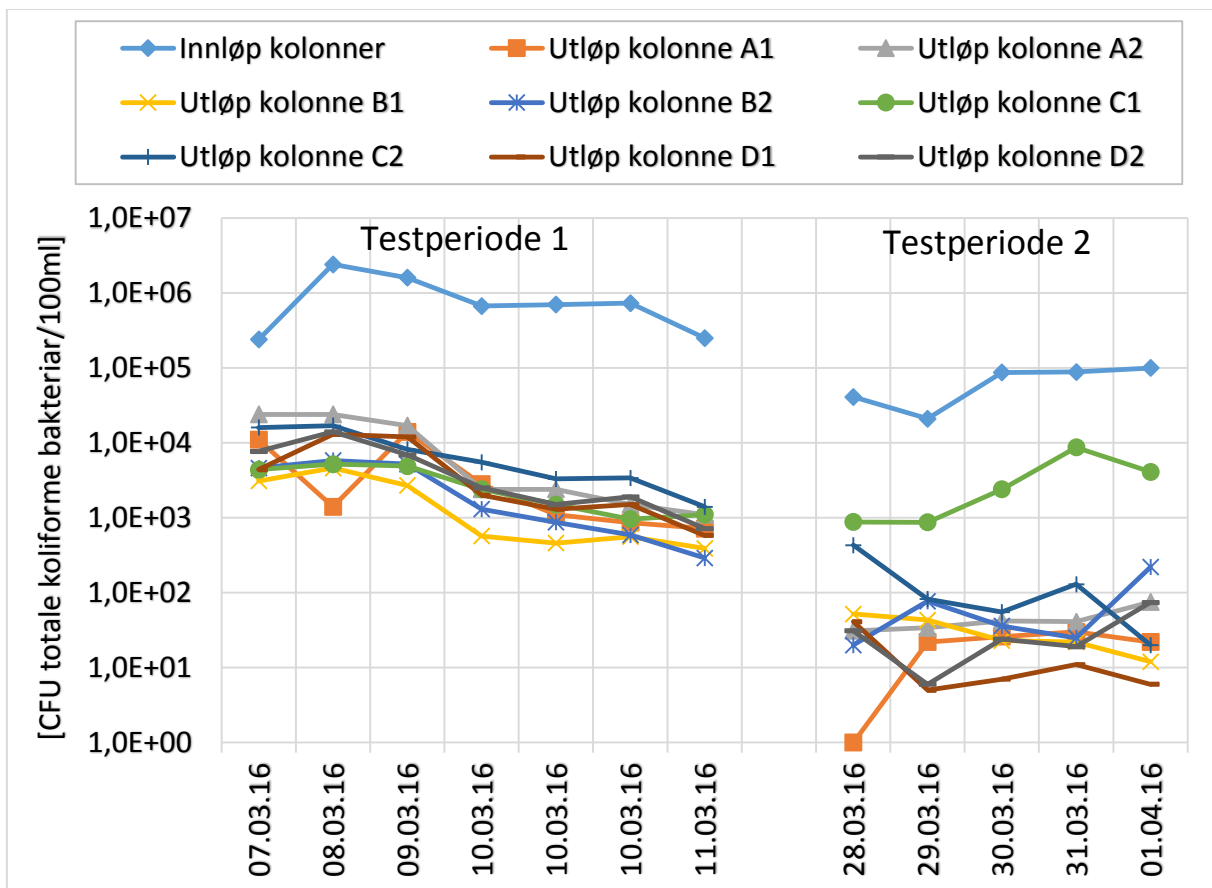
3 Resultat

Det vert presisert at prøver av innløpsvatnet til kolonnene, er tekne frå oppsamlingsdunken for gråvatn teikna inn som punkt 4) i Figur 2-2. Prøva frå oppsamlingsdunken representerte innløpsvatnet for alle kolonnene kvar prøvedag. Alle figurar har prøvedatoar på x-aksen. Primærdata, med nøyaktige verdiar oppgitt i tabellar, er synte i vedlegg 7 A.

3.1.1 Totale koliforme bakteriar

Prøver av innløpsvatnet til kolonnene, det vil seie frå oppsamlingsdunken før innløpet til kolonnene (punkt 4, Figur 2-2), og frå utløpsvatnet til kolonnene vart analyserte for konsentrasjon av totale koliforme bakteriar (KB). Konsentrasjonen av KB ved innløp og utløp av kolonnene er synt i Figur 3-1. Log₁₀-reduksjonen av KB frå innløp til utløp for kvar kolonne er oppsummert i Tabell 3-1.

Innløpsprøvene tekne 07.03.16 og 08.03.16, vart ikkje tynna nok ut. Derfor var konsentrasjonen av KB i prøvene over maksimalgrensa for analysebretta. Det vil sei at innløpskonsentrasjonen av KB for desse dagane reelt var noko høgare enn det som står i Figur 3-1. Sidan ein ikkje hadde nøyaktig innløpskonsentrasjon, er ikkje log₁₀-reduksjonen av KB for desse to prøvedagane brukt i utrekningane lagt til grunn i Tabell 3-1.



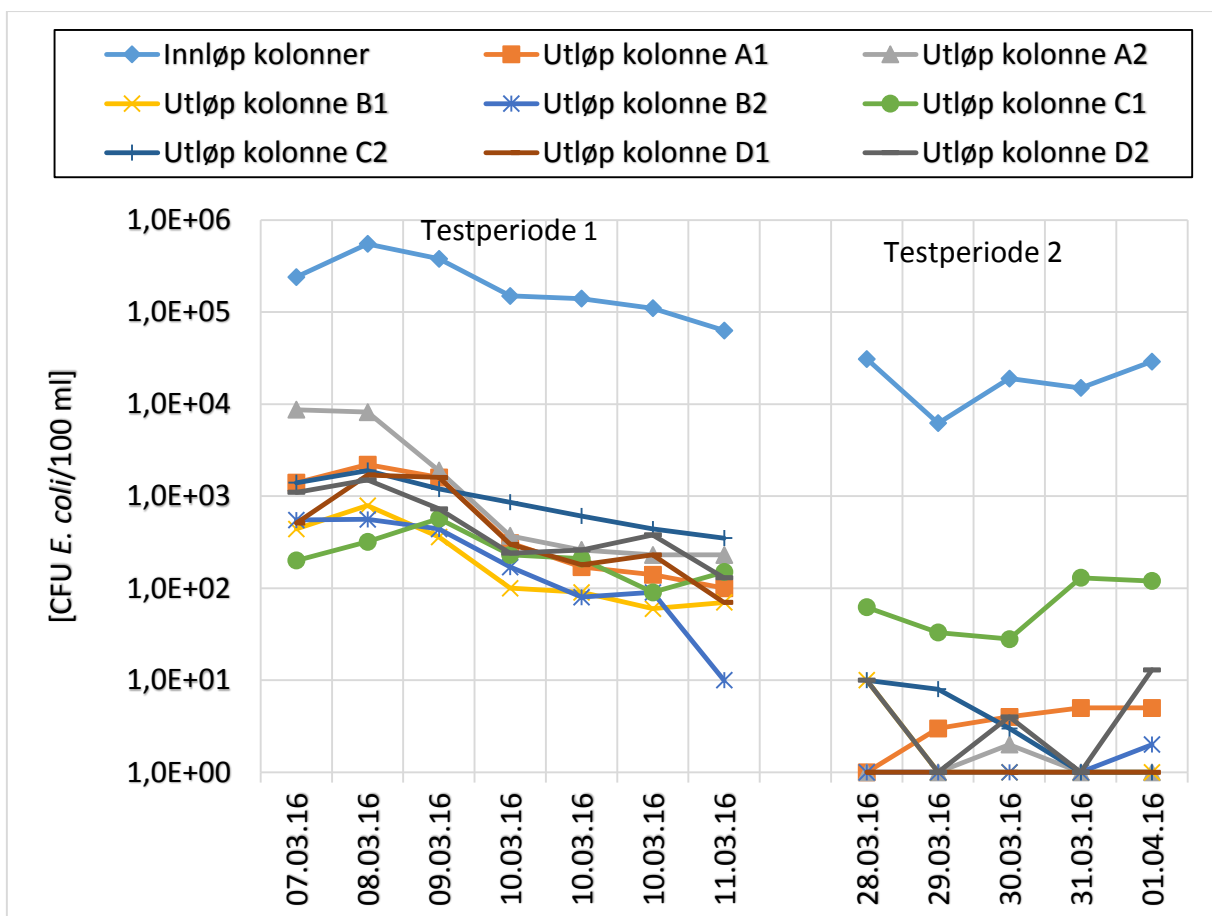
Figur 3-1. Konsentrasjon totale koliforme bakteriar ved innløp og utløp av filterkolonner. Logaritmisk skala på y-aksen. NB! Tre prøver tekne 10.03.16.

Tabell 3-1. Log₁₀-reduksjon av koliforme bakteriar frå innløp til utløp filterkolonner

Filterkolonne	Testperiode 1			Testperiode 2				
	n	Gj.snitt	Min.	Maks.	n	Gj.snitt	Min.	Maks.
A1	5	2,5	2,1	2,9	5	3,6	3,0	4,6
A2	5	2,4	2,0	2,7	5	3,1	2,8	3,3
B1	5	3,0	2,8	3,2	5	3,3	2,7	3,9
B2	5	2,8	2,5	3,1	5	3,1	2,4	3,5
C1	5	2,6	2,4	2,9	5	1,4	1,0	1,7
C2	5	2,3	2,1	2,3	5	2,8	2,0	3,7
D1	5	2,5	2,1	2,7	5	3,8	3,0	4,2
D2	5	2,5	2,4	2,7	5	3,4	3,1	3,7

3.1.2 *E. coli*

Prøver av innløpsvatnet til kolonnene, altså fra oppsamlingsdunken før innløpet til kolonnene (punkt 4, Figur 2-2), og frå utløpsvatnet til kolonnene vart analyserte for konsentrasjon av *E. coli*. Konsentrasjonen av *E. coli* ved innløp og utløp for kvar filterkolonne er synt grafisk i Figur 3-2, og log₁₀-reduksjonen er oppsummert i Tabell 3-2. Den fyrste prøvedagen i testperiode 1, vart ikkje innløpsprøva tynna nok ut. Derfor var konsentrasjonen av *E. coli* i prøva over maksimalgrensa for analysebrettet. Log₁₀-reduksjonen for denne prøvedagen er ikkje presentert i resultatata.



Figur 3-2. Konsentrasjon *E. coli* ved innløp og utløp av filterkolonner. Logaritmisk skala. Logaritmisk skala på y-aksen. NB! Tre prøver tekne 10.03.16.

Tolv prøver for *E. coli* gav ikkje utslag for *E. coli* i testperiode 2, det var altså < 1CFU/100 ml i prøvevatnet.

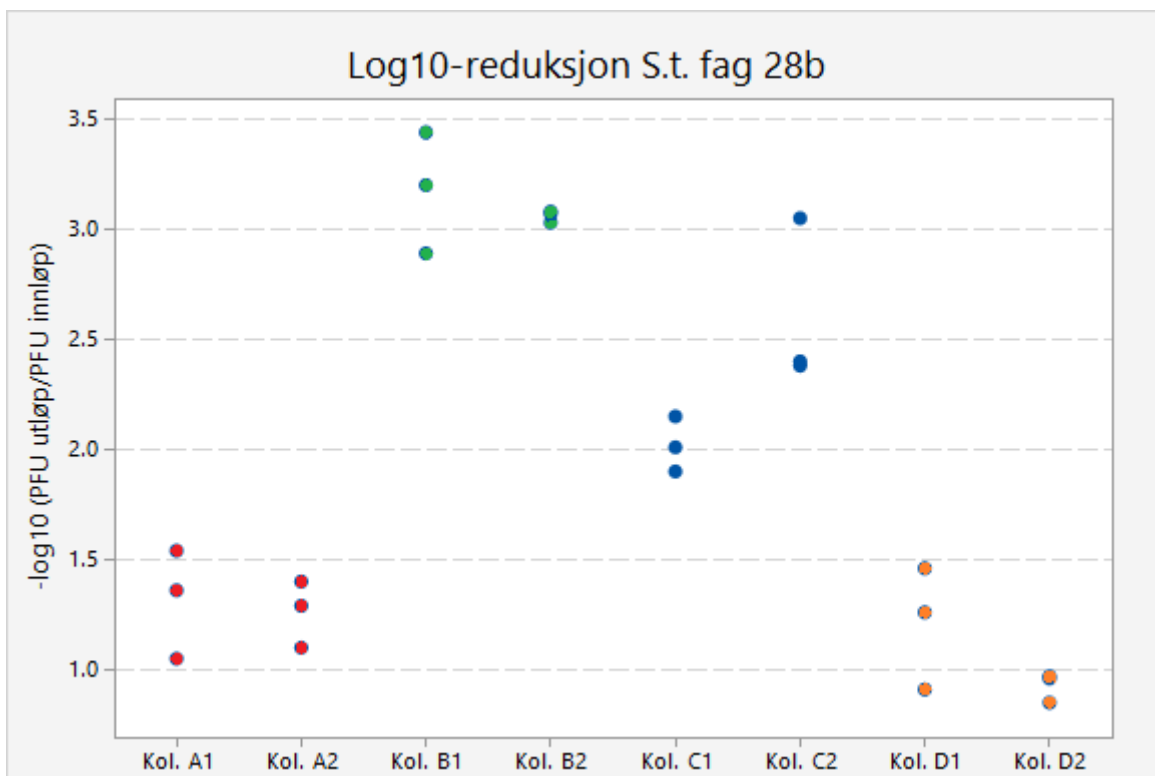
Tabell 3-2. Log₁₀-reduksjon av E. coli frå innløp til utløp av filterkolonner

Filterkolonne	Testperiode 1			Testperiode 2				
	n	Gj.snitt	min	maks	n	Gj.snitt	min	maks
A 1	6	2,7	2,4	2,9	5	3,7	3,3	4,5
A 2	6	2,4	1,8	2,7	5	4,2	3,8	4,5
B 1	6	3,1	2,8	3,3	5	4,0	3,5	4,5
B 2	6	3,2	2,9	3,8	5	4,2	3,8	4,5
C 1	6	2,9	2,6	3,2	5	2,4	2,1	2,8
C 2	6	2,4	2,2	2,5	5	3,8	2,9	4,5
D 1	6	2,7	2,4	3,0	5	4,2	3,8	4,5
D 2	6	2,7	2,5	2,8	5	3,7	3,3	4,2

3.1.3 *Salmonella typhimurium* fag 28b

Tilsetjing og prøvetaking av *S.t.* 28b, vart gjort frå 02.04.16 til 03.04.16. Gjennomsnittleg innløpskonsentrasjon var 10^5 PFU/ml, \log_{10} -reduksjonen frå innløp til utløp er berekna utifrå dette gjennomsnittet av innløpskonsentrasjonen (Tabell A - 4). Petriskåler med 20 – 200 plakk vart lagt til grunn i utrekninga av viruskonsentrasjonen i ei prøve. For to prøver, var det ingen uttynningar som ga 20 – 200 plakk, for desse prøvene vart eit gjennomsnitt av dei ulike skålene lagt til grunn for antal PFU/ml.

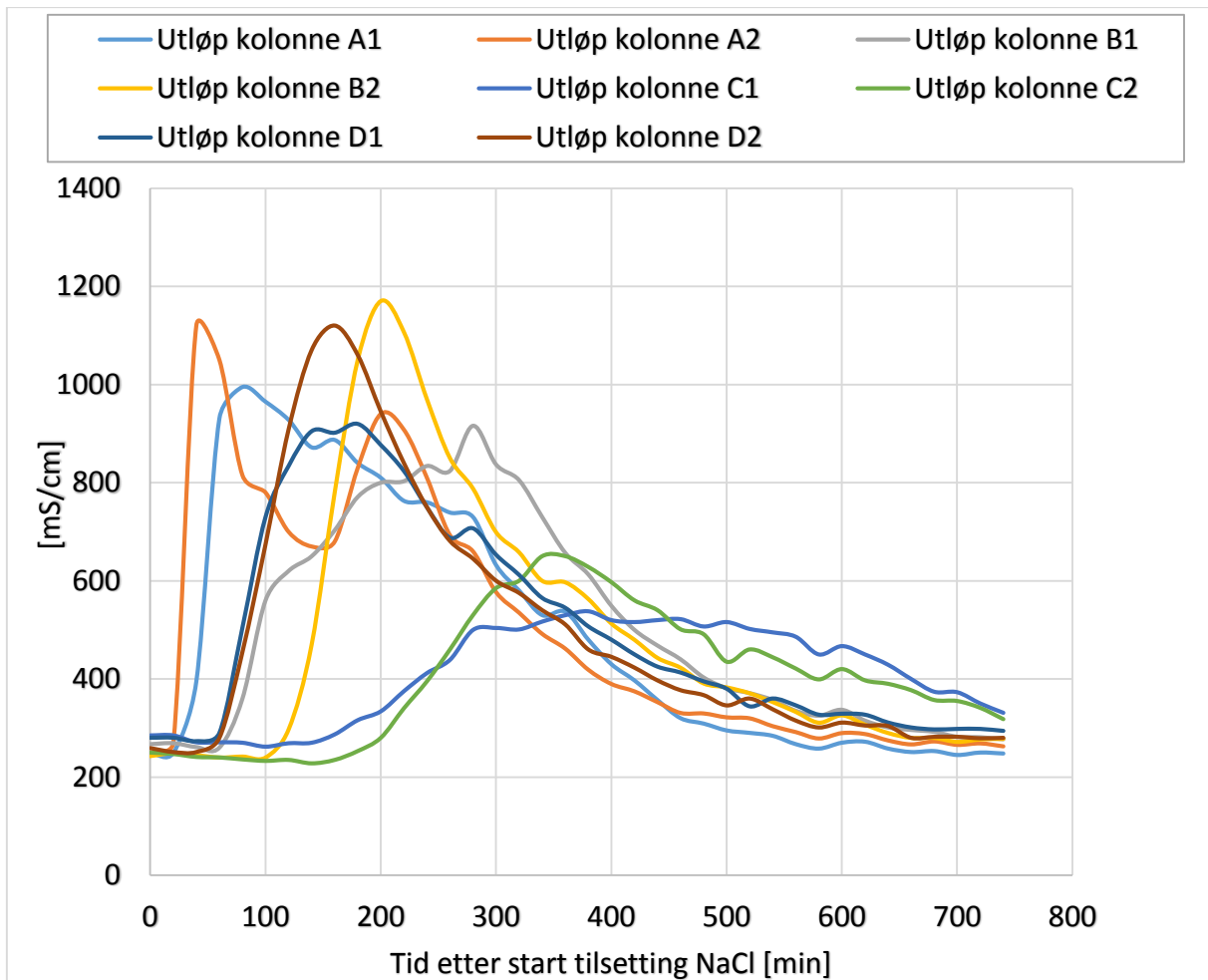
\log_{10} -reduksjonen av *S.t.* 28b frå innløpsvatnet til utløpsvatnet til kvar kolonne er vist i Figur 3-3. Alle kolonner har tre resultat frå utløpsprøvene, men liten variasjon i resultata for kolonne B₂, C₂, og D₂, gir overlapp mellom nokre punkt i Figur 3-3, som gjer at det er vanskeleg å skilje mellom kvart punkt. Alle resultat for konsentrasjonar av *S.t.* 28b er synte i vedlegg, Tabell A - 3 og Tabell A - 4.



