



Noregs miljø- og
biovitenskaplege
universitet

Masteroppgåve 2024 30 stp
Fakultetet for realfag og teknologi

Transport av forureiningar i leidningsgrøfter: eit laboratorieforsøk med leidningsgrøftmodell

Transport of contaminants in pipeline trenches: a
laboratory experiment with a pipeline trench model

Ingrid Gjerlid
Vatn- og miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgåva er mitt avsluttande arbeid som student ved Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet (NMBU) innan Vatn- og miljøteknikk.

Eg vil rette ein stor takk til mine rettleiarar Vegard Nilsen, Lena Oksdøl Foseid og Lars Molstad ved NMBU. Tusen takk for dykkar gode rettleiing i utviklinga av forsøket, og tusen takk for motiverande innspel og grundige tilbakemeldingar i skriveprosessen.

Eg ynskjer også å takke Agnieszka Cuprys for all rettleiing med Aqualog på laben, og Øyvind Hansen og resten av gjengen på verkstaden for all hjelp med grøfttekassa.

Åra som student ved NMBU har vore givande og lærerike, både fagleg og sosialt. Forutan lange timar på skulebenken, tar eg også med meg mange minnerike opplevingar saman med medstudentar og det som har blitt nære vener. Ås hadde ikkje vore det same utan dykk.

Til slutt vil eg takke familien for at de har heia meg fram gjennom åra som student og for at de har vore gode støttespelarar i arbeidet med masteroppgåva.

Og til Tore, tusen takk for at du alltid er der.

Ås, mai 2024

Ingrid Gjerlid

Samandrag

Distribusjonsnett for vatn og avløp i Noreg ber preg av gamle leidningar og mykje lekkasjar. Dette kan utgjere ein risiko for inntrenging av patogene mikroorganismar i drikkevassleidningar. I det norske distribusjonsnett er det svært vanleg å leggje både drikkevassleidninga og avløpsleidninga i same grøft, der avløpsleidninga blir lagt på eit lågare nivå i grøfta enn drikkevassleidninga. Det finst lite dokumentasjon på kva som skjer dersom det oppstår lekkasje i det same området både på drikkevassleidninga og avløpsleidninga, og korleis forureiningar frå ein lekka avløpsleidning kan transporterast opp til drikkevassleidninga. Formålet med denne oppgåva var derfor å studere korleis forureiningar frå ein lekka avløpsleidning breia seg i metta sone i ei grøft, med vekt på vertikal spreiding i eit gitt tverrsnitt og under stigande grunnvassnivå.

I denne masteroppgåva vart det nytta ein småskala modell av ei typisk norsk leidningsgrøft. Ei uraninløysing med konsentrasjon 20 g/l vart tilsett som forureining gjennom eit lekkasjehol i avløpsleidninga når vassnivået i grøfta var 220 mm under avløpsleidninga. Deretter vart det tilsett nedbør over ein periode på elleve dagar med ein nedbørsimulator slik at vassnivået i grøfta steig. Det vart teke prøver av grøftevatnet i metta sone éin gong om dagen og konsentrasjonen av uranin vart analysert ved å måle intensiteten til fluorescens.

Resultata frå dette forsøket syner at uranin vart detektert i grøftevatnet i alle prøvetakingspunkta i grøfta. Det inneber også at alle punkta omkring drikkevassleidninga var forureina. Dette indikerer at tilsetting av nedbør i grøfta har ført til ei viss omrøring og vertikal bevegelse av uranin slik at det har breia seg oppover i grøfta. Sjølv om uranin truleg blir transportert raskare enn mikroorganismar, indikerer forsøket at det er risiko for at mikroorganismar frå avløpsvatnet kan nå opp til drikkevassleidninga dersom både drikkevassleidninga og avløpsleidninga ligg i metta sone. På bakgrunn av funna i dette forsøket, bør transporten av forureiningar i leidningsgrøfter undersøkast nærmare.

Summary

The distribution network for drinking water and sewage in Norway is characterized by old pipelines and a large amount of leaks. This can pose a risk of intrusion of pathogenic microorganisms into drinking water pipelines. In the Norwegian distribution network, it is common to position both the drinking water pipeline and the sewage pipeline in the same trench, with the sewage pipeline placed at a lower level in the trench than the drinking water pipeline. There is inadequate documentation on what happens if leakage occurs in the same area on both the drinking water pipeline and the sewage pipeline, and how contaminants from a leaking sewage pipeline can be transported up to the drinking water pipeline. The aim of this study was to investigate how contaminants from a leaking sewage pipeline spread in the saturated zone in a pipeline trench, with an emphasis on vertical spreading in a given cross-section and under rising groundwater levels.

In this master's thesis, a small-scale model of a typical Norwegian pipeline trench was used. A uranine solution with a concentration of 20 g/l was added as a contaminant through a leakage in the sewage pipeline when the water level in the trench was 220 mm below the sewage pipeline. Then, rainfall was added over a period of eleven days using a rainfall simulator to raise the water level in the trench. Samples of trench water in the saturated zone were taken once a day, and the concentration of uranine was analyzed by measuring the fluorescence intensity.

The results of this experiment shows that uranine was detected in the trench water at all sampling points in the trench, including all sampling points around the drinking water pipeline were contaminated. This indicates that the addition of rainfall in the trench has led to some mixing and vertical movement of uranine, causing it to spread vertically in the trench. Although uranine is likely to be transported faster than microorganisms, the experiment indicates that there is a risk of contamination of microorganisms around the drinking water pipeline if both the drinking water pipeline and the sewage pipeline are located in the saturated zone. Based on the findings of this experiment, the transport of contaminants in pipeline trenches should be further investigated.

Innhald

Forord	i
Samandrag	iii
Summary	v
Figurliste	ix
Tabelliste	xi
1 Introduksjon	1
1.1 Smitte i drikkevatt	1
1.2 Vatn- og avløpsgrøfter i Noreg	2
1.3 Faktorar som påverkar risiko for forureining av drikkevassleidninga	2
1.4 Transport av forureiningar i grøfter	3
1.5 Formål og hypotese	4
2 Metode	7
2.1 Grøftemodell	7
2.2 Nedbørsimulator	8
2.3 Forsøksoppsett	9
2.4 Forsøksgjennomføring	11
2.5 Bestemming av uraninkonsentrasjon	12
3 Resultat	15
4 Diskusjon	23
5 Konklusjon	29
Referansar	31
Vedlegg A Val av prøvetakingsmetode	33
Vedlegg B Innleiande testar	35
B.1 Slangar til prøvetaking	35
B.2 Densitetstest av uranin	36

B.3 Porøsitetstest av grøftemassar og lekkasjetest	36
Vedlegg C Utrekning av pumpehastigheit og tilførsel av nedbør	37
Vedlegg D Tabellar for uraninkonsentrasjon	39
Vedlegg E Bilete av grøftesystemet	43

Figurar

2.1	Skisse av simulert grøftesystem med dimensjonar	8
2.2	Nummerering av prøvetakingspunkt vist framanfrå.	10
2.3	Nummerering av prøvetakingspunkt vist ovanfrå	10
3.1	Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt	20
3.2	Visuell fordeling av uranin i grøfta ved dag 0, dag 10 og dag 33.	21
E.1	Nedlegging av slangar til prøvetaking	43
E.2	Slangar til prøvetaking	43
E.3	Oppsett for pumping av uranin (bilete 1).	44
E.4	Oppsett for pumping av uranin (bilete 2).	44
E.5	Stigerøyr som syner vassnivået med uraninkonsentrasjon i grøfta.	44
E.6	Lekkasje i festepunktet til stigerøyr.	44
E.7	Lekkasje frå pumpeslangen i avløpsleidninga	45
E.8	Oppsett av grøft med nedbørsimulator	45

Tabellar

2.1	Oversikt over prøvetaking	12
3.1	Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt i tre plan for rad 6.	21
3.2	Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt i tre plan for rad 9	21
A.1	Val av prøvetakingsmetode	33
B.1	Densitetstest med pipette.	36
C.1	Bestemming av hastighet på pumpe.	37
D.1	Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt	40

1. Introduksjon

Reint og trygt drikkevatn er ein føresetnad for god helse. Norsk Vann (2017) har utarbeid ein nasjonal berekraftsstrategi for vassbransjen med eit overordna mål om å ”forvalte og utvikle vann- og avløpsinfrastrukturen på en måte som sikrer rent vann i springen og i naturen, og som bidrar til at Norge når sine bærekraftsmål”. Dette inneber blant anna å sørgje for at risikoen for sjukdom knytt til drikkevatn er så liten som mogleg.