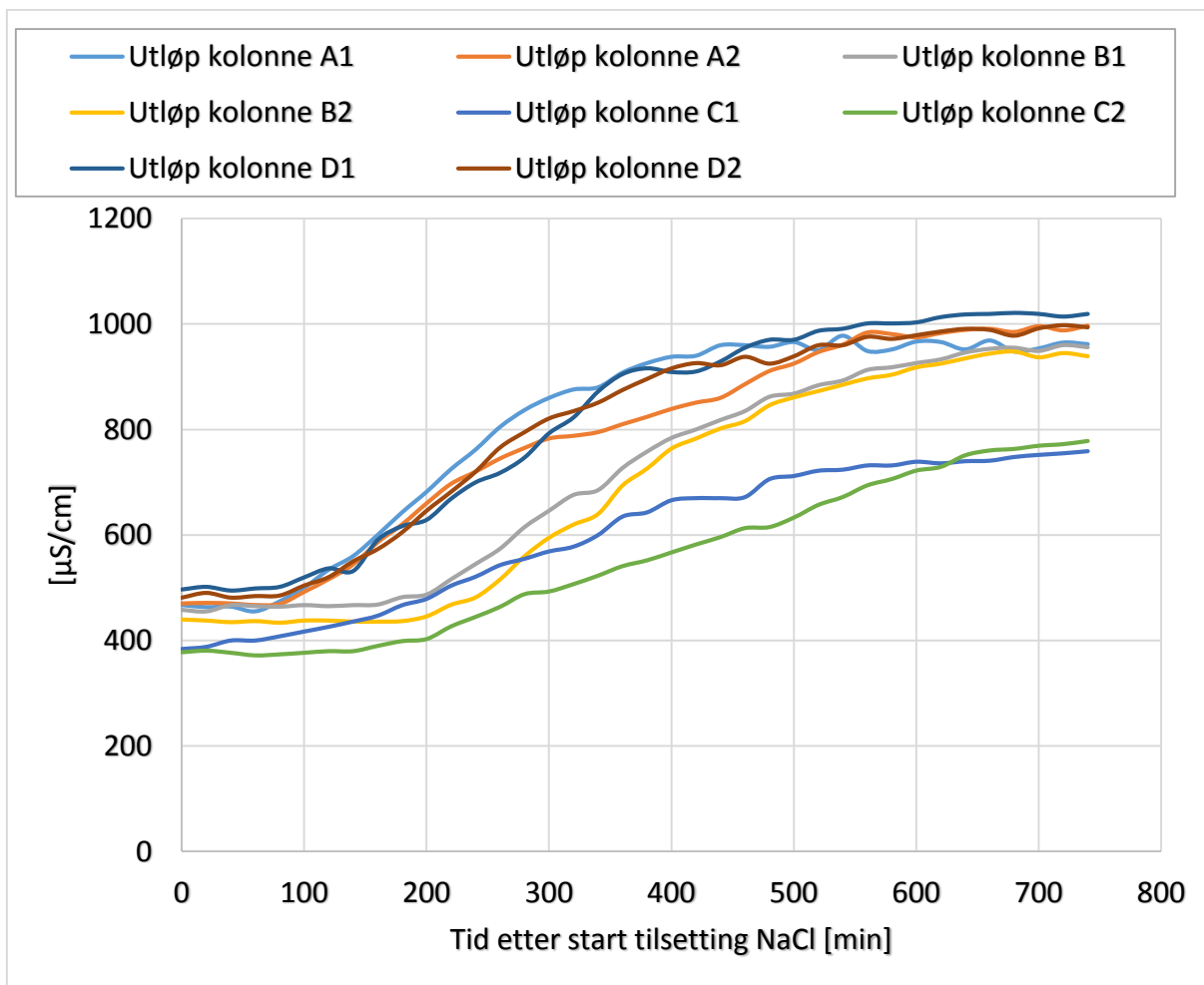
Figur 3-3. \log_{10} -reduksjon av *S.t.* 28b frå innløp til utløp av filterkolonner. Innløpskonsentrasjon: 10^5 PFU/ml.

3.1.4 Sporstofftestar

Resultata frå sporstofftest 03.03.16 er synt i Figur 3-4, medan resultata frå sporstofftest 07.04.16 er synt i Figur 3-5.



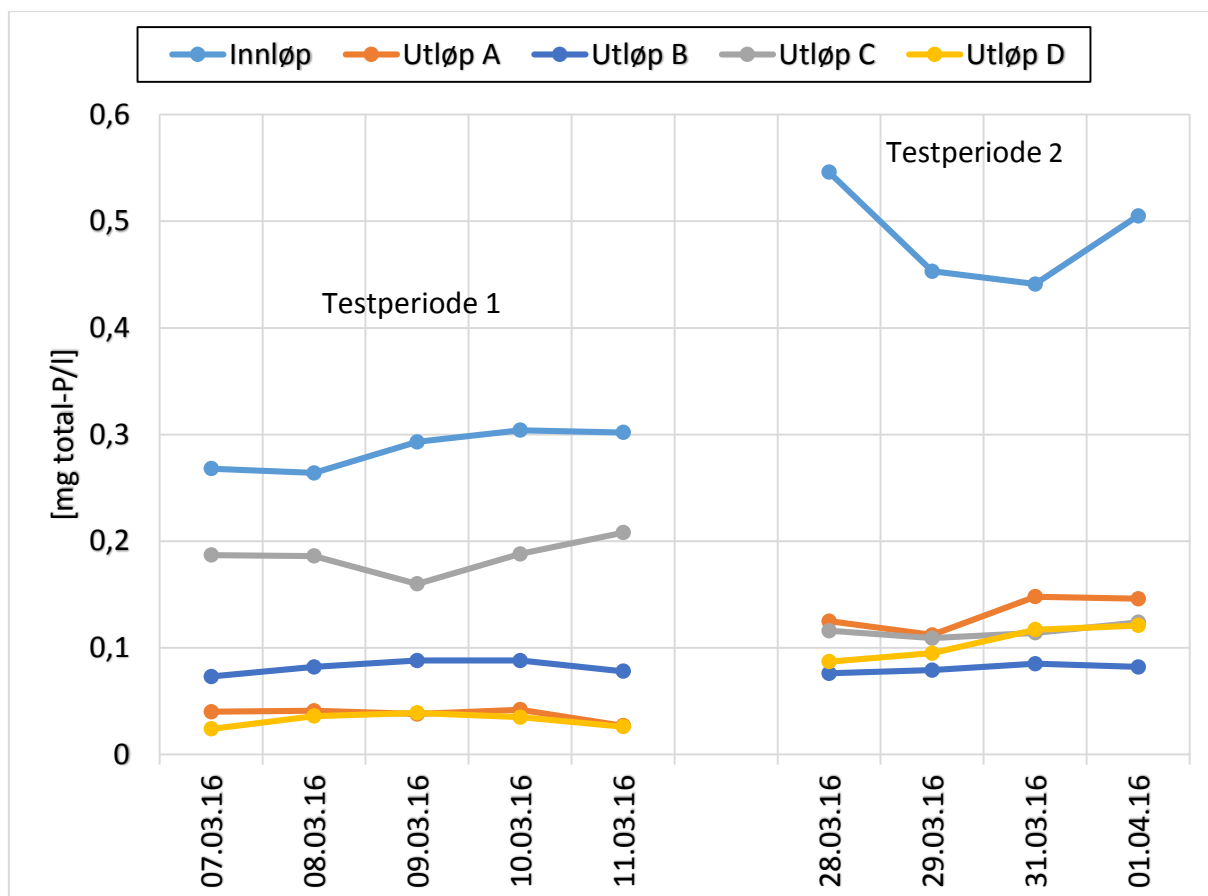
Figur 3-4. Sporstofftest 03.03.16, pulstilsetjing konsentrert NaCl-løysning.



Figur 3-5. Sporstofftest 07.04.16. Konstant tilføring av vatn med konstant leiingsevne på 950 µS/cm i innløpet

3.1.5 Total-P

Prøver av total-P vart tekne av innløps- og utløpsvatnet til kolonnene. Blandprøver av utløpsvatnet frå kvar filtertype vart brukt, t.d. $A_1 + A_2 = A$. Resultat for konsentrasjonar av total-P er gitt Figur 3-6, medan reinsegrad gitt i prosent, rekna utifrå innløpskonsentrasjon, er gitt i Tabell 3-3.



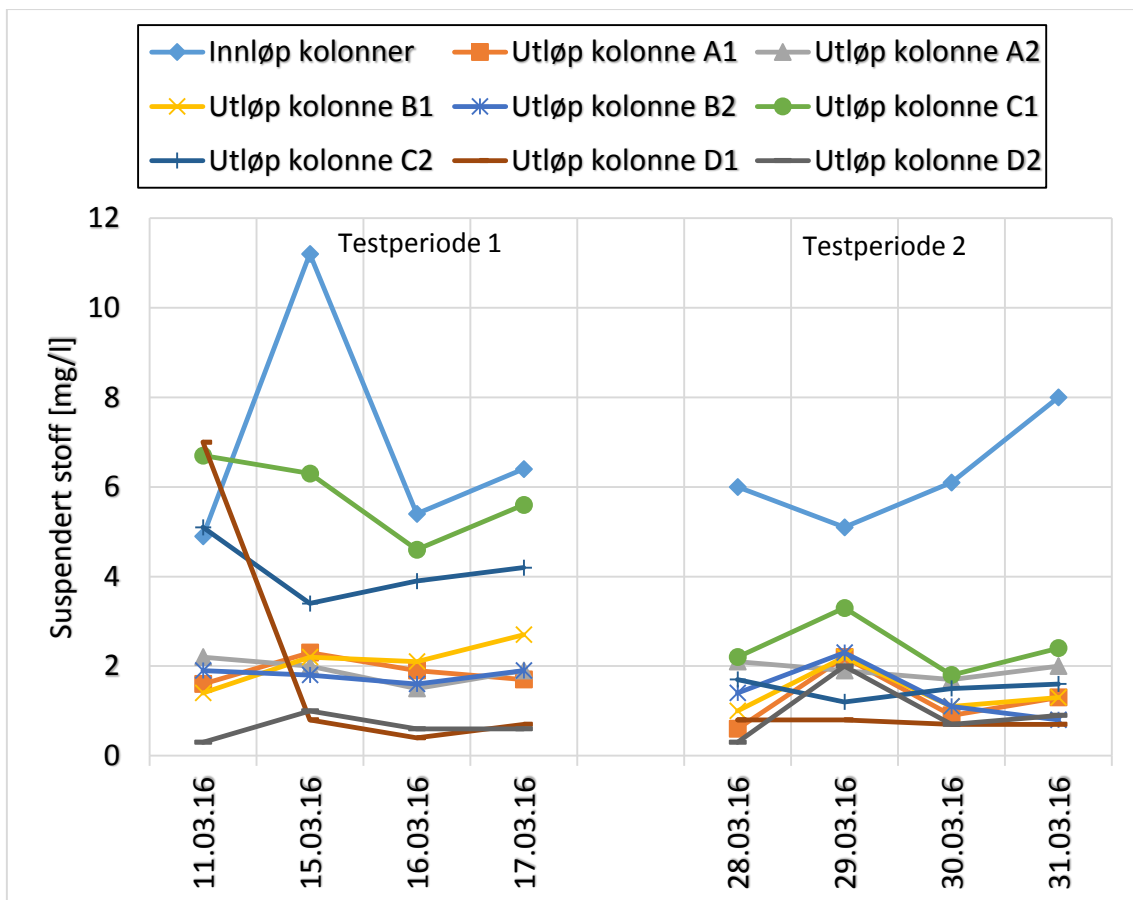
Figur 3-6. Konsentrasjon tot-P [mg/l] innløp og ved utløp filterkolonner.

Tabell 3-3. Reinsegrad tot-P. Prosentvis reduksjon frå innløp til utløp av kolonner

Filter	Periode 1				Periode 2			
	n	Gj.snitt	min	maks	n	Gj.snitt	min	maks
Utløp A	5	87 %	84 %	91 %	4	72 %	66 %	77 %
Utløp B	5	71 %	69 %	74 %	4	83 %	81 %	86 %
Utløp C	5	35 %	30 %	45 %	4	76 %	74 %	79 %
Utløp D	5	89 %	86 %	91 %	4	78 %	73 %	84 %

3.1.6 Suspendert stoff (SS)

Det var nokre problem til å begynne med i analysemetoden for SS. Etter tørking av filter vart det observert negative verdiar for SS, noko som sjølvstakt var feil. Etter ei endring i analysemetoden, fekk ein truverdige resultat, dette er omtalt i diskusjonen. Resultata av SS-målingane frå innløps- og utløpsvatnet til kolonnene, er synte grafisk i Figur 3-7, og oppsummerte i Tabell 3-4. Grunna problema i starten, går testperiode 1 frå 11.03.16 – 18.03.16, som er ein lenger periode enn det som er definert som «testperiode 1» for andre parameter.



Figur 3-7. Suspendert stoff, innløp og utløp kolonner

Tabell 3-4. SS-konsentrasjonar innløp og utløp kolonner.

Måle- punkt	Testperiode 1			Testperiode 2				
	n	Gj.snitt [mg/l]	Min [mg/l]	Maks [mg/l]	n	Gj.snitt [mg/l]	Min [mg/l]	Maks [mg/l]
Innløp	4	7,0	4,9	11,2	4	6,3	5,1	8,0
Utløp A1	4	1,9	1,6	2,3	4	1,3	0,6	2,2
Utløp A2	4	1,9	1,5	2,2	4	1,9	1,7	2,1
Utløp B1	4	2,1	1,4	2,7	4	1,4	1,0	2,2
Utløp B2	4	1,8	1,6	1,9	4	1,4	0,8	2,3
Utløp C1	4	5,8	4,6	6,7	4	2,4	1,8	3,3
Utløp C2	4	4,1	3,4	5,1	4	1,5	1,2	1,7
Utløp D1	4	2,2	0,4	7,0	4	0,8	0,7	0,8
Utløp D2	4	0,6	0,3	1,0	4	1,0	0,3	2,0

3.1.7 Nitrat

Konsentrasjonen av nitrat (NO_3^-) vart målt i innløps- og utløpsvatnet til kolonnene, slik kunne ein få ein indikasjon på om det var nitrifiserande bakteriar i kolonnene. Blandprøver av utløpsvatnet frå kvar filtertype vart brukt

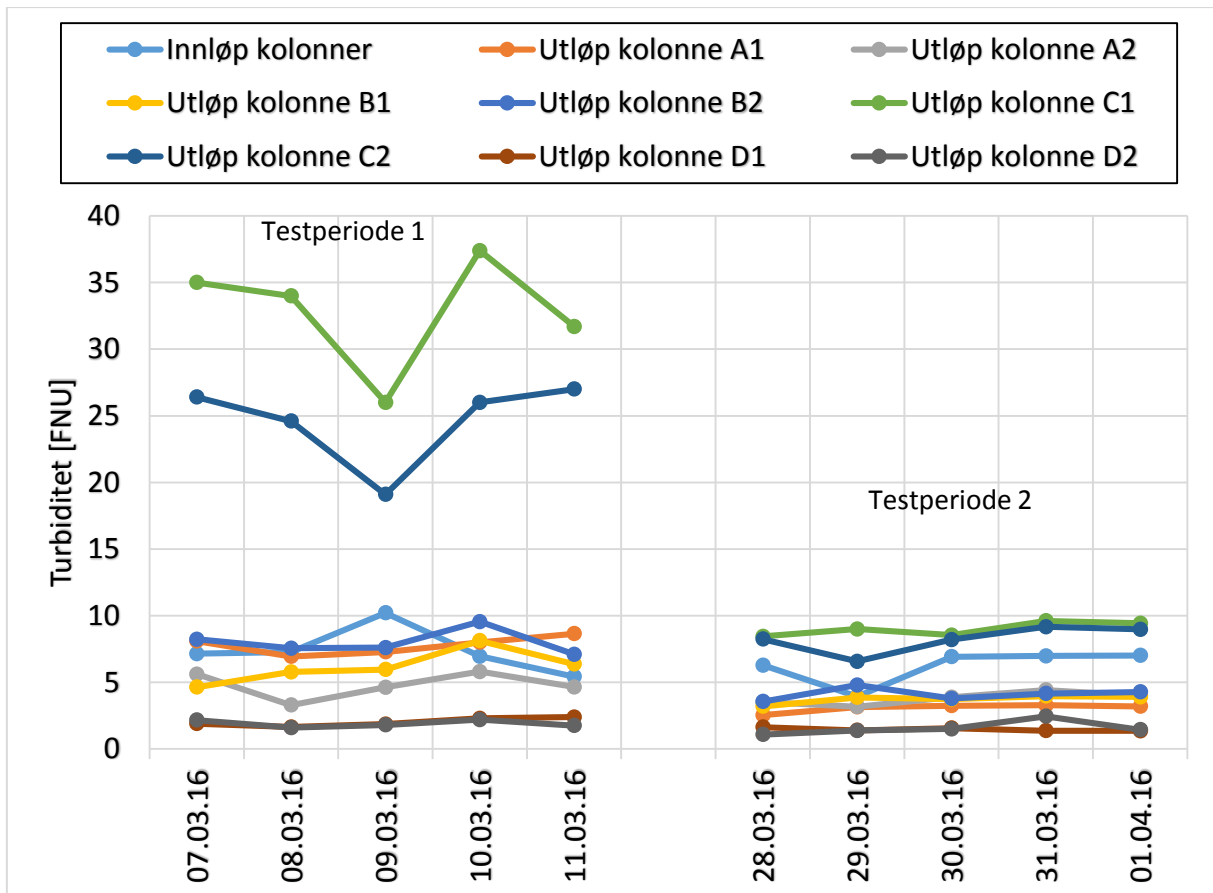
Grunna mangel på analysesett vart det berre teke fire prøver, og for prøva teken 29.03.16, var det ikkje nok analyseflasker til å ta prøver av innløpet. Sidan det er teke mange prøver frå utløpet av A02 for nitrat tidlegare, vart det avgjort å berre ta prøver frå utløpet av kolonnene, sidan ein ifylgje tidlegare testing (Eshetu 2016) sjeldan har nitratverdiar særleg over 2 mg/l frå utløpet av A02. Resultata for testing av nitrat er synte i Tabell 3-5.

Tabell 3-5. Konsentrasjonar nitrat-N (NO_3^-)-

Dato	Innløp [mg/l]	Utløp A [mg/l]	Utløp B [mg/l]	Utløp C [mg/l]	Utløp D [mg/l]
24.03.16	1,68	6,52	6,11	4,64	7,37
29.03.16	x	6,7	7,42	7,12	6,79
31.03.16	1,03	3,82	4,62	4,97	3,36
01.04.16	2,93	3,66	3,75	3,75	3,4

3.1.8 Turbiditet

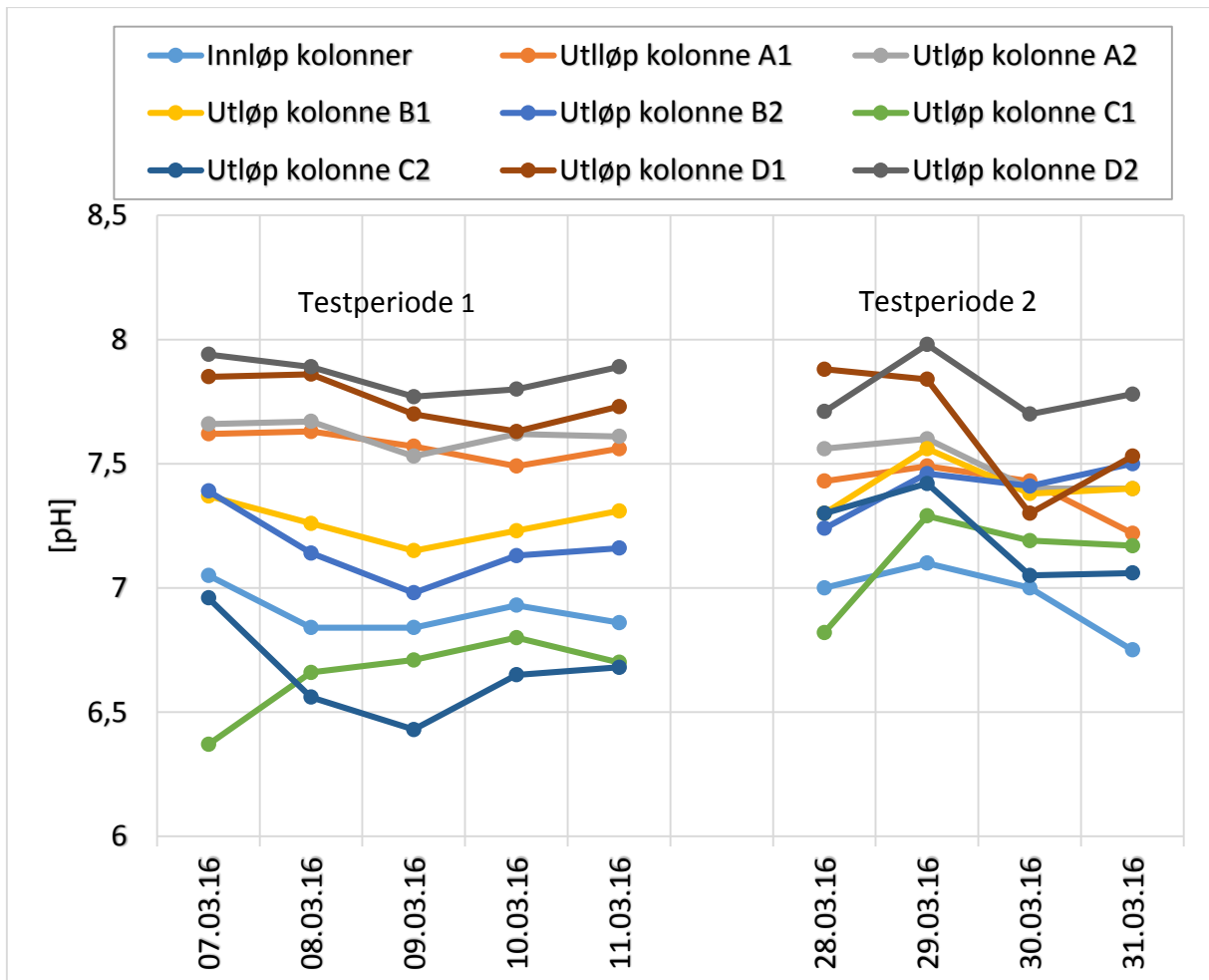
Turbiditeten til innløps- og utløpsvatnet frå kolonnene vart målt for å få ein indikasjon på mengda små partiklar, resultata er synt grafisk i Figur 3-8.



Figur 3-8. Turbiditet innløp og utløp kolonner.

3.1.9 pH

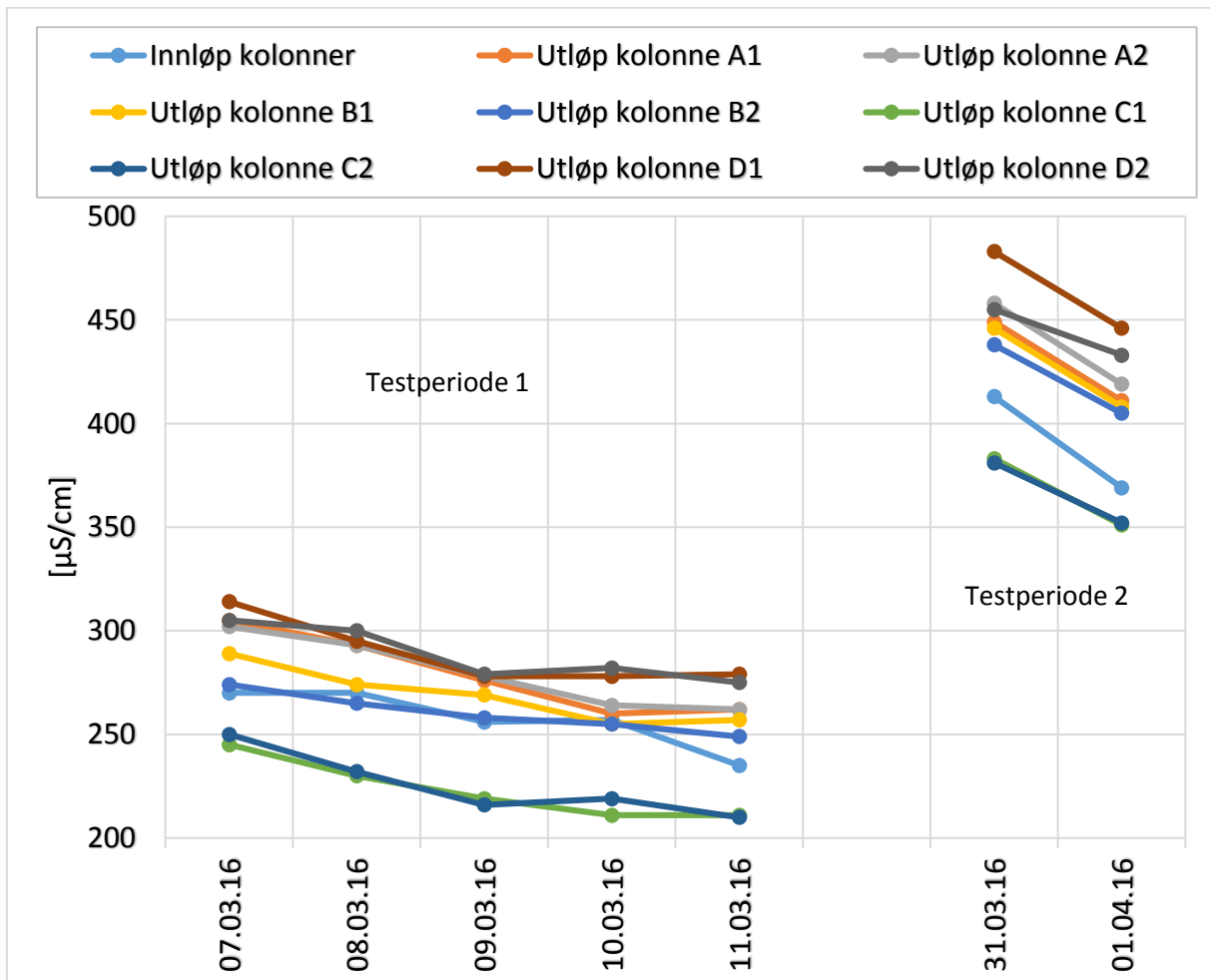
pH-verdien til innløps- og utløpsvatnet til kolonnene vart målt. Resultata frå pH-målingane er synte i Figur 3-9.



Figur 3-9. pH-verdiar innløp og utløp kolonner.

3.1.10 Elektrisk leiingsevne

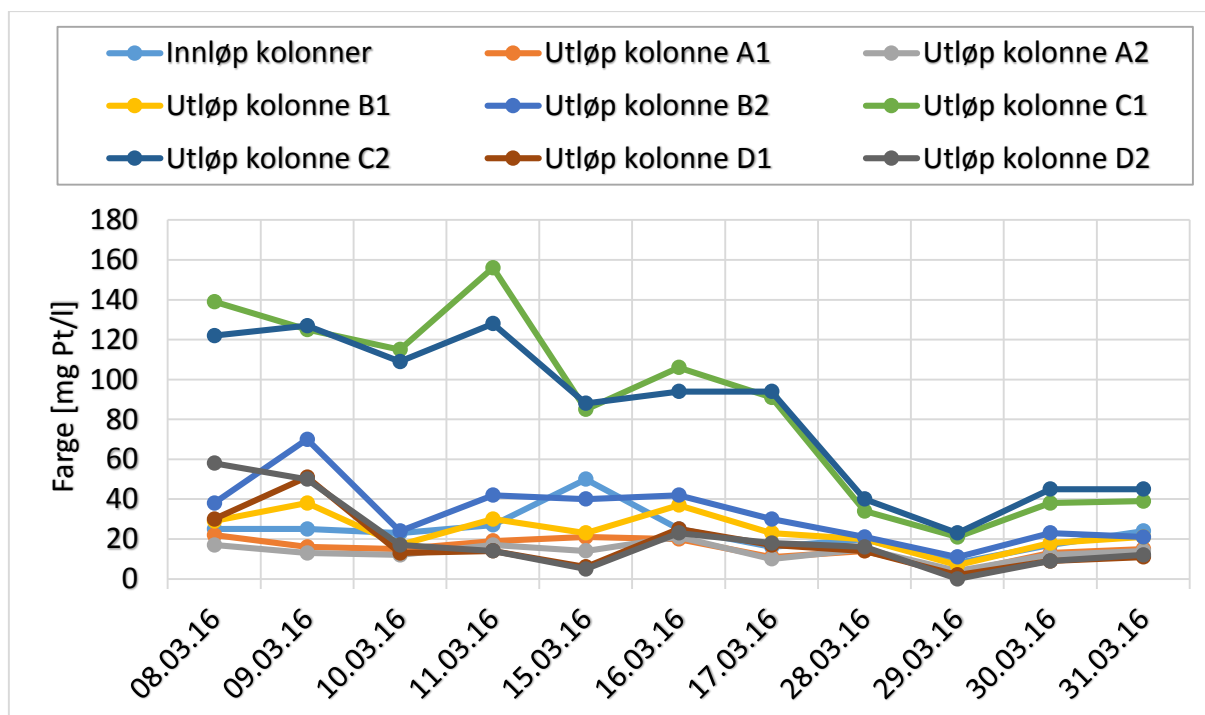
Elektrisk leiingsevne vart målt på innløpsvatnet, og på utløpsvatnet frå alle kolonner, resultatata er synte i Figur 3-10 . Måleapparatet for EL var oppteke til kontinuerlege målingar av EL for eit anna forsøk, i testperiode 2, derfor vart det berre utført to målingar av EL i testperiode 2.



Figur 3-10. Elektrisk leiingsevne i utløp og innløp filterkolonner

3.1.11 Farge

Farge vart målt over tre periodar, og skil seg derfor noko frå dei andre resultata som er delte inn i testperiode 1 og 2. Resultata frå fargemålingane er synte i Figur 3-11.



Figur 3-11. Farge innløp og utløp filterkolonner.

3.1.12 BOF₅

Det vart teke tre prøver for BOF₅, resultata er synte i Tabell 3-6.

Tabell 3-6. BOF₅-konsentrasjonar innløp og utløp kolonner.

Dato	Innløp kol. [mg O ₂ /l]	Utløp A [mg O ₂ /l]	Utløp B [mg O ₂ /l]	Utløp C [mg O ₂ /l]	Utløp D [mg O ₂ /l]
03.07.2016	11,2	0	0	0,6	0
18.07.2016	17,4	0	0	0	0
24.03.2016	18,5	0	0	0	0

3.1.13 Temperatur

Temperaturen har vore stabil gjennom heile forsøksperioden. Vatnet har alltid hatt temperaturar mellom 14 – 16 °C både i innløp og i utløp av alle kolonnene. Rommet der forsøksanlegget står, skal konstant temperatur på 15 °C, men temperaturar ned mot 12°C har vore målt.

3.2 Oppsummering resultat

3.2.1 Samanlikning av filtertypane

Alle filtertypane synte god evne til å fjerne *E. coli*, KB, total-P, BOF₅ og SS (ser bort frå kolonne C₁ i testperiode 2). Skilnadene mellom kvar filtertype var så små, at ut i frå resultata er det vanskeleg å påstå at den eine filteroppbygginga har ein betre reinseeffekt enn resten for desse parameterane. Det er mogeleg infiltrasjon av gråvatn som hadde høgare konsentrasjonar av desse parameterane kunne fått fram skilnadene betre. Til dømes er utløpskonsentrasjonane av BOF₅ tilnærma null i alle utløpsprøver frå kolonnene, sidan ein ikkje kan komme lenger ned i utløpskonsentrasjonen vert det vanskeleg å skilje mellom filtertypane.

Derimot synte resultata av reduksjon av *S.t.* 28b gjennom kolonnene, at evna til å fjerne det tilsette modellviruset, og dermed truleg også patogene virus frå gråvatnet var ulik. Kolonnene som inneheldt filter med lokal lausmasse hadde ein tydeleg større reduksjon av *S.t.* 28b enn kolonnene som inneheldt filter av berre sand, filtralite og subbus. Forklaringa var truleg betre adsorpsjon av virus i dei lokale lausmassane. For å få denne forklaringa bekrefta, kan filtermateriala analyserast kjemisk.

Sidan B-kolonnene hadde like gode eller betre resultat for alle målte parameter som dei andre filtertypane, vert dette vurdert som den beste filtertypen. Det vert understreka at denne oppgåva ikkje har svar på korleis filtertypane si reinseevne vil utvikle seg etter lenger tids bruk.

3.2.2 Endring i reinseevna frå testperiode 1 til testperiode 2

Det var ein auke i reduksjonen av KB og særleg tydeleg for *E. coli* frå testperiode 1 til 2, for alle kolonner utanom kolonne C₁. Målingane av BOF₅ i utløpsvatnet frå alle kolonner, synte tilnærma lik null biologisk nedbryteleg materiale over heile forsøksperioden. C-kolonnene hadde nedgang i SS, farge og turbiditet i utløpet frå testperiode 1 til 2, truleg grunna utvasking av organiske og/eller mineralske partiklar i starten. Det var også ein nedgang i konsentrasjon total-P for C-kolonnene frå testperiode 1 til 2, anten grunna utvasking av organisk materiale eller at turbiditet gav feilmålingar i testperiode 1. For filtertypane A, B og D var det små endringar i turbiditet, SS og total-P frå testperiode 1 til 2. Det er viktig å ha i minnet at tida mellom testperiode 1 og 2, er særskilt kort om ein tenkjer på at eit infiltrasjonsanlegg kanskje skal vare i fleire tiår.