1.1 Smitte i drikkevatn

Kommunal vassforsyning sørgde i 2022 for drikkevatn til 84,3 % av den norske befolkninga (Statistisk sentralbyrå, 2023). Sjukdom som skuldast smitte frå drikkevatn er vanskeleg å oppdage. I Noreg blir det registrert 4000-8000 tilfelle av sjukdom i året der drikkevatnet er mistenkt smittekjelde, men mørketala er truleg store (Steinberg og Hyllestad, 2022). Årsaka til at vassboren smitte er vanskeleg å oppdage er at symptoma på sjukdom ofte er milde og forbigåande, og det er eit fåtal som oppsøker lege (Steinberg og Hyllestad, 2022).

Smittestoff og forureiningar i drikkevatnet kan vere knytt til drikkevasskjelda og svikt i vassbehandlinga, eller distribusjonsnettlet som består av pumpestasjonar, høgdebasseng og leidningar. Sidan det er vanskeleg å knytte sjukdomsførekosten til drikkevatn, er det også vanskeleg å seie noko om kor mykje av sjukdomsførekosten som er knytt til svikt i distribusjonen av drikkevatnet. Ifølgje Ercumen mfl. (2014) er det tre gonger så stor risiko for mage-tarm sjukdommar i område der det blir utført arbeid på leidningsnettlet. Utfordringa med hendingar som forureinar distribusjonsnettlet er at det ikkje er hygieniske barrierer med desinfeksjon som kan hindre at forureiningane når ut til abonnentane (Hyllestad, 2021).

Ein studie gjort av Besner mfl. (2011) peikar på at det er tre føresetnader som må vere til stades for at forureiningar skal kunne trengje inn i drikkevassleidninga; (1) trykkfall i drikkevassleidninga, (2) patogen må vere tilstades i grøfta og det må vere vatn omkring drikkevassleidninga, (3) dårleg tilstand på drikkevassleidninga.

Trykkfall i drikkevassleidninga skuldast både planlagde driftshendingar som stopp i ei pumpe eller vedlikehald av distribusjonsnett, og uventa hendingar som straumbrot, brå endringar i vassbehov eller skadar på drikkevassleidninga. Dersom trykkfallet gjer at trykket inne i drikkevassleidninga blir mindre enn trykket utanfor leidninga, vil dette skape eit sug i leidninga og forureiningar frå grøfta rundt leidninga kan trengje inn (Besner mfl., 2011).

1.2 Vatn- og avløpsgrøfter i Noreg

I distribusjonsnett for vatn og avløp i Noreg er det svært vanleg å leggje både drikkevassleidninga og avløpsleidninga i same grøft der avløpsleidninga blir lagt på eit lågare nivå i grøfta enn drikkevassleidninga. I nokre kommunar har også drikkevassleidninga og avløpsleidninga blitt lagt på same nivå grunna fordelar knytt til økonomi og anleggsteknikk (Myhrstad og Jahren, 1983). Naphaug (2023) anbefalar i si masteroppgåve å leggje drikkevass- og avløpsleidningane i kvar si grøft, slik som det blir gjort i USA.

Distribusjonsnett i Noreg ber preg i tillegg av gamle leidningar og mykje lekkasjar, og den gjennomsnittlege lekkasjeandelen er på 30 % både for drikkevassleidningane og avløpsleidningane i Noreg (FN sambandet, 2020). Til samanlikning har Danmark og Sveriges lekkasjetal på høvesvis 10% og 20% (Hyllestad, 2021). Dei siste åra har utskiftinga av leidningsnett for vatn og avløp ligge på omkring 0,6-0,7% i landsgjennomsnitt (Helse- og miljødepartementet og Klima- og miljødepartementet, 2024). I 2024 vedtok regjeringa nye nasjonale mål for vatn og helse der det vart stadfesta ei nødvendig fornyingsrate på 1,2% for drikkevassleidningar og 1% for avløpsleidningar innan 2033 (Helse- og miljødepartementet og Klima- og miljødepartementet, 2024).