4 Diskusjon

Diskusjonskapittelet er bygd opp på fylgjande måte: fyrst vert dei viktigaste resultatata diskuterte. Metoden vil også verte diskutert. Deretter vil praktiske konsekvensar av resultatata verte diskuterte.

Denne oppgåva har hovudfokus på mikrobielle parameter, og det er lagt mest vekt på desse i diskusjonen.

4.1 Totale koliforme bakteriar og *E. coli*

Figur 3-1 syner konsentrasjonar av total koliforme bakteriar (KB) ved innløp og utløp av kolonner, og \log_{10} -reduksjonen av KB frå innløp til utløp av kolonner er gitt i Tabell 3-1. For *E. coli* er konsentrasjonar ved innløp og utløp av kolonnene gitt i Figur 3-2, medan \log_{10} -reduksjonen gjennom kolonnene er synt i Tabell 3-2. Resultata synte at konsentrasjonar og reduksjonar i KB og *E. coli* frå innløp til utløp av filterkolonnene, fylgde same mønster. Derfor vert resultatata frå analysene av KB og *E. coli* diskuterte saman.

4.1.1 Avvikande reinseresultat kolonne C₁

Kolonne C₁ skilde seg ut i testperiode 2, med betydeleg lågare \log_{10} -reduksjon og høgare utløpskonsentrasjon av både KB og *E. coli* enn dei andre kolonnene, dette var ikkje tilfelle i testperiode 1 (Tabell 3-1 og Tabell 3-2). Skilnaden mellom kolonne C₁ og resten av kolonnene var så stor og konsistent over heile testperiode 2 (Figur 3-1 og Figur 3-2), at det var neppe grunna tilfeldige variasjonar eller målefeil. Sidan \log_{10} -reduksjonen av KB og *E. coli* i kolonne C₂ var tydeleg betre enn i kolonne C₁, var det tydeleg at filtertype C hadde potensiale til å reinse vatnet betre enn resultatet frå kolonne C₁ synte. Ein fekk derfor mistanke om at noko var feil med kolonne C₁.

Hydraulisk belastning av kolonnene vart jamleg kontrollert, og ingen store skilnader i belastinga av kvar kolonne vart observert i tida før, i og etter testperiode 2. Som nemnt i avsnitt 1.8.7, kan høgare hydraulisk belastning gi lågare reduksjon av bakteriar gjennom eit filter, men dette var neppe årsaka til det dårlege reinseresultatet.

Sporstofftest med kontinuerleg tilsetning av gråvatn med konstant elektrisk leiingsevne vart utført 07.04.16 (Figur 3-5), seks dagar etter siste prøver av KB og *E. coli* vart tekne. Målet var å finne om strøymingsmønster i kolonnene kunne forklare resultatata frå bakterie- og

virusprøvene. Tida det tok før elektrisk leiingsevne (EL) i utløpsvatnet frå kolonnene, hadde auka med 10 % og 50 % i høve til EL i utløpsvatnet frå kolonnene før tilsetting av sporstoff, vart høvesvis definert som minimum (T_{10}) og gjennomsnittleg (T_{50}) opphaldstid i filtera. T_{10} og T_{50} utifrå denne definisjonen, er gitt for alle kolonner i Tabell 4-1.

Tabell 4-1. Tid før elektrisk leiingsevne i utløpsvatnet frå kolonnene auka med 10 og 50 % i høve til elektrisk leiingsevne før tilsetting av NaCl-løysning.

Kolonne	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2
T_{10} [min]	110	120	210	240	110	210	150	130
T_{50} [min]	210	220	340	350	320	400	180	240

Både A- og D-kolonnene har minimum opphaldstider om lag som kolonne C₁ (Tabell 4-1), men i resultata frå testperiode 2 har desse filtertypene ein betydeleg større reduksjon av KB og *E. coli* enn kolonne C₁. Dette resultatet er ikkje i samsvar med studiane til Ausland et al. (2002) og Stevik et al. (1999a), der minimum opphaldstid var avgjerande for bakteriereduksjonen gjennom umetta filter. Årsaka kan vere at dei minste opphaldstidene i forsøka til Ausland et al. (2002) var mellom 5 og 48 timar, medan T_{10} i forsøka i denne oppgåva var frå 110 – 240 minutt, ein langt mindre både absolutt og relativ skilnad mellom opphaldstidene.

Det var ein stor skilnad i opphaldstidene mellom kolonnene C₁ og C₂ (Tabell 4-1). Kolonne C₁ hadde T_{10} på 110 minutt, medan C₂ hadde T_{10} på 210 minutt. Årsaka til ulikskapen kan vere ein kortsluttingsstraum i kolonne C₁. Ein kortsluttingsstraum i kolonna kan t.d. komme av makroporar grunna dårleg pakking av filteret eller lag av grove massar, eller om ein del av vatnet renn langs kolonneveggen. Store steinar og røter vart tekne ut av lokal lausmasse før pakking av kolonnene, slik at dei ikkje skulle gi kortsluttingsstraumar, nokre steinar var det likevel att. Biofilm kan også skape kortsluttingsstraumar (Kapellos et al., 2007, referert i Heistad et al. 2009b). I tilfelle kortsluttingsstraum vil ein del av gråvatnet som renn gjennom kolonna ha liten kontakt med filtermaterialet, som kan forklare dårlegare reinseresultat med tanke på KB og *E. coli*. A- og D-kolonnene hadde om lag lik T_{10} som kolonne C₁, men det treng ikkje tyde at det er kortsluttingsstraumar i A- og D-kolonnene. Det kan vere gråvatnet bruker kortare tid gjennom desse filtertypene, men at gråvatnet passerer porar som er små nok til at indikatorbakteriar vert fastkilte.

Kolonne C₁ vart 22.04.16 delvis oppgraven ned til punktet der slangen som tilfører gråvatn til kolonna enda, det var mistanke om at slangen ikkje var plassert der han skulle, jamfør detalj i

Figur 2-3. Det vart ikkje funne nokon feil med slangen. Ingen andre avvik vart observerte under oppgravinga. Kolonne C₁ vart ikkje fullstendig oppgraven, sidan det kunne øydelegge biofilmen som truleg har utvikla seg i filtermassen. Det er vanskeleg å fastslå sikkert kva som er årsaka til at kolonne C₁ hadde høge utløpskonsentrasjonar av fekale indikatorbakteriar i testperiode 2. Kortsluttingsstraum vert vurdert til å vere den mest sannsynlege årsaka, grunna den store skilnaden i minimum opphaldstid mellom kolonne C₁ og C₂.

4.1.2 Endring av reinseevna frå testperiode 1 til testperiode 2

Det var ein nedgang i utløpskonsentrasjon, og auke i log₁₀-reduksjon gjennom kolonnene for KB, og særleg tydeleg for *E. coli* frå testperiode 1 til testperiode 2. Gjennomsnittleg reduksjonen av *E. coli* for alle kolonner var mellom 2,4 – 3,2 log₁₀ og 3,7 – 4,2 log₁₀ i høvesvis testperiode 1 og 2, sett bort frå kolonne C₁ i testperiode 2. Gjennomsnittleg reduksjon av KB for alle kolonner var mellom 2,4 - 3,0 log₁₀ og 2,8 – 3,6 log₁₀ i høvesvis testperiode 1 og 2, sett bort frå kolonne C₁ i testperiode 2 (Figur 3-1, Figur 3-2, Tabell 3-1 og Tabell 3-2). Kolonne C₁ vert sett bort frå i resten av avsnittet. 12 av totalt 40 utløpsprøver i testperiode 2, synte ingen spor etter *E. coli*. Alle kolonner utanom C₁ hadde minst ei utløpsprøve som ikkje synte spor av *E. coli*, altså var konsentrasjonen < 1 CFU/100 ml i desse prøvene. Alle inn- og utløpskonsentrasjonar er synte i vedlegg.

Auken i reinseeffektivitet frå testperiode 1 til 2 for alle kolonner utanom C₁, kunne ha fleire årsaker. Det var ein nedgang i innløpskonsentrasjonen av KB og *E.coli* frå testperiode 1 til 2 (Figur 3-1 og Figur 3-2). Men konsentrasjonane av indikatorbakteriar i innløpsvatnet til kolonnene var i samsvar med tidlegare resultat frå målingar av utløpsvatnet t (Eshetu et al. 2014). Nedgangen i innløpskonsentrasjon kunne forklart nedgangen i utløpskonsentrasjon frå kolonnene, men auka log₁₀-reduksjonen tyder på at reinseeffekten for indikatorbakteriar er vorten betre frå testperiode 1 til 2.

Temperaturen i laboratoriet og utløpsvatnet frå alle kolonnene var i praksis lik mellom kvar testperiode, temperaturen varierte mellom 14 – 16 °C. Temperatur var derfor neppe årsaka til betre reinseeffekt for indikatorbakteriar i testperiode 2 i høve til testperiode 1. Ein auke i temperaturen kunne ha gitt lågare utløpskonsentrasjonar av indikatorbakteriar frå kolonnene, sidan auka temperatur gir auka inaktivering av bakteriar (avsnitt 1.8.8). Ausland et al. (2002) sine resultat synte derimot ingen korrelasjon mellom temperatur og reduksjon av indikatorbakteriar i umetta lausmassefilter, ved temperaturar mellom 2 – 17 °C. Dette resultatet syner at det er mogeleg å oppnå god fjerning av indikatorbakteriar, og dermed forhåpentlegvis patogene bakteriar ved jordinfiltrasjon om vinteren. For framtidige forsøk

bør ein vurdere å måle temperaturen inne i filtera i kolonnene, dette vart ikkje gjort i forsøka til denne oppgåva. For å vurdere reinseeffekten ved lågare temperaturar, kan ein også senke temperaturen i laboratoriet ved framtidige forsøk.

pH-verdiane frå utløpet til kolonnene var så godt som uendra frå testperiode 1 til 2 (Figur 3-9), med ein viss auke for C-kolonnene. Alle pH-verdiar vart målte til mellom 6,3 – 8,1, altså nær nøytral pH. Forsøk med filtrering av avløpsvatn gjennom kolonner fylte med svampar, synte at pH-verdiar mellom 6,5 – 9,0 ikkje påverka reduksjonen av fekale koliforme bakteriar (Tawfik et al. 2006). Det er ikkje truleg at dei små endringane eller ulikskapane i pH mellom utløpsvatnet til kolonnene var årsak til skilnader i reinseeffekt for indikatorbakteriar mellom kolonner eller testperiodar.

Det var ein auke i elektrisk leiingsevne i utløpsvatnet til kolonnene frå testperiode 1 til 2 (Figur 3-10), som kan tyde på auka ionestyrke i vatnet. Auka ionestyrke kan gi auka adsorpsjon av mikroorganismar, omtalt i avsnitt 1.8.2. Det er mogeleg at auken i ionestyrke kan forklare noko av kvifor reinseeffekten for indikatorbakteriar var best i testperiode 2.

Danning av meir biofilm og/eller biomatte i filtera kan forklare betre reinseresultat i testperiode 2 enn i testperiode 1. Biofilm vil gi mindre porar som aukar sjansen for fastkiling av bakteriar. Som nemnt i avsnitt 1.8.6, kan biofilm også bidra til betre adsorpsjon av bakteriar, samt at andre mikroorganismar kan ete bakteriar frå avløpsvatnet (predasjon). Predasjon vil kunne auke utover i bruksperioden, sidan mikroorganismar som er i stand til å leve av bakteriar frå avløpsvatnet vil ha gode livsvilkår i filtera, og kan formeire seg. Spørsmålet er om slike mikroorganismar er til stades i kolonnene.

I slangane som førte gråvatnet til kolonnene, var det ei tydeleg begroing etter kort tid. Det var ikkje mogeleg å sjå korleis tilhøva var nede i filtera, men det er truleg at ein del av denne begroinga lausna frå slangane og vart ført til filtera i kolonnene, der den kan ha bidrege til å danne ei biomatte. Biofilm kan også ha vorte danna i sjølve filteret. Reduksjonen i SS frå innløp til utløp av alle kolonner (Figur 3-7) tyder på at SS kan ha vorte akkumulert i filtera, og bidrege til danninga av ei biomatte. Det vart brukt to ulike metodar for sporstofftesting, derfor bør ein vere forsiktig med å samanlikne resultatata. Men det er tydeleg at fyrste gjennombrøt av sporstoff kjem seinare for alle kolonner utanom kolonne C₁ i sporstofftesten utført 07.04.16 (Figur 3-5), samanlikna med sporstofftest 03.03.16 (Figur 3-4). Lengre tid før gjennombrøt av sporstoff tyder på ei forlenga minste opphaldstid utover i forsøksperioden, dette kan tyde på at biomatte og/eller biofilm har utvikla seg.

Forsøka til O'Luanaigh et al. (2012) synte at biomatte var viktig for reduksjonen av *E. coli* ved infiltrasjon av blanda avløpsvatn i jord. Danning av biomatte og biofilm vert rekna som den mest sannsynlege forklaringa på at log₁₀-reduksjonen av KB og *E. coli* var høgare i testperiode 2 enn i testperiode 1.

4.1.3 Samanlikning av reinseevne for KB og *E. coli* mellom filtertypene

Kolonne C₁ hadde eit avvikande reinseresultat i forhold til dei andre kolonnene i testperiode 2. Avviket var truleg grunna kortsluttingsstraum i kolonna, derfor vert dette resultatet delvis sett bort frå når filtertypene sitt reinsepotensiale skal samanliknast, og resultatet frå kolonne C₂ brukt vidare. Det langt dårlegare reinseresultatet til kolonne C₁ i forhold til den identisk oppbygde kolonne C₂, syner likevel eit sær viktig poeng: nemleg at eit filter eller ei infiltrasjonsgrøft kan vere optimalt oppbygd og dimensjonert, men likevel reinse avløpsvatn dårleg for indikatorbakteriar, og dermed truleg også for patogene bakteriar. Slurv i byggjefasen, trerøter, store steinar, sjikt av grove massar, og mange fleire ting, kan skape kortsluttingsstraumar, og dermed gi langt dårlegare reinsing av avløpsvatnet i infiltrasjonsgrøfta.

Reinseeffekten for *E. coli* og KB var utifrå resultatata relativt lik for alle kolonner (kolonne C₁ ikkje medrekna) i alle testperiodar. Særleg er dette tydeleg i testperiode 2, der utløpskonsentrasjonane av høvesvis KB og *E. coli* stort sett ligg under 100 og 10 CFU/100ml (Figur 3-1 og Figur 3-2) for alle kolonner (ikkje medrekna kolonne C₁). Det er vanskeleg å hevde at ein type filter er betre enn resten utifrå desse resultatata. Dei nokså like reinseresultatata var relativt overraskande, særleg filtertype A og D hadde betre reinseeffekt for indikatorbakteriar enn venta. Tjukkelsen på filteret hadde utifrå resultatata lite seie for reinseeffekten, sidan dei tynnaste filtera, A og B, presterte i praksis like godt som dei tjukkare filtera, C og D. Studiar har vist (O'Luanaigh et al. 2012; Stevik et al. 1999b) at mesteparten av *E. coli* vert fjerna i øvste delen av eit filter, dette vart forklart med stor reduksjon av indikatorbakteriar gjennom biomatta i toppen av filteret.

Kornfordelingsanalysen synte at d₅ og d₁₀ var nokså like for både sand, subbus og den lokale lausmassen (Tabell 2-2). Det er truleg at storleiken til dei minste partikkelfraksjonane i eit umetta lausmassefilter kan vere avgjerande for fastkiling av mikroorganismar i porar i filtera. I umetta filter vert vatnet transportert i dei minste porane (Stevik et al. 2004), der sjansen for fastkiling er størst. Mindre kornstorleik gir som nemnt i avsnitt 1.8.1 mindre porestorleik. Sidan mengda av finpartiklar i filtermateriala var om lag lik (utifrå d₅ og d₁₀, Tabell 2-2), kan

det forklare at reinseeffekten til kvar filtertype var om lag lik for KB og *E. coli* for alle kolonner, utanom kolonne C₁.

4.1.4 Potensielle feilkjelder og diskusjon av metode

Forsøksoppsett og analysemetodar kan påverke resultata. Feilkjelder i dette forsøket med tanke på bakterieprøver kunne mellom anna vere variasjon i innløps- og utløpskonsentrasjon av KB og *E. coli* over døgnet, kontaminerte prøver, og inaktivering av indikatorbakteriar i oppsamlingsdunk før pumping til kolonner.

Kvileperioden til reinseanlegget A02, der det ikkje vart tilført gråvatn til kolonnene gjorde at ein hadde ein periode med lite eller inga utstrøyming frå kolonnene. Det vart stilt spørsmål ved om dette kunne føre til at det var stor variasjon i konsentrasjonane av *E.coli* og KB i utløpsvatnet over døgnet. For å undersøkje dette, vart det 10.03.16 teke tre innløpsprøver, og tre utløpsprøver av frå kvar kolonne, på ulike tidspunkt, 15.30; 18.30 og 20.30. Det var liten variasjon i både konsentrasjon av KB og *E. coli* i desse prøvene (Figur 3-1 og Figur 3-2). Desse resultata tyder på at det var liten variasjon i mengda KB og *E. coli* i innløps- og utløpsvatnet i løpet av ein dag. Tidspunktet for prøvetaking på dagen har neppe påverka resultata i stor grad.

Inaktivering i oppsamlingsdunken før kolonner, og slangane som leverte gråvatn til kolonnene kunne ført til overestimering av reinseevna til filtera. T₉₀, det vil seie tida det tek før bakteriekonsentrasjonen er redusert med 1 log₁₀ for totale koliforme bakteriar og *E. coli* i ferskvatn er ifylgje WHO (1999) høvesvis 58 timar og 2,7 – 6,3 døgner. Gjennomsnittleg opphaldstid for gråvatnet i oppsamlingsdunken var om lag ein time, og gjennomsnittleg opphaldstid slangane frå oppsamlingsdunk til kolonner var maksimalt 5 minutt. Set ein desse tala inn i likning 2.3, og finn inaktiveringskoeffisienten, får ein at ei opphaldstid på 1 time i oppsamlingsdunk og slangar vil redusere konsentrasjonen av KB og *E. coli* med mindre enn 5 %. Altså påverkar neppe inaktivering av KB og *E. coli* i oppsamlingsdunk og slangar resultata nemneverdig. For å fullstendig eliminere denne feilkjelda, måtte ein ha teke ei prøve frå slangen som leverte gråvatn til kvar kolonne, like før utløpet av slangen i kvar kolonne. Dette ville nesten dobla talet på brukte analysesett til KB og *E. coli* i kvar prøverunde, ein mest truleg unødig kostnadsauke.

4.2 *Salmonella typhimurium* fag 28b

Reinseevna til filtera med tanke på virus vart berre testa ein gong. Det er derfor ikkje mogeleg å seie noko om korleis reinseevna til kolonnene utvikla seg over tid. Log₁₀-reduksjonen av *S.t.* 28b gjennom filtera er synt i Figur 3-3, utløpskonsentrasjonane frå kvar kolonne er synt i vedlegg (Tabell A - 4). Den relativt låge variasjonen i utløpskonsentrasjonen til kvar kolonne, og samsvaret mellom replikata av filtertypene gjer at resultatata frå virusanalysene framstår som truverdige.

4.2.1 Samanlikning av reinseevne mellom filtertypene

Resultata frå tilsetjing av *S.t.* 28b synte at utløpsvatnet frå filtertypene A og D hadde langt høgare konsentrasjon av *S.t.* 28b enn utløpsvatnet frå filtertypene B og C, som inneheldt lokale lausmassar. Filtertype B hadde klart best reinsegrad av alle kolonnene. Minimum opphaldstid (T_{10}) var klart lengst for kolonnene B₁, B₂ og C₂ (Tabell 4-1), som også hadde størst log₁₀-reduksjon av *S.t.* 28b. Men kolonne C₁ hadde omtrent lik T_{10} som A- og D-kolonnene, sjølv om kolonne C₁ hadde betre evne til å fjerne *S.t.* 28b enn A- og D-kolonnene. Dette tyder på at minimum opphaldstid ikkje var ein avgjerande faktor for virusretensjonen i kolonnene.

Elektrisk leiingsevne (EL) i utløpsvatnet frå A- og D-kolonnene var jamt over like høg eller høgare enn i utløpsvatnet frå dei andre kolonnene (Figur 3-10), og skilnad i ionestyrke kan dermed ikkje forklare ulik virusretensjon i kolonnene. Resultata av målingane av pH-verdi, turbiditet, farge eller SS synte små skilnader mellom utløpet frå kolonnene, så desse faktorane har neppe hatt innverknad på resultatet. Virus kan ifylgje Schijven og Hassanizadeh (2000) feste seg til partiklar i vatn, som reduserer inaktiveringa.

Lokale lausmassar i filteret var truleg den einaste faktoren som skilde kolonnene med høgast virusreduksjon frå kolonnene med lågast reduksjon. Dei lokale lausmassane brukt i filtertype B og C var rustbrun, ifylgje Jenssen et al. (2006) tyder rustbrun jord på at jorda inneheld jernoksid. I avsnitt 1.8.1 vart det vist til fleire artiklar som påpeikte at metalloksid på filterpartiklane gav betre retensjon og adsorpsjon av virus i eit filter. Adsorpsjon er også rekna for å vere den viktigaste retensjonsmekanismen (avsnitt 1.7.2) for virus i lausmassar. Ut i frå dette verkar det som at retensjonsegenskapane til dei lokale lausmassane i forsøket er betre enn for sand og subbus. Subbusen var nyleg produsert av steinråmateriale, og var derfor neppe oksiderte i stor grad. Graden av vassmetting i kolonnene er ikkje målt, ein veit derfor

ikkje om det har vore betre høve til adsorpsjon til grensesnittet mellom luft og vatn (GLV) i nokre kolonner.

På same måte som for resultatata for KB og *E. coli*, var det lågare reduksjon av virus i kolonne C₁ samanlikna med kolonne C₂. Truleg er årsaka ein kortsluttingsstraum i kolonne C₁, som diskutert i avsnitt 4.1.1. Trass i problema med kolonne C₁ er den negative effekten mindre på reinseeffekten med omsyn til *S.t.* 28b enn for indikatorbakteriar. Ei potensiell forklaring kan vere at makroporar i filteret har vore store nok til at ein del bakteriar kunne sleppe gjennom, men at vatnet likevel har vore i kontakt med filterpartiklar, slik at adsorpsjon av virus til filterpartiklar likevel kan ha skjedd.

4.2.2 Samanheng mellom reinsing av KB, *E. coli* og *S.t.* 28b?

Som nemnt var det liten skilnad i reinseevne for *E. coli* og KB mellom filtertypane. Derimot var det skilnad i reinseevna for *S.t.* 28b. A- og D-kolonnene reinsa like godt som dei andre filtertypane med tanke på KB og *E. coli*, men dårleg for *S.t.* 28b. B-kolonnene reinsa derimot godt for både indikatorbakteriar og *S.t.* 28b. Filter som har god reinseevne for KB og *E. coli* kan dermed ha god reinseevne for *S.t.* fag 28b, men det er også mogeleg at dei ikkje har god reinseevne for *S.t.* 28b, altså ingen samanheng. Derfor garanterer ikkje fråvær av fekale indikatorbakteriar fråvær av virus i vatn som har vore infiltrert i jord.

4.2.3 Diskusjon av metode - virusforsøk

S.t. 28b måtte tilsetjast i innløpsvatnet til kolonnene, og det var eit spørsmål kor lenge ein måtte tilsetje virus, og kor tid ein skulle ta prøver for at resultatata kunne seie noko om reinseevna til kvar filtertype for *S.t.* 28b. Grunna avgrensa laboratoriekapasitet, vart det avgjort å vente med å ta prøver før ein var nokså sikker på at ein hadde nådd ein relativt stabil utløpskonsentrasjon av *S.t.* 28b frå kolonnene. Ut i frå eit grovt estimat vart det vurdert at ein minst ville ha tilført 2 porevolum i alle kolonnene etter 15 timars tilføring av gråvatn med ein volumstraum på 2,5 l/time.

Ein studie av Jin et al. (2000) synte etter 2 porevolum var det relativt stabil utløpskonsentrasjon av viruset ϕ X174 under umetta strøyning i sandkolonner, men viruskonsentrasjonen var svakt aukande. Studien til Chu et al. (2001) synte derimot at utløpskonsentrasjonen av ϕ X174 og MS-2 frå umetta sandkolonner der filtermaterialet inneheldt metalloksid, ikkje flata ut etter sjølv 35 porevolum, utløpskonsentrasjonen av virusa kom likevel ikkje over ca. 10 % av innløpskonsentrasjonen etter 35 porevolum, ved 21 % vassmetting.

Sporstofftest utført 07.04.2016 (Figur 3-5) synte at ein hadde bortimot stabil utløpskonsentrasjon av sporstoff etter 12 timar kontinuerleg tilsetjing av sporstoff alle kolonner, i alle høve frå B-kolonnene, som hadde høgast reinsegrad . Det vert derfor rekna som truleg at ein nådde stabil utløpskonsentrasjon frå kolonnene av *S.t.* 28b etter 15 timar tilsetjing. Om ein hadde tilført *S.t.* 28b lenger enn 17 timar, kan det hende at utløpskonsentrasjonane hadde auka noko, men av praktiske årsaker var det vanskeleg å få til. I eit reelt infiltrasjonsanlegg vil det også vere tider på døgnet då det er lite innstrøyming av gråvatn til infiltrasjonsgrøfta, kontinuerleg innstrøyming av virushaldig gråvatn over fleire døgn verkar som eit lite realistisk scenario. Å tilføre virushaldig gråvatn i t.d. 15 timar kvart døgn over fleire dagar, gjerne så lenge som eit typisk diarè-tilfelle varer ville vore eit interessant forsøk om ein hadde hatt meir tid tilgjengeleg.

4.3 Total-P

Resultata syner at det var relativt stabile inn- og utløpsverdiar av total-P i kvar testperiode (Figur 3-6), men innløpskonsentrasjonen av total-P var betydeleg høgare i testperiode 2, rundt 0,5 mg total-P/l, mot rundt 0,25 - 0,3 mg total-P/l i testperiode 1. Auken kan komme av variasjon i råvatnet, eller at reinseanlegget A02 fjerna mindre fosfor frå gråvatnet i testperiode 2 enn i testperiode 1. Utløpsvatnet frå A02 er innløpsvatnet til kolonnene. Konsentrasjonane av total-P i innløpsvatnet var i samsvar med resultata til Eshetu et al. (2014).

Filtertype C har 35 % reinsegrad i testperiode 1, tydeleg lågare reinsegrad enn dei andre filtera i same testperiode, som har mellom 71 – 89 % reinsegrad (Tabell 3-3). Det er mogeleg dette avvikande resultatet kom frå utvasking av organisk materiale i dei lokale lausmassane. Resultata frå farge- og turbiditetsmålingane synte høge verdiar ut frå C-kolonnene i testperiode 1 (Figur 3-8 og Figur 3-11), men verdiane hadde minka kraftig til testperiode 2. Finfordelt organisk stoff kan auke turbiditeten, og farge i vatn oftast kjem av organisk materiale (Ødegaard et al. 2012). Derimot synte målingane av BOF₅ at det var særst lite biologisk nedbryteleg organisk materiale i utløpet frå C-kolonnene (Tabell 3-6), dette går mot forklaringa av utvasking av organisk materiale. Eventuelt organisk materiale som vart vaska ut, må i tilfelle ha vore tungt biologisk nedbryteleg.

Analysesettet LCK 349 frå Hach Lange vart brukt for å finne total-P. Det vart ikkje brukt filtrerte prøver. Denne metoden går ut på at all fosfor vert overført til fosfatform, fosfatet reagerer med tilsette kjemikalium og dannar eit blått kompleksion. Eit spektrofotometer sender lys av ei viss bølgjelengd gjennom kyvetta med prøva, og konsentrasjonen av total-P

vert rekna ut frå graden av lysabsorbans i kyvetta. Turbiditet kjem av små partiklar i vatnet. Partiklar i vatn kan spreie lysstrålar som vert sende gjennom vatnet, derfor kan den høge turbiditeten i C-kolonnene i testperiode 1 (Figur 3-8) kanskje ha påverka målingane i spektrofotometeret.

Om organisk materiale vart vaska ut, ville det gitt høgare konsentrasjonar av total-P, sidan organisk bunde fosfor gir utslag på total-P. Filterttype B inneheld også lokale lausmassar, og har også noko lågare reinsegrad enn filterttype A og D i testperiode 1 (Tabell 3-3), men sidan filterttype B har eit mykje tynnare lag med lokal lausmasse, kan det forklare at effekten av eventuell utvasking av organisk materiale ikkje vart like sterk som for filterttype C.

I testperiode 2 var det liten skilnad mellom filterttype, gjennomsnittleg reinsegrad for alle filterttype var mellom 72 – 83 %. Filterttype A og D synte ein liten nedgang i gjennomsnittleg prosentvis reinsegrad frå testperiode 1 til testperiode 2 (Tabell 3-3). Dette kan komme av auken i innløpskonsentrasjonen av total-P, tilfeldige variasjonar, eller at sand og subbus, hovudfiltermateriala i filterttype A og D inneheld lite oksidert jern, aluminium eller kalsium. Oksid av desse metalla fjernar fosfor effektivt frå avløpsvatn (Jenssen et al. 2006).

Filterttype B og særleg filterttype C hadde ein auke i prosentvis reinsegrad frå testperiode 1 til testperiode 2. Dette kan komme av at det var mindre organisk materiale som vart vaska ut frå filtera i testperiode 2 enn i testperiode 1, noko nedgangen i både turbiditet (Figur 3-8) og fargetal (Figur 3-11) for C-kolonnene støttar. Ei anna forklaring er at høg turbiditet ikkje lenger påverka resultatet like sterkt for C-kolonnene i testperiode 2, sidan utløpsturbiditeten var nokså lik for alle kolonner i testperiode 2. Truleg er verdiane frå testperiode 2 mest representative for kva potensiale dei ulike filterttype har til å fjerne fosfor frå gråvatn i starten av brukstida for kvart filter. Skilnaden i reinsegrad mellom filterttype var relativt liten, men filterttype A hadde lågast reinsegrad, og filterttype B best reinsegrad i testperiode 2 (Tabell 3-3).

Total-P i utløpet av alle filtera var under 0,15 mg total-P i alle prøver i testperiode 2, til samanlikning var utløpskonsentrasjonen frå norske kjemiske reinseanlegg gjennomsnittleg 0,26 mg total-P/l i 1990 (Ødegaard et al. 2012). Men evna til å binde fosfor i jord, sand og lettklinker (filtermaterialet i A02) vil verte mindre over tid (Jenssen et al. 2006). Kor lang levetid ei infiltrasjonsgrøft for gråvatn har med tanke på fosforfjerning, vil variere utifrå filtermaterialet og belastinga på grøfta. Å skifte ut filtermaterialet i ei infiltrasjonsgrøft vil vere ein relativt omfattande operasjon, i praksis må ein grave opp heile grøfta. Å byte

filtermateriale i A02 eller liknande anlegg er ein mindre omfattande og kostbar prosess. For fritidsbustader som berre vert brukte deler av året, går det truleg lang tid før filtermaterialet i infiltrasjonsgrøfta vert metta.

Det vart ikkje gjort målingar for å finne ut om fosforet i inn- og utløpsvatn var partikulært bunde, eller i oppløyst form. Todt et al. (2015) sin artikkel om samansetjinga av gråvatnet brukt i dette forsøket, synte at før reinsing var medianinnhaldet av total-P, oppløyst P og partikulært bunde P høvesvis om lag 1,6; 0,7 og 0,9 mg/l. Høgaste utløpskonsentrasjon frå kolonnene av total-P i testperiode 2 var 0,15 mg total-P. Det vil seie at reinsing av gråvatn med kompakt reinseanlegg A02 kombinert med etterpolering i infiltrasjonsgrøft, har evne til å fjerne både oppløyst og partikulært bunde fosfor, om ein går ut i frå at råvasskvaliteten var om lag slik som i studien til Todt et al. (2015). Lausmassane brukt i filtertype B og C var rustbrun, jernoksid kan ha reagert med ortofosfat (PO_4^{3-}), slik at ortofosfat vart felt ut. Det er også mogeleg at mikroorganismar har brukt tilført fosfor til å danne biofilm.

4.4 BOF₅

Resultata av BOF₅ målingane synte at det var særst lite biologisk nedbryteleg materiale i utløpsvatnet frå kolonnene, konsentrasjon av BOF₅ var under deteksjonsgrensa i 11 av 12 utløpsprøver (Tabell 3-6). Det var inga endring i utløpskonsentrasjonen av BOF₅ gjennom forsøksperioden.

Dei låge utløpskonsentrasjonane gjorde at det vart stilt spørsmål med analysemetoden. For å bekrefte at det faktisk var ein reduksjon i organisk materiale frå innløp til utløp av kolonnene, vart det også teke ei prøve av løyst kjemisk oksygenforbruk (KOF). Denne prøva synte at innløpskonsentrasjonen var 41,4 mg O₂/l, medan utløpskonsentrasjonane varierte mellom 2,17 – 14,7 mg O₂/l. Dette tyder på at det faktisk var ein nedgang i konsentrasjonen løyst organisk materiale frå innløp til utløp av kolonnene. Grunna mangel på analysesett for KOF, vart det berre teke ei prøve av KOF. KOF-målingane var høgare enn BOF₅-målingane. Dette kjem av at KOF-analysen også tek med organiske molekyl som er tungt biologisk nedbrytelege. Ifylgje Ødegaard et al. (2012) kan samanhengen mellom BOF₅ og KOF estimerast slik for kommunalt avløpsvatn:

$$\text{KOF} = 2,15\text{BOF}_5 + 50$$

Denne likninga tyder på at sjølv om ein ikkje får utslag for BOF₅ i ei prøve, kan ein få utslag for KOF.

Ei mogleg feilkjelde i BOF₅-måling, er at det ikkje er mikroorganismar til stades i avløpsvatnet som er i stand til å bryte ned organisk materiale. Sidan målingane av BOF₅ starta om lag to veker etter oppstart av anlegget, hadde bakteriefloraen i kolonnene hatt relativt kort tid til å utvikle seg. Innhaldet av BOF₅ frå utløpet av reinseanlegget A02, vart i gjennomsnitt målt til 13,78 mg O₂/l under testing utført av Eshetu et al. (2014). Innløpsvatnet til kolonnene hadde ein konsentrasjon av BOF₅ mellom 11,2 – 18,5 mg O₂/l (Tabell 3-6), altså i samsvar med resultatet til Eshetu et al. (2014). Dette samsvaret tyder på at det er bakteriar i innløpsvatnet til kolonnene som er i stand til å bryte ned organisk materiale, det er usannsynleg at ingen av desse bakteriane skal komme gjennom filterkolonnene til utløpet, og hamne i prøveflaskene.

Ein annan indikator på at det var mikrobiell aktivitet i kolonnene var målingane av nitrat. Nitrat vert danna av nitrifiserande bakteriar som konverterer ammonium til nitrat. Resultata frå nitratmålingane (Tabell 3-5) synte at det alltid var ein auke i nitratkonsentrasjonen frå innløp til utløp av kolonnene. Det var altså nitrifiserande bakteriar til stades i kolonnene, som tilseier at det var ein viss bakterieflora i kolonnene.