1.3 Faktorar som påverkar risiko for forureining av drikkevassleidninga

Myhrstad og Jahren (1983) gjennomførte eit prosjekt på eit forsøksanlegg for å undersøke kva innbyrdes plassering av drikkevassleidning og avløpsleidning i ei grøft har å seie for den mikrobiologiske kvaliteten på vatn i distribusjonsnett. Variablar som type grøftemasse, trykkforhold i leidningane og grunnvassnivå vart også undersøkt (Myhrstad og Jahren, 1983). Eit av funna frå dette prosjektet syner at ei lekkasjeopning på berre 0,3 mm er nok til at mikroorganismar kan trengje inn i drikkevassleidninga dersom trykkforholda er ugunstige (Myhrstad og Jahren, 1983).

Forsøket til Myhrstad og Jahren (1983) peikar på at det ikkje er fare for at drikkevassleidninga blir forureina dersom drikkevassleidninga ligg over avløpsleidninga i umetta

sone i grøfta. Det utgjer derimot ein hygienisk risiko dersom både ein utett drikkevassleidning og ein lekk avløpsleidning ligg i metta sone. Ved nulltrykk, undertrykk eller trykkstøt i drikkevassleidninga vil det kunne trengje inn betydelege mengder forureina vatn.

Besner mfl. (2011) viser i sin studie til at ein utett drikkevassleidning som ligg under grunnvasspegelen, vil vere meir sårbar for inntrenging av forureining grunna trykkehøgda som vatnet tilfører leidninga. Naphaug (2023) skriv i si masteroppgåve at det derfor kan førekome innlekking av forureiningar i drikkevassleidninga også utan nulltrykk og undertrykk, så lenge det er ein trykkforskjell mellom trykkehøgda på grøftevatnet som verkar på drikkevassleidninga og trykket inni leidninga.

Det finst ifølgje Besner mfl. (2011) lite oversikt over kor mykje av distribusjonsnettlet som ligg under grunnvasspegelen, og grunnvassnivået varierer mykje avhengig av årstidene og geografisk plassering. Særleg stader der leidningane må leggjast djupare enn 2 meter grunna fare for frost kan bli utsett for svært høge grunnvassnivå.

Klimaendringane fører til hyppigare og kraftigare nedbør. Ifølgje Miljødirektoratet (2021) sitt samandrag av FN's klimapanel's sjette hovudrapport om klimaendringar, vil intensiteten på styrtregn globalt auke med 7 % per 1 °C oppvarming. I Noreg har nedbørmengda auka med 20 % frå år 1900 til 2022 (Lutz mfl., 2024). Dette gir større risiko for at grunnvasstanden oftare vil stige til eit nivå som ligg over drikkevassleidninga og avløpsleidninga i norske vatn- og avløpsgrøfter. Dermed kan det også truleg bli større fare for transport av forureiningar oppover i grøftemassane dersom det oppstår lekkasjar i leidningane.

1.4 Transport av forureiningar i grøfter

Dersom det oppstår lekkasje i ein avløpsleidning, vil forureiningar og smittestoff lekke ut i grøftemassane, som vidare kan bli transportert med grunnvatnet. Forureiningar og smittestoff i grunnvatnet kan transporterast både ved diffusjon, adveksjon og dispersjon i ei grøft.

Diffusjon er tilfeldig bevegelse av partiklar eller molekyl som gir ein netto transport grunna forskjell i konsentrasjon, og kan førekome både i grunnvasstraumar og når grunnvatnet står i ro (Fetter, 1993). I utrekningar for diffusjon i porøse medium må det bli tatt omsyn til ein effektiv diffusjonskoeffisient fordi det oppløyste stoffet som transporterast må forflytte seg rundt mineralkorna i det porøse mediet (Fetter, 1993).