Grunna samsvaret med tidlegare resultat, nitrifikasjon og KOF-analysen, vart det konkludert med at analysemetoden truleg var i orden, og resultata frå BOF₅-analysene var truverdige. Det vart ikkje gjort analyser for å skilje mellom partikulært og oppløyst organisk materiale i BOF₅-analysene. Fjerningsmekanismane for OM i kolonnene kan altså ha vore både fysisk filtrering av partiklar av OM, og/eller adsorpsjon av oppløyst OM, og deretter mikrobiell nedbryting av filtrert eller adsorbent OM. Det var lite suspendert stoff i utløpet av kolonnene (Figur 3-7), som tyder på at lite partikulært OM vil passere filtera. Eit riktig dimensjonert og vedlikehalde infiltrasjonsanlegg vil kunne oppretthalde reinseevna for OM over tid (Jensen et al. 2006).

Alle filtertypane hadde god evne til å fjerne dei mengdene biologisk nedbryteleg materiale dei vart tilførte. Om ein hadde auka konsentrasjonen av BOF₅ i innløpsvatnet til kolonnene, er det mogleg ein ville sett skilnader mellom filtertypane. Ut i frå resultata kan ein ikkje rangere filtertypane etter evne til å fjerne biologisk nedbryteleg materiale. Derimot kan det seiast sikkert at kombinasjonen av reinseanlegget A02 og etterpolering i infiltrasjonsgrøft gir ei sær god fjerning av biologisk nedbryteleg materiale.

4.5 Suspendert stoff

Innløpskonsentrasjonen og utløpskonsentrasjonane av SS for kolonner med filtertype A, B og D var relativt uendra under testperiodane, og frå testperiode 1 til testperiode 2 (Figur 3-7).

Utløpskonsentrasjonen av SS frå C-kolonnene, som hadde 50 cm lokal lausmasse som filtermateriale, gjekk tydeleg ned frå testperiode 1 til testperiode 2. I testperiode 1 var utløpskonsentrasjonen frå C₁ og C₂ høvesvis 5,8 og 4,1 mg SS/l i gjennomsnitt, medan alle dei andre kolonnene låg mellom 0,6 – 2,2 mg SS/l i utløpsvatnet (Tabell 3-4). Truleg var dei høge verdiane frå C-kolonnene på grunn av utvasking av mineralske og/eller organiske partiklar frå filtermaterialet. I Testperiode 2 var mengda SS i utløpet frå alle kolonner lågt stabil, gjennomsnittleg utløpskonsentrasjon var mellom 0,8 – 2,4 mg SS/l (Tabell 3-4).

Det var nokre problem til å begynne med i analysemetoden for SS. Etter tørking av filter vart det observert negative verdiar for SS, noko som sjølvsagt var feil. Det vart etter samråd med rettleiar komme fram til at filterpapira måtte tørkast i tørkeovn før dei vart brukte, sidan vekta av fuktigheita i filterpapiret kunne påverke resultatet. Etter denne endringa i prosedyre fekk ein truverdige resultat. Glasfiberfiltera låg i vanleg luft, og hadde derfor eit visst fuktinnhald før dei vart vegne før bruk. Vekta av denne fuktigheita forsvann etter 2 timars tørking på 103 -105°C, og sidan det var så lite SS i gråvatnet, var vekta av tilført SS til filteret lågare enn vekta av opphaveleg fuktigheit i filteret, og ein fekk negative verdiar for SS.

Det knyter seg ei viss usikkerheit til SS-målingane, sidan det er snakk om så små konsentrasjonar av SS. Konsentrasjonen av SS var aldri over 4 mg/l i utløpsvatnet frå nokon av kolonnene i testperiode 2. Det seier seg sjølv at det skal særst lite til for å gjere eit stort utslag på resultatet, når det er snakk om så små vekter. Eit sandkorn på prøvefilteret, ei ustabil vekt, eller at noko av det suspenderte stoffet faktisk forsvinn i tørkeprosessen kan gi store utslag. Likevel syner Figur 3-7, at det var relativt stabile og konsistente resultat frå utløpsprøvene i kvar periode, med nokre unntak. Denne stabiliteten i resultatata tilseier at tilfeldige variasjonar truleg ikkje påverkar resultatata i stor grad.

Det er også mogeleg at sedimentering i oppsamlingsdunkane før gråvatnet vart pumpa til kolonnene, reduserte konsentrasjonen SS i innløpsvatnet til kolonnene. Eshetu et al. (2014) målte utløpskonsentrasjonen frå A02 til å vere 12,56 mg/l i gjennomsnitt, ein noko høgare konsentrasjon enn gjennomsnittet målt i innløpsvatnet til kolonnene (Tabell 3-4). Dette kan ha påverka reinseresultatata sidan det er mogeleg større innløpskonsentrasjon til kolonnene ville gitt større utløpskonsentrasjonar av SS. Det er likevel tvilsamt om ein auke i

innløpskonsentrasjonen til kolonnene i storleiksorden 5 – 10 mg/l ville gjort særleg utslag. Det er også mogeleg at SS vart filtrert i tilførselsslangane til kolonnene, då det var ei tydeleg begroing inne i desse.

På tross av nokre potensielle feilkjelder, vert evna alle filtera har til å fjerne SS vurdert som god. Det viktigaste resultatet frå målingane er ikkje at det var skilnader mellom kolonnene i storleiksorden 1-2 mg SS/l, men at utløpsverdiane for SS i alle kolonner var låge. Ifylgje Jenssen et al. (2006) kan ein vente verdiar < 10 mg SS/l i utløpet av jordinfiltrasjonsanlegg for blanda avløpsvatn, altså i samsvar resultatata frå dette forsøket. Ut i frå resultatata er det vanskeleg å rangere filtertypane med omsyn til evna til å fjerne SS.

4.6 Nitrat

Det var ein viss variasjon i mengda nitrat i utløpet frå kolonnene, mellom 3,36 – 7,42 mg nitrat-N/l for alle målingar (Tabell 3-5). Grunna få målingar, og sidan ein ikkje hadde analysesett for total nitrogen (tot-N) eller ammonium/ammoniakk (TAN), er det vanskeleg å seie om denne variasjonen skuldast tilfeldig variasjon i målingane, eller ulik konsentrasjon av nitrat, tot-N eller TAN i innløpsvatnet.

Likevel kan ein sjå at utløpskonsentrasjonen av nitrat alltid er høgare enn innløpskonsentrasjonen for alle kolonner, derfor kan ein konkludere med at det var i det minste ein viss nitrifikasjon i kolonnene. Det er vanskeleg å konkludere ut i frå datamaterialet om det er skilnader mellom kolonnene med tanke på grad av nitrifikasjon i kolonnene. Grunna mangel på analysesett, vart det ikkje teke prøver for nitrat i starten av testperioden. Hadde dette vorte gjort, ville ein kunne sett om det var auke i nitrifikasjonsgraden utover i forsøket. Ifylgje Siegrist et al. (2000) er det etter 1 – 2 månader ofte full nitrifikasjon i dei øvste 30 cm i eit jordinfiltrasjonsanlegg.

4.7 Diskusjon av metode og testanlegg

Det er mange faktorar som kan påverke reinseffekten ved jordinfiltrasjon, og å teste ut reinsing i fullskala er kostbart. Det er mykje som skil testanlegget i denne oppgåva frå eit reelt anlegg for reinsing av gråvatn. Til dømes står kolonnene i jamn temperatur og har ingen makroporar laga av meitemakk eller trerøter. Filtera er fint oppbygde for hand, i motsetnad til ei større grøft der det er brukt gravemaskin og det vanskeleg å treffe akkurat på centimeteren med tjukkelsen av til dømes fordelingslaget. Gråvatnet vert også dosert jamt og trutt, medan

ein i ei reell infiltrasjonsgrøft kan ein ha stor variasjon i tilført mengde gråvatn. Det er heller ingen lange regnperiodar som gir metta forhold i grøfta. Lista over skilnader kan gjerast lang.

Likevel kan det argumenterast for at kontrollerte forsøk som forsøket i denne oppgåva kan gi viktige resultat som kan brukast i praksis. Forsøk i kontrollerte omgivnader gir mogelegheit til å isolere faktorar som kan påverke resultatet. Fullskala testing utandørs vil kunne påverkast av ei rekkje faktorar som varierende nedbør, temperatur, plantevekst og strøymingsmønster i grunnvatn. Dette kan gjere det vanskeleg å finne kva som faktisk førte til at ei infiltrasjonsgrøft reinsa godt og ei anna dårleg.

Dette forsøket vart utført med lik hydraulisk belastning, lik temperatur og likt gråvatn. Det som skilde kolonnene frå kvarandre var ulikt filtermateriale og –oppbygging, i tillegg kan det vere at biomatte/biofilm utvikla seg ulikt i kvar kolonne. Derfor kan ein slå fast at variasjonar mellom resultatata for kvar filtertype mest truleg kjem av desse tre nemnde faktorane, altså filtermateriale, -oppbygging og utvikling av biofilm/biomatte. Forsøka utførte i denne oppgåva kan derfor gi svar på kva som er gode filtermateriale og –oppbyggingar.

Komplikasjonar i forsøket, som det avvikande reinseresultatet for indikatorbakteriar i kolonne C₁ kan sjølvsagt føre til feil konklusjonar. Eit godt forsøksopplegg, som testing av fleire likt oppbygde filter, der store skilnader mellom replikata kan avsløre feil, er viktig for å komme fram til rett konklusjon.

4.8 Praktiske konsekvensar av resultatata

Før forsøket starta, var det venta at C-kolonnene ville syne best reinseeffekt av filtertypane, grunna det tjukke laget av lokale lausmassar. Oppbygginga av kvart filter er synt i Figur 2-4. Ut i frå resultatata i forsøka, reinsa B-kolonnene like godt eller betre enn alle dei andre filtertypane, for alle målte parameter. Ei mogeleg forklaring på god reinseeffekt frå filtertype B, kan vere at den kombinerte effekten av alle filtermateriala er god. Sporstofftesten 07.04.16 synte at det var lang opphaldstid i filtertype B (Tabell 4-1), som tyder på god fordeling av gråvatn i filteret, og auka reinseeffekt.

Fordelingslaget til B-kolonnene var eit 15 cm lag av 2 filtralite (2 mm), med eit 15 cm lag av sand under dette igjen før eit 15 cm lag av lokale lausmassar. Allereie før biofilm er utvikla, vil kapillære krefter grunna dei små poreopningane i sanden fordele vatn utover i filteret. Etter ei tid kan utvikling av biofilm føre til at porane i laget av filtralite vert små nok til at kapillære krefter får effekt også i fordelingslaget, problem med tetting kan potensielt oppstå. Den gode

fordelinga av vatn i filtertype B sikrar truleg umetta forhold, god fordeling i filteret gir også lenger opphaldstid og god reinsing.

Fordelingslaget i C-kolonnene er pukk (11 – 22 mm) over 50 cm lokale lausmassar som filter. Før biofilm/matte er utvikla i fordelingslaget til filtertype C, er det ingen kapillære krefter i eit så grovt fordelingslag. Dette kan gi dårleg fordeling over filterflata. Konsekvensane kan verte dårlegare utnytting av filteret, større mettingsgrad av vatn i dei brukte delene av filteret og dårlegare reinsing enn venta.

I standarden for utforming av infiltrasjonsgrøfter for etterpolering av gråvatn (VA/Miljøblad Nr 60 2006), er det angitt pukk 12 – 22 mm som fordelingslag. Det er mogeleg dette er eit for grovt fordelingslag, som ikkje gir god fordeling av gråvatn over filterflata. Gråvatn som er forbehandla i reinseanlegg som t.d. A02, har ofte eit lågt innhald av organisk materiale og suspendert stoff. Det er ikkje sikkert at det vil verte utvikla ein biofilm eller ei biomatte som sikrar ei god fordeling av gråvatn over filterflata. Særleg kan dette vere aktuelt for infiltrasjonsgrøfter for fritidsbustader som berre vert brukt deler av året. For desse anlegga kan ein bruke eit finare fordelingslag enn 11 – 22 mm, t.d. som i filtertype B, slik at ein sikrar god utnytting av filteret sjølv utan biofilm/matte.

Lokal lausmasse var heilt klart det filtermaterialet som gav høgast reduksjon av det tilsette modellviruset. Den gode effekten kom truleg av metalloksid, at den lokale lausmassen var rustraud og forvittra tyder på det. Det tyder på at så langt det er mogeleg, bør ei infiltrasjonsgrøft innehalde eit lag av forvittra jordtypar.

4.9 Framlegg til nye forsøk

Forsøk med andre modellvirus som t.d. ϕ X174 eller MS-2 vil gi svar på om resultatane frå dette forsøket var grunna særskilde eigenskapar ved *S.t.* 28b, eller om filtermaterialet sine evner til å fjerne virus generelt er ulike. Testar med tilsetjing av modellvirus etter lenger tids drift av kolonnene, vil også kunne gi svar på effekten av biofilm på virusretensjon.

Resultatane i denne oppgåva kan tyde på at massane i fordelingslaget angitt i dagens dimensjoneringsnorm for infiltrasjonsgrøfter til etterpolering av gråvatn, er for grove. Dette kan gi dårleg fordeling i ei infiltrasjonsgrøft. Finare massar kan gi betre fordeling, men dette aukar risikoen for tetting. Infiltrasjonsforsøk som går over fleire månader og år, vil kunne indikere kva som er optimal kornstorleik i ei infiltrasjonsgrøft til etterpolering av gråvatn.

For parameterane SS, BOD₅, total-P, KB og *E. coli* var det relativt liten skilnad mellom reinseresultata. Ved å belaste kolonnene med gråvatn som har høgare konsentrasjonar av desse parameterane, vil ein kunne få fram eventuelle skilnader i reinseffekt. Dette kan ein få til med å kutte ut biofilteret i forbehandlinga i A02, slik at gråvatnet tilført kolonnene berre har passert slamavskiljaren i A02.

Andre forsøk som kan prøvast, er reinsegrad ved auke i volumbelastninga til kolonnene. Teste skilnaden i reinseffekt mellom kontinuerleg og satsvis belastning med gråvatn. Ved å spreie regnvatn over kolonnene kan ein simulere regn, og finne ut om det påverkar reinseffekten. Om ein flyttar utløpet høgare opp, og dermed mettar deler av filtera med vatn, kan effekten av delvis metta forhold målast.

Korleis påverkar avbrot i tilførselen av gråvatn reinseffekten? Dette er relevant sidan gråvassreinsing er ei aktuell løysing for fritidsbustader, som ofte ikkje er i bruk heile året. Kan det vere at infiltrasjonsgrøfter som er i bruk heile året bør byggjast opp annleis enn infiltrasjonsgrøfter som berre er i bruk deler av året?

Filtermateriala i dette forsøket kan analyserast kjemisk. Dette vil kunne gi eit endeleg svar på om det faktisk var metalloksid i den lokale lausmassen som gjorde at kolonnene med dette filtermaterialet fjerna *S.t.* 28 mest effektivt.

5 Konklusjon

Filtertypane testa i denne oppgåva synte god reinseeffekt med omsyn til *Escherichia coli*, totale koliforme bakteriar (KB), BOF₅, suspendert stoff og total-P. Kolonne C₁ vert sett bort frå i testperiode 2 med omsyn til KB og *E. coli*.

Gjennomsnittleg reduksjonen av *E. coli* for alle kolonner var mellom 2,4 – 3,2 log₁₀ og 3,7 – 4,2 log₁₀ i høvesvis testperiode 1 og 2. Gjennomsnittleg reduksjon av KB for alle kolonner var mellom 2,4 - 3,0 log₁₀ og 2,8 – 3,6 log₁₀ i høvesvis testperiode 1 og 2. Reinseeffekten for BOF₅ var god i alle kolonner, alle utløpsprøver synte tilnærma lik null BOF₅.

Utløpskonsentrasjonane av SS var gjennomgåande låge, i testperiode 2 var ingen utløpsprøver over 3,3 mg/l SS. Total-P vart i gjennomsnitt redusert med 71 % eller meir frå alle kolonner i begge testperiodar, med unntak av C-kolonnene i testperiode 1. Skilnadene i reinseresultat mellom kolonnene var så små, at det ikkje er mogeleg å konkludere med at ein filtertype gav best reinseeffekt for desse parameterane.

Reinseeffekten for *Salmonella typhimurium* fag 28b var ulik mellom filtertypane. Gjennom A- og D-kolonnene vart konsentrasjonen av *S.t.* 28b redusert med om lag 1 – 1,5 log₁₀, om lag 2- 3 log₁₀ i C-kolonnene, medan B-kolonnene hadde ein reinseeffekt på 3 – 3,5 log₁₀. Det var tydeleg skilnad i reinseevna med tanke på *S.t.* 28b mellom filtertypane, og filtertype B var klart best. Årsakene til skilnadene i reinseeffekt var at lokal lausmasse gav best virusretensjon, og at oppbygginga av filtertype B gav ei god fordeling av gråvatn i heile filteret.

Reinseevna endra seg til det betre for alle kolonner for KB og *E. coli* frå testperiode 1 til testperiode 2, med unntak av kolonne C₁. Danning av biofilm og/eller biomatte var nok årsaka til betre reinseresultat. Kolonne C₁ reinsa dårleg for KB og *E. coli* i testperiode 2, kortsluttingsstraum i kolonna var årsaka. C-kolonnene hadde langt høgare utløpskonsentrasjon av SS og total-P i testperiode 1 samanlikna med testperiode 2. Årsaka til dette var utvasking av organiske og/eller mineralske partiklar som påverka resultata. For dei andre kolonne var det små endringar i reinseevna frå testperiode 1 til testperiode 2 for SS og total-P. Det var ikkje mogeleg å sjå endring i reinseevna over tid for nokon av kolonnene for BOF₅, utløpskonsentrasjonane var alltid tilnærma lik null.

Filtertypane med lokal lausmasse (ein ser bort frå kolonne C₁), særleg filtertype B, synte like god eller betre evne enn dei andre filtertypane til å reinse tilført gråvatn for alle målte

mikroorganismar. Filtera med lokal lausmasse var klart best på virusreduksjon. Det vert konkludert med at lokale lausmassar med liknande eigenskapar som jorda brukt i dette forsøket, er eit godt materiale til bruk i infiltrasjonsgrøfter for å redusere konsentrasjonen av mikroorganismar.

Filtertype D inneheldt hovudsakleg subbus som filtermateriale. Filtertype D hadde gode reinseeigenskapar med tanke på KB og *E.coli*, men den reinsa dårleg for *S.t.* 28b. Subbus er derfor ikkje eit godt filtermateriale for å fjerne alle typar mikroorganismar frå gråvatn.

Filtertype A og D, reinsa begge godt for både KB og *E. coli*, men ikkje for *S.t.* 28b. Det var ikkje samanheng mellom reduksjon av tradisjonelle indikatorbakteriar og *S.t.* 28b. Ein kan konkludere med at god reinseevne for indikatorbakteriar ikkje garanterer god reinseevne med tanke på virus.

Ei infiltrasjonsgrøft bør byggjast opp slik at heile filteret i grøfta vert utnytta. Resultata i denne oppgåva tyder på at fordelingslaget i infiltrasjonsgrøfter for etterpolering av gråvatn, bør vere laga av finare massar enn dagens standard seier. Ut i frå resultata, kan ein konkludere med at filtertype B, som består av fordelingslag av 15 cm filtralite (2mm), 15 cm fin sand og til slutt 15 cm forvittra lokale lausmassar er ei god oppbygging av tverrsnittet av ei infiltrasjonsgrøft for gråvatn.

6 Referansar

- Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H. R. & Zelin, S. (1994). Transport of microorganisms through soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 75 (1): 141-158.
- Al-Jayyousi, O. R. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156 (1): 181-192.
- Ashbolt, N. J., Grabow, W. & Snozzi, M. (2001). Indicators of microbial water quality. I: Fewtrell, L. & Bartram, J. (red.) *Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*, s. 289-316. London: IWA Publishing.
- Ausland, G., Stevik, T. K., Hanssen, J. F., K hler, J. C. & Jenssen, P. D. (2002). Intermittent filtration of wastewater—removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Research*, 36 (14): 3507-3516.
- Barrell, R., Hunter, P. & Nichols, G. (2000). Microbiological standards for water and their relationship to health risk. *Commun Dis Public Health*, 3: 8-13.
- 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 (1): 61-69.
- Bolster, C. H., Walker, S. L. & Cook, K. L. (2006). Comparison of and Transport in Saturated Porous Media. *Journal of environmental quality*, 35 (4): 1018-1025.
- Bradford, S. A., Yates, S. R., Bettahar, M. & Simunek, J. (2002). Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 38 (12): 63-1-63-12.
- Bradford, S. A. & Torkzaban, S. (2008). Colloid transport and retention in unsaturated porous media: A review of interface-, collector-, and pore-scale processes and models. *Vadose Zone Journal*, 7 (2): 667-681.

- 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 (8): 1477-1492.
- Chen, G. (2008). Bacterial interactions and transport in unsaturated porous media. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 67 (2): 265-271.
- Christova-Boal, D., Eden, R. E. & McFarlane, S. (1996). An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106 (1): 391-397.
- Chu, Y., Jin, Y., Flury, M. & Yates, M. V. (2001). Mechanisms of virus removal during transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 37 (2): 253-263.
- Chu, Y., Jin, Y., Baumann, T. & Yates, M. V. (2003). Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns. *Journal of environmental quality*, 32 (6): 2017.
- Craun, G. F., Berger, P. S. & Calderon, R. L. (1997). Coliform bacteria and waterborne disease outbreaks. *American Water Works Association*, 89 (3): 96-104.
- DeNovio, N. M., Saiers, J. E. & Ryan, J. N. (2004). Colloid movement in unsaturated porous media. *Vadose Zone Journal*, 3 (2): 338-351.
- Dowd, S. E., Pillai, S. D., Wang, S. & Corapcioglu, M. Y. (1998). Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (2): 405-410.
- Elimelech, M., Gregory, J., Jia, X. & Williams, R. (1998). *Particle deposition and aggregation: measurement, modelling and simulation*. Oxford: Butterworth-Heinemann. 448 s.
- Engström, E. (2011). *Transport and Fate of Escherichia coli in Unsaturated Porous Media*. Dr. thesis: KTH, School of Architecture and the Built Environment (ABE), Land and Water Resources Engineering, Environmental Management and Assessment. (Miljöbedömning och -förvaltning).
- 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): 1-100.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M. & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4 (1): 85-104.
- Eshetu, M., Kozminyck, P. & Heistad, A. (2014). Ecomotive A02 Greywater Treatment Plant. Final test report
- Eshetu, M. (2016). *Munnleg kommunikasjon med stipendiat Melesse Eshetu* (29.03.2016).
- FHI. (2004). *Vannforsyningens ABC. Kapittel C. Vannkilder og nedbørfelt*. Oslo: Norsk Folkehelseinstitutt. Tilgjengelig fra: <http://www.fhi.no/tema/drikkevann/vannforsyningens-abc> (lest 28.02.2016).
- Flatin, A., Unhjem, A. & Sola, K. (2009). Erfaringer med lekkasjekontroll. Norsk Vann rapport 171. *Norsk Vann Rapport*.
- .
- FN. (2015). World Population Prospects 2015. I: *United Nations, Department of Economic and Social Affairs*. Tilgjengelig fra: http://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/WPP2015_DataBooklet.pdf.
- Fong, T.-T. & Lipp, E. K. (2005). Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. *Microbiology and molecular biology reviews*, 69 (2): 357-371.
- Fontes, D., Mills, A., Hornberger, G. & Herman, J. (1991). Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology*, 57 (9): 2473-2481.
- Forslund, A., Plauborg, F., Andersen, M. N., Markussen, B. & Dalsgaard, A. (2011). Leaching of human pathogens in repacked soil lysimeters and contamination of potato tubers under subsurface drip irrigation in Denmark. *Water research*, 45 (15): 4367-4380.

- Friedler, E. (2004). Quality of Individual Domestic Greywater Streams and its Implication for On-Site Treatment and Reuse Possibilities. *Environmental Technology*, 25 (9): 997-1008.
- Friedler, E., Kovalio, R. & Ben-Zvi, A. (2006). Comparative Study of the Microbial Quality of Greywater treated by Three On-Site Treatment Systems. *Environmental Technology*, 27 (6): 653-663.
- Gannon, J., Manilal, V. & Alexander, M. (1991). Relationship between cell surface properties and transport of bacteria through soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 57 (1): 190-193.
- Gargiulo, G., Bradford, S., Šimůnek, J., Ustohal, P., Vereecken, H. & Klumpp, E. (2007). Bacteria transport and deposition under unsaturated conditions: The role of the matrix grain size and the bacteria surface protein. *Journal of Contaminant Hydrology*, 92 (3): 255-273.
- Gaut, S. (2005). *Factors influencing microbiological quality of groundwater from potable water supply wells in Norwegian crystalline bedrock aquifers*. Dr. thesis: Norges tekniske og naturvitenskapelige universitet
- Geldreich, E. E. (1996). Pathogenic agents in freshwater resources. *Hydrological processes*, 10 (2): 315-333.
- Gerba, C. P. (1984). Applied and theoretical aspects of virus adsorption to surfaces. *Adv. Appl. Microbiol*, 30: 133.
- Goyal, S. M. & Gerba, C. P. (1979). Comparative adsorption of human enteroviruses, simian rotavirus, and selected bacteriophages to soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 38 (2): 241-247.
- Grabow, W. (2004). Bacteriophages: update on application as models for viruses in water. *Water Sa*, 27 (2): 251-268.

- Gross, A., Kaplan, D. & Baker, K. (2007). Removal of chemical and microbiological contaminants from domestic greywater using a recycled vertical flow bioreactor (RVFB). *Ecological Engineering*, 31 (2): 107-114.
- Günther, F. (2000). Wastewater treatment by greywater separation: Outline for a biologically based greywater purification plant in Sweden. *Ecological Engineering*, 15 (1): 139-146.
- Hamilton, B. A. (2004). *Valuing decentralized wastewater technologies: A catalog of benefits, costs, and economic analysis techniques*: Rocky Mountain Institute.
Tilgjengelig fra: http://www.rmi.org/Knowledge-Center/Library/W04-21_ValuingDecentralizedWastewater (lest 09.02.16).
-).
- Hammes, I. S., Gjerde, B. & Robertson, L. (2006). Prevalence of Giardia and Cryptosporidium in dairy calves in three areas of Norway. *Veterinary Parasitology*, 140 (3–4): 204-216.
- Heistad, A., Paruch, A. M., Vråle, L., Ádám, K. & Jenssen, P. D. (2006). A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 28 (4): 374-379.
- Heistad, A. (2008). *Small scale wastewater treatment: design optimization, reduction efficiency and risk prediction*. Dr. thesis. Ås: Department of Mathematical Sciences and Technology, Norwegian University of Life Sciences.
- Heistad, A., Scott, T., Skaarer, A. M., Seidu, R., Hanssen, 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 (2): 399.
- Heistad, A., Seidu, R., Flø, A., Paruch, A. M., Hanssen, J. F. & Stenström, T. (2009b). Long-term hygienic barrier efficiency of a compact on-site wastewater treatment system. *Journal of environmental quality*, 38 (6): 2182-2188.
- Ho, G. & Anda, M. (2004, 8-10 november). *Centralised versus decentralised wastewater systems in an urban context: the sustainability dimension*. 2nd IWA leading-edge conference on sustainability, Sydney, Australia, s. 81-89.

- Huysman, F. & Verstraete, W. (1993a). Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: influence of cell surface hydrophobicity and soil properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 25 (1): 83-90.
- Huysman, F. & Verstraete, W. (1993b). Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: influence of inoculation and irrigation methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 25 (1): 91-97.
- Höglund, C., Ashbolt, N., Stenström, T. A. & Svensson, L. (2002). Viral persistence in source-separated human urine. *Advances in Environmental Research*, 6 (3): 265-275.
- Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C.-H., Torvela, N., Heikinheimo, A. & Hänninen, M.-L. (2004). *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., noroviruses, and indicator organisms in surface water in southwestern Finland, 2000-2001. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (1): 87-95.
- IDEXX. (2005). *Colilert-18 Procedyre*. Tilgjengelig fra: <https://www.idexx.com/resource-library/water/colilert-18-procedure-en.pdf> (lest 28.03.2016).
- IPPC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneve, Sveits. 151 s.
- Jenerette, G. D. & Larsen, L. (2006). A global perspective on changing sustainable urban water supplies. *Global and planetary Change*, 50 (3): 202-211.
- Jensen, P. & Vråle, L. (2003, Apr. 7-11. 2003). *Greywater Treatment in combined Biofilter/Constructed Wetlands in Cold Climate*. Ecosan – closing the loop. Proc. 2nd int. symp. ecological sanitation.
- , Lübeck, Tyskland, s. 875-881.
- Jensen, P. D., Jonasson, S. & Heistad, A. (2006). *Naturbasert rensing av avløpsvann - en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. VA-Forsk rapport: Svensk Vatten AB*.

- Jets. (2016). *Grey Water Treatment Plant, Ecomotive A02*. Tilgjengelig fra:
http://standard.jetsgroup.com/~media/Files/Product%20PDFs/TreatmentPlants/Instruksjonsmanual_Ecomotive-A02.ashx (lest 15.03).
- Jewett, D. G., Hilbert, T. A., Logan, B. E., Arnold, R. G. & Bales, R. C. (1995). Bacterial transport in laboratory columns and filters: influence of ionic strength and pH on collision efficiency. *Water Research*, 29 (7): 1673-1680.
- Jewett, D. G., Logan, B. E., Arnold, R. G. & Bales, R. C. (1999). Transport of *Pseudomonas fluorescens* strain P17 through quartz sand columns as a function of water content. *Journal of Contaminant Hydrology*, 36 (1–2): 73-89.
- Jin, Y., Chu, Y. & Li, Y. (2000). Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43 (2): 111-128.
- Johnson, W. P. & Logan, B. E. (1996). Enhanced transport of bacteria in porous media by sediment-phase and aqueous-phase natural organic matter. *Water Research*, 30 (4): 923-931.
- 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 (6): 1392-1407.
- Knappenberger, T., Flury, M., Mattson, E. D. & Harsh, J. B. (2014). Does water content or flow rate control colloid transport in unsaturated porous media? *Environmental science & technology*, 48 (7): 3791-3799.
- Kvitsand, H. M. & Fiksdal, L. (2010). Waterborne disease in Norway: emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water Science and Technology*, 61 (3): 563.
- Laine, A. T. (2001). *Technologies for greywater recycling in buildings*. Dr. thesis: Cranfield University.
- Lamine, M., Samaali, D. & Ghrabi, A. (2012). Greywater treatment in a submerged membrane bioreactor with gravitational filtration. *Desalination and Water Treatment*, 46 (1-3): 182-187.

- Lance, J., Gerba, C. P. & Melnick, J. (1976). Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. *Applied and environmental microbiology*, 32 (4): 520-526.
- Lance, J. & Gerba, C. P. (1984). Virus movement in soil during saturated and unsaturated flow. *Applied and Environmental Microbiology*, 47 (2): 335-337.
- Leclerc, H., Edberg, S., Pierzo, V. & Delattre, J. (2000). Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters. *Journal of Applied Microbiology*, 88 (1): 5-21.
- Leclerc, H., Mossel, D., Edberg, S. & Struijk, C. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. *Annual Reviews in Microbiology*, 55 (1): 201-234.
- Libralato, G., Volpi Ghirardini, A. & Avezzù, F. (2012). To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, 94 (1): 61-68.
- Lovdata. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372#KAPITTEL_6 (lest 15.02.2016).
- Maurer, M., Rothenberger, D. & Larsen, T. (2005). Decentralised wastewater treatment technologies from a national perspective: at what cost are they competitive? *Water Science and Technology: Water Supply*, 5 (6): 145-154.
- Medema, G. J., Payment, P., Dufour, A., Robertson, W., Waite, M., Hunter, P., Kirby, R. & Andersson, Y. (2003). Safe drinking water: an ongoing challenge. *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*, 11.
- Meinzing, F. & Oldenburg, M. (2009). Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 59 (9): 1785.
- Mills, A. L., Herman, J. S., Hornberger, G. M. & DeJesús, T. H. (1994). Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand. *Applied and Environmental Microbiology*, 60 (9): 3300-3306.

- Mosaddeghi, M., Mahboubi, A., Zandsalimi, S. & Unc, A. (2009). Influence of organic waste type and soil structure on the bacterial filtration rates in unsaturated intact soil columns. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 730-739.
- Motz, E. C., Cey, E., Ryan, M. C. & Chu, A. (2012). Vadose zone microbial transport below at-grade distribution of wastewater effluent. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223 (2): 771-785.
- Murphy, C., Carroll, C. & Jordan, K. (2006). Environmental survival mechanisms of the foodborne pathogen *Campylobacter jejuni*. *Journal of Applied Microbiology*, 100 (4): 623-632.
- NIBIO. (2015). *VA i fritidsbebyggelse*. Tilgjengelig fra:
http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema?p_dimension_id=19541&p_merke_id=&p_sub_id=&p_dim2=97458 (lest 12.02).
- O'Luanagh, N. D., Gill, L. W., Misstear, B. D. R. & Johnston, P. M. (2012). The attenuation of microorganisms in on-site wastewater effluent discharged into highly permeable subsoils. *Journal of Contaminant Hydrology*, 142–143: 126-139.
- Oslo VAV. (2010). *Retningslinjer for utslipp av sanitært avløpsvann fra spredt bolig-, fritids- og annen bebyggelse*: Oslo Vann og Avløpsetat.
- Ottoson, J. & Stenström, T. A. (2003). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37 (3): 645-655.
- Ottoson, J. (2003). *Hygiene Aspects of Greywater and Greywater Reuse*.
- Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2012). Specific features of *Escherichia coli* that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators*, 23: 140-142.
- Payment, P. & Franco, E. (1993). *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and environmental microbiology*, 59 (8): 2418-2424.

- Payment, P. & Locas, A. (2011). Pathogens in water: value and limits of correlation with microbial indicators. *Groundwater*, 49 (1): 4-11.
- Penn, R., Schütze, M. & Friedler, E. (2011). *Effects of on-site greywater reuse on municipal sewer systems*. Proceedings of 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil. 11-16 s.
- Petri, W. A., Jr., Miller, M., Binder, H. J., Levine, M. M., Dillingham, R. & Guerrant, R. L. Enteric infections, diarrhea, and their impact on function and development. *The Journal of Clinical Investigation*, 118 (4): 1277-1290.
- Petterson, S. & Ashbolt, N. (2005). WHO guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture: Microbial risk assessment section. I: *WHO Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture microbial risk assessment section*: Citeseer.
- Pinto, U., Maheshwari, B. L. & Grewal, H. S. (2010). Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation & Recycling*, 54 (7): 429-435.
- Postel, S. L. (1998). Water for food production: Will there be enough in 2025? *BioScience*, 48 (8): 629-637.
- Postel, S. L. (2000). Entering an era of water scarcity: the challenges ahead. *Ecological applications*, 10 (4): 941-948.
- Powelson, D. K. & Gerba, C. P. (1994). Virus removal from sewage effluents during saturated and unsaturated flow through soil columns. *Water Research*, 28 (10): 2175-2181.
- Powelson, D. K. & Mills, A. L. (1996). Bacterial enrichment at the gas-water interface of a laboratory apparatus. *Applied and environmental microbiology*, 62 (7): 2593-2597.
- Quanrud, D. M., Carroll, S. M., Gerba, C. P. & Arnold, R. G. (2003). Virus removal during simulated soil-aquifer treatment. *Water Research*, 37 (4): 753-762.
- Ryan, J. N. & Elimelech, M. (1996). Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and surfaces A: Physicochemical and engineering aspects*, 107: 1-56.