Transporten av forureiningar som blir frakta med grunnvasstraumen er omtala som adveksjon. Denne transporten har same hastigheit som den gjennomsnittlege lineære

hastigheita til grunnvasstraumen (Anderson, 1984). Forureiningane kan også bevege seg med andre hastigheitar enn den gjennomsnittlege lineære hastigheita til grunnvasstraumen. Dette blir kalla mekanisk dispersjon, og variasjonen i hastigheitane fører til at forureiningane blir spreidd i fleire retningar i det porøse mediet (Anderson, 1984). Variasjonen i hastigheit opptrer grunna forskjellar i porestørrelse, ulik lengde på strauingsvegen og friksjon mellom porene (Fetter, 1993).

I grunnvasstraumar er det vanskeleg å skilje mellom diffusjon og mekanisk dispersjon, og desse to transportmekanismane blir derfor omtala som ein eigen prosess kalla hydrodynamisk dispersjon (Fetter, 1993). Ofte blir diffusjon neglisjert i berekningar som omhandlar grunnvasstraum fordi diffusjon skjer svært sakte og bidrar lite til transport av forureiningar samanlikna med mekanisk dispersjon (Fetter, 1993).

Avstanden mikroorganismar kan bli transportert avhenger av kva for porøst medium som er til stades i grøfta (Abu-Ashour mfl., 1994). Myhrstad og Jahren (1983) fann i sin studie ut at mikrobiologisk forureining kan transporterast lenger i grøfter som inneheld singel og pukk samanlikna med grøfter som inneheld sand. Dette peikar også Jamieson mfl. (2002) på i sin rapport der ein studie som undersøkte strauing av bakteriar i ulike jordtyper blir nemnd. Studien viste at fekale bakteriar bevegar seg raskare i grovare jordmassar. Likevel vil grovare grøftemassar kunne føre til ei meir effektiv drenering i grøfta, slik at leidningane ligg i metta sone over eit kortare tidsrom (Myhrstad og Jahren, 1983). I Noreg er det vanleg å nytte grove grøftemassar av til dømes kornstorleik 4/16 mm og 8/16 mm (Rise, 2020).

1.5 Formål og hypotese

Det finst lite dokumentasjon på kva som skjer dersom det oppstår lekkasje i det same området både på drikkevassleidninga og avløpsleidninga, og korleis forureiningar frå ein lekk avløpsleidning kan transporterast opp til drikkevassleidninga. Formålet med denne oppgåva var derfor å studere korleis forureiningar frå ein lekk avløpsleidning breia seg i metta sone i ei grøft, med vekt på vertikal spreiding i eit gitt tverrsnitt og under stigande grunnvassnivå. Det vart nytta ein småskala modell av ei typisk norsk leidningsgrøft utvikla i ei masteroppgåve i 2023 (Madsen, 2023). Grøfta besto av ei grøftekasse fylt med grøftemassar, ein drikkevassleidning og ein avløpsleidning, der drikkevassleidninga låg over avløpsleidninga i grøfteprofilen. Det vart tilsett ei forureining gjennom eit lekkasjehol i avløpsleidninga når vassnivået i grøfta var 220 mm under avløpsleidninga. Deretter skulle det tilsetjast nedbør med ein nedbørsimulator slik at vassnivået i grøfta steig.

Før forsøket vart sett i gang, vart det utvikla to alternative hypoteser for korleis forureininga kom til å breie seg i grøfta:

- **Hypotese 1:** Den tilsette nedbøren vil leggje seg som eit lokk over laget med forureining som hindrar at forureininga breier seg vertikalt i grøfta.
- **Hypotese 2:** Den tilsette nedbøren vil skape ei viss omrøring og vertikal bevegelse som bidrar til at forureining breier seg oppover i grøfta.

På grunnlag av dette var det ynskjeleg å ta prøver av grøftevatnet i metta sone og måle konsentrasjonen av forureining i ulike punkt i grøfta for å undersøke om forureiningane blir transportert heilt opp til drikkevassleidninga over eit gitt tidsrom.

2. Metode