- Sahlström, L., Bagge, E., Emmoth, E., Holmqvist, A., Danielsson-Tham, M.-L. & Albiñ, A. (2008). A laboratory study of survival of selected microorganisms after heat treatment of biowaste used in biogas plants. *Bioresource Technology*, 99 (16): 7859-7865.
- Savichtcheva, O. & Okabe, S. (2006). Alternative indicators of fecal pollution: Relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water Research*, 40 (13): 2463-2476.
- Schaffter, N. & Parriaux, A. (2002). Pathogenic-bacterial water contamination in mountainous catchments. *Water Research*, 36 (1): 131-139.
- 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 (1): 49-127.
- Schäfer, A., Ustohal, P., Harms, H., Stauffer, F., Dracos, T. & Zehnder, A. J. B. (1998). Transport of bacteria in unsaturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33 (1-2): 149-169.
- Sen, T. K. (2011). Processes in pathogenic biocolloidal contaminants transport in saturated and unsaturated porous media: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 216 (1-4): 239-256.
- Siegrist, R. L., Tyler, E. J. & Jenssen, P. D. (2000). *Design and performance of onsite wastewater soil absorption systems*. White paper. Prepared for National Needs Conference, Risk-Based Decision Making fo Onsite Wastewater Treatment. Washington University. St. Louis, Missouri. 19-20 s.
- Statistisk sentralbyrå. (2015a). *Innbyggere knyttet til små avløpsrenseanlegg (<50 pe)*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikbanken/selectvarval/saveselections.asp> (lest 01.18).
- Statistisk sentralbyrå. (2015b). *Kommunale avløp. Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2014. Gebyrer 2015: Statistisk Sentralbyrå*.

- Stenström, T. A. (1989). Bacterial hydrophobicity, an overall parameter for the measurement of adhesion potential to soil particles. *Applied and Environmental Microbiology*, 55 (1): 142-147.
- Stenström, T. A., Seidu, R., Ekane, N. & Christian Zurbrügg, C. (2011). *Microbial Exposure and Health Assessments in Sanitation Technologies and Systems*: Stockholm Environment Institute Stockholm, Sweden.
- Stevik, T. K., Ausland, G., Hanssen, J. F. & Jenssen, P. D. (1999a). The influence of physical and chemical factors on the transport of E. coli through biological filters for wastewater purification. *Water Research*, 33 (18): 3701-3706.
- Stevik, T. K., Ausland, G., Jenssen, P. D. & Siegrist, R. L. (1999b). Removal of E. coli during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. *Water Research*, 33 (9): 2088-2098.
- Stevik, T. K., Aa, K., Ausland, G. & Hanssen, J. F. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*, 38 (6): 1355-1367.
- Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C. & Leung, K. T. (2005). Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166 (1-4): 139-166.
- Tawfik, A., El-Gohary, F., Ohashi, A. & Harada, H. (2006). The influence of physical–chemical and biological factors on the removal of faecal coliform through down-flow hanging sponge (DHS) system treating UASB reactor effluent. *Water Research*, 40 (9): 1877-1883.
- Tchobanoglous, G., Metcalf, Eddy & Aecom. (2014). *Wastewater engineering : treatment and resource recovery* 5th international ed. utg. New York: McGraw-Hill.
- Thompson, S. S., Flury, M., Yates, M. V. & Jury, W. A. (1998). Role of the air-water-solid interface in bacteriophage sorption experiments. *Applied and environmental microbiology*, 64 (1): 304-309.

- Thompson, S. S. & Yates, M. V. (1999). Bacteriophage inactivation at the air-water-solid interface in dynamic batch systems. *Applied and environmental microbiology*, 65 (3): 1186-1190.
- Todt, D., Heistad, A. & Jenssen, P. D. (2015). Load and distribution of organic matter and nutrients in a separated household wastewater stream. *Environmental Technology*, 36 (12): 1584-1593.
- Torkzaban, S., Bradford, S. A., van Genuchten, M. T. & Walker, S. L. (2008a). Colloid transport in unsaturated porous media: The role of water content and ionic strength on particle straining. *Journal of Contaminant Hydrology*, 96 (1): 113-127.
- Torkzaban, S., Tazehkand, S. S., Walker, S. L. & Bradford, S. A. (2008b). Transport and fate of bacteria in porous media: Coupled effects of chemical conditions and pore space geometry. *Water Resources Research*, 44 (4).
- Tortora., G. J., Funke., B. R. & Case., C. L. (2014). *Microbiology An Introduction*. 11 utg.: Pearson Education Limited 2014.
- Tryland, I., Robertson, L., Blankenberg, A.-G. B., Lindholm, M., Rohrlack, T., Liltved, H. & Kelman, I. (2011). Impact of rainfall on microbial contamination of surface water. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 3 (4): 361-373.
- VA/Miljøblad Nr 59. (2003). *Lukkede infiltrajonsanlegg*: Stiftelsen VA/Miljø-blad.
- VA/Miljøblad Nr 60. (2006). *Biologiske filtre for gråvann*: Stiftelsen VA/Miljø-blad.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R. L., Lowe, K. & Harvey, R. W. (2004). Evaluating microbial purification during soil treatment of wastewater with multicomponent tracer and surrogate tests. *Journal of environmental quality*, 33 (1): 316-329.
- Vinnerås, B. (2002). *Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by faecal Separation Combined with Urine Diversion*. Swedish University of Agricultural Sciences AGRARIA 353: PhD Thesis. ISSN 1401-6249, ISBN 91-576-6167-7.
- Vogelsang, C., Berge, D. & Holen, S. (2013). Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse. *Norsk Vann Rapport 199*.

- Walker, C. L. F., Rudan, I., Liu, L., Nair, H., Theodoratou, E., Bhutta, Z. A., O'Brien, K. L., Campbell, H. & Black, R. E. (2013). Global burden of childhood pneumonia and diarrhoea. *The Lancet*, 381 (9875): 1405-1416.
- Weber. (2015). *Product description*. Tilgjengelig fra:
http://www.filtralite.com/sites/default/files/right_column/bloc_documentation/16m_-_product_data_sheet_filtralite_nr_2-4_0.pdf.
- Westrell, T. (2004). *Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems*. Dr. thesis: Linköping University.
- WHO. (1999). Health-based Monitoring of Recreational Waters: The Feasibility of a New Approach ('the Annapolis Protocol'). Geneve, Sveits.
- WHO. (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater use in Agriculture*, b. 2. Geneve, Sveits: World Health Organization.
- WHO. (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality*. Geneve, Sveits: World Health Organization.
- WHO. (2014). Preventing diarrhoea through better water, sanitation and hygiene: exposures and impacts in low-and middle-income countries: World Health Organization.
- 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 (2): 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 (11): 1105-1112.
- Yavuz Corapcioglu, M. & Haridas, A. (1984). Transport and fate of microorganisms in porous media: A theoretical investigation. *Journal of Hydrology*, 72 (1): 149-169.
- Zhao, B., Zhang, H., Zhang, J. & Jin, Y. (2008). Virus adsorption and inactivation in soil as influenced by autochthonous microorganisms and water content. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (3): 649-659.

Zhuang, J., Qi, J. & Jin, Y. (2005). Retention and transport of amphiphilic colloids under unsaturated flow conditions: Effect of particle size and surface property. *Environmental science & technology*, 39 (20): 7853-7859.

Ødegaard, H., Norheim, B. & Norsk Vann, B. A. (2012). *Vann- og avløpsteknikk. VA-teknikk*. Hamar: Norsk Vann.

7 Vedlegg A – Primærdata forsøk

Tabell A - 1. Resultat prøver totale koliforme bakterier.

Dato	innløp kolonner [CFU/100 ml]	Utløp kolonne A1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne A2 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne B1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne B2 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne C1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne C2 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne D1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne D2 [CFU/100 ml]
07.03.2016	> 240000	11000	24000	3100	4600	4400	16000	4400	7700
08.03.2016	> 2400000	1400	24000	4600	5800	5200	17000	13000	14000
09.03.2016	1600000	14000	17000	2700	5200	4900	8200	12000	6900
10.03.2016	670000	2800	2400	570	1300	2400	5500	2000	2500
10.03.2016	700000	1100	2400	460	870	1500	3300	1300	1500
10.03.2016	730000	860	1500	560	590	960	3400	1500	1900
11.03.2016	250000	720	1100	390	290	1100	1400	580	720
28.03.2016	41000	1	31	52	20	880	430	41	31
29.03.2016	21000	22	34	43	77	870	82	5	6
30.03.2016	87000	26	42	23	36	2400	55	7	24
31.03.2016	88000	30	41	22	25	8700	130	11	19
01.04.2016	100000	22	75	12	220	4100	20	6	74

Tabell A - 2. Resultat prøver *E. coli*.

Dato	innløp kolonne [CFU/100 ml]	Utløp kolonne A1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne A2 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne B1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne B2 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne C1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne C2 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne D1 [CFU/100 ml]	Utløp kolonne D2 [CFU/100 ml]
07.03.2016	> 240000	1400	8700	440	550	200	1400	510	1100
08.03.2016	550000	2200	8200	790	560	320	1900	1700	1500
09.03.2016	380000	1600	1900	360	440	570	1200	1600	730
10.03.2016	150000	310	370	100	170	230	860	300	240
10.03.2016	140000	170	260	90	80	210	610	180	260
10.03.2016	110000	140	230	60	90	90	440	230	380
11.03.2016	63000	100	230	70	10	150	350	70	130
28.03.2016	31000	0	0	10	0	62	10	0	10
29.03.2016	6200	3	1	0	1	33	8	0	0
30.03.2016	19000	4	2	1	1	28	3	1	4
31.03.2016	15000	5	1	0	0	130	0	1	1
01.04.2016	29000	5	1	1	2	120	0	0	13

Tabell A - 3. Resultat virusprøver utløpsvatn.

Klokkeslett	Utløp kolonne A1 [PFU/ ml]	Utløp kolonne A2 [PFU/ ml]	Utløp kolonne B1 [PFU/ ml]	Utløp kolonne B2 [PFU/ ml]	Utløp kolonne C1 [PFU/ ml]	Utløp kolonne C2 [PFU/ ml]	Utløp kolonne D1 [PFU/ ml]	Utløp kolonne D2 [PFU/ ml]
03.00	2900	5200	64	86	1280	400	5600	10800
04.00	4400	4040	37	94	980	420	12400	14200
05.00	9000	8000	130	84	720	90	3500	11000

Tabell A - 4. Resultat virusprøver innløpsvatn.

Klokkeslett	innløp kolonner [PFU/ ml]
12.00	68000
15.30	120000
19.00	130000
22.30	84000
02.00	104000
Gjennomsnitt	101200

Tabell A - 5. Resultat total-P. NB! Blandprøver frå kvar einskild filtertype.

Dato	Innløp [mg tot- P/ml]	Utløp A- kolonner [mg tot- P/ml]	Utløp B- kolonner [mg tot- P/ml]	Utløp C- kolonner [mg tot- P/ml]	Utløp D- kolonner [mg tot- P/ml]
07.03.2016	0,268	0,04	0,073	0,187	0,024
08.03.2016	0,264	0,041	0,082	0,186	0,036
09.03.2016	0,293	0,038	0,088	0,16	0,039
10.03.2016	0,304	0,042	0,088	0,188	0,035
11.03.2016	0,302	0,027	0,078	0,208	0,026
28.03.2016	0,546	0,125	0,076	0,116	0,087
29.03.2016	0,453	0,112	0,079	0,109	0,095
31.03.2016	0,441	0,148	0,085	0,114	0,117
01.04.2016	0,505	0,146	0,082	0,124	0,121

Tabell A - 6. Resultat SS.

Dato	Innløp kolonner [mg SS/l]	Utløp kolonne A1 [mg SS/l]	Utløp kolonne A2 [mg SS/l]	Utløp kolonne B1 [mg SS/l]	Utløp kolonne B2 [mg SS/l]	Utløp kolonne C1 [mg SS/l]	Utløp kolonne C2 [mg SS/l]	Utløp kolonne D1 [mg SS/l]	Utløp kolonne D2 [mg SS/l]
11.03.2016	0,0049	0,0016	0,0022	0,0014	0,0019	0,0067	0,0051	0,007	0,0003
15.03.2016	0,0112	0,0023	0,002	0,0022	0,0018	0,0063	0,0034	0,0008	0,001
16.03.2016	0,0054	0,0019	0,0015	0,0021	0,0016	0,0046	0,0039	0,0004	0,0006
17.03.2016	0,0064	0,0017	0,0019	0,0027	0,0019	0,0056	0,0042	0,0007	0,0006
28.03.2016	0,006	0,0006	0,0021	0,001	0,0014	0,0022	0,0017	0,0008	0,0003
29.03.2016	0,0051	0,0022	0,0019	0,0022	0,0023	0,0033	0,0012	0,0008	0,002
30.03.2016	0,0061	0,0009	0,0017	0,0011	0,0011	0,0018	0,0015	0,0007	0,0007
31.03.2016	0,008	0,0013	0,002	0,0013	0,0008	0,0024	0,0016	0,0007	0,0009

Tabell A - 7. Resultat turbiditet.

Dato	Innløp kolonner [FNU]	Utløp kolonne A1 [FNU]	Utløp kolonne A2 [FNU]	Utløp kolonne B1 [FNU]	Utløp kolonne B2 [FNU]	Utløp kolonne C1 [FNU]	Utløp kolonne C2 [FNU]	Utløp kolonne D1 [FNU]	Utløp kolonne D2 [FNU]
07.03.2016	7,14	8,09	5,61	4,63	8,22	35	26,4	1,89	2,16
08.03.2016	7,28	6,94	3,29	5,77	7,55	34	24,6	1,64	1,59
09.03.2016	10,2	7,28	4,62	5,95	7,6	26	19,1	1,85	1,79
10.03.2016	6,95	8	5,8	8,12	9,54	37,4	26	2,29	2,19
11.03.2016	5,43	8,64	4,64	6,36	7,1	31,7	27	2,38	1,75
28.03.2016	6,28	2,53	3,51	3,19	3,55	8,44	8,24	1,63	1,08
29.03.2016	3,92	3,14	3,17	3,86	4,79	8,99	6,57	1,39	1,37
30.03.2016	6,91	3,24	3,88	3,73	3,78	8,53	8,2	1,56	1,49
31.03.2016	6,97	3,27	4,42	3,96	4,15	9,61	9,16	1,36	2,45
01.04.2016	7,01	3,19	3,99	3,9	4,27	9,42	8,97	1,35	1,44

Tabell A - 8. pH-verdiar

Dato	Innløp kolonner [pH]	Utløp kolonne A1 [pH]	Utløp kolonne A2 [pH]	Utløp kolonne B1 [pH]	Utløp kolonne B2 [pH]	Utløp kolonne C1 [pH]	Utløp kolonne C2 [pH]	Utløp kolonne D1 [pH]	Utløp kolonne D2 [pH]
07.03.16	7,05	7,62	7,66	7,37	7,39	6,37	6,96	7,85	7,94
08.03.16	6,84	7,63	7,67	7,26	7,14	6,66	6,56	7,86	7,89
09.03.16	6,84	7,57	7,53	7,15	6,98	6,71	6,43	7,7	7,77
10.03.16	6,93	7,49	7,62	7,23	7,13	6,8	6,65	7,63	7,8
11.03.16	6,86	7,56	7,61	7,31	7,16	6,7	6,68	7,73	7,89
28.03.16	7,00	7,43	7,56	7,3	7,24	6,82	7,3	7,88	7,71
29.03.16	7,1	7,49	7,6	7,56	7,46	7,29	7,42	7,84	7,98
30.03.16	7,0	7,43	7,4	7,38	7,41	7,19	7,05	7,3	7,7
31.03.16	6,75	7,22	7,4	7,4	7,5	7,17	7,06	7,53	7,78

Tabell A - 9. Elektrisk leiingsevne.

Dato	Innløp kolonner [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne A1 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne A2 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne B1 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne B2 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne C1 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne C2 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne D1 [$\mu\text{S/cm}$]	Utløp kolonne D2 [$\mu\text{S/cm}$]
07.03.16	270	305	302	289	274	245	250	314	305
08.03.16	270	293	293	274	265	230	232	295	300
09.03.16	256	276	278	269	258	219	216	278	279
10.03.16	257	260	264	255	255	211	219	278	282
11.03.16	235	262	262	257	249	211	210	279	275
31.03.16	413	449	458	446	438	383	381	483	455
01.04.16	369	411	419	408	405	351	352	446	433

Tabell A - 10

Dato	Innløp kolonner [mg Pt/l]	Utløp kolonne A1 [mg Pt/l]	Utløp kolonne A2 [mg Pt/l]	Utløp kolonne B1 [mg Pt/l]	Utløp kolonne B2 [mg Pt/l]	Utløp kolonne C1 [mg Pt/l]	Utløp kolonne C2 [mg Pt/l]	Utløp kolonne D1 [mg Pt/l]	Utløp kolonne D1 [mg Pt/l]
08.03.2016	25	22	17	29	38	139	122	30	58
09.03.2016	25	16	13	38	70	125	127	51	50
10.03.2016	23	15	12	17	24	115	109	13	17
11.03.2016	27	19	17	30	42	156	128	14	14
15.03.2016	50	21	14	23	40	85	88	6	5
16.03.2016	25	20	21	37	42	106	94	25	23
17.03.2016	16	11	10	23	30	91	94	17	18
28.03.2016	20	14	15	20	21	34	40	14	16
29.03.2016	8	3	4	7	11	21	23	2	0
30.03.2016	17	13	12	18	23	38	45	9	9
01.04.2016	24	15	14	21	21	39	45	11	12



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway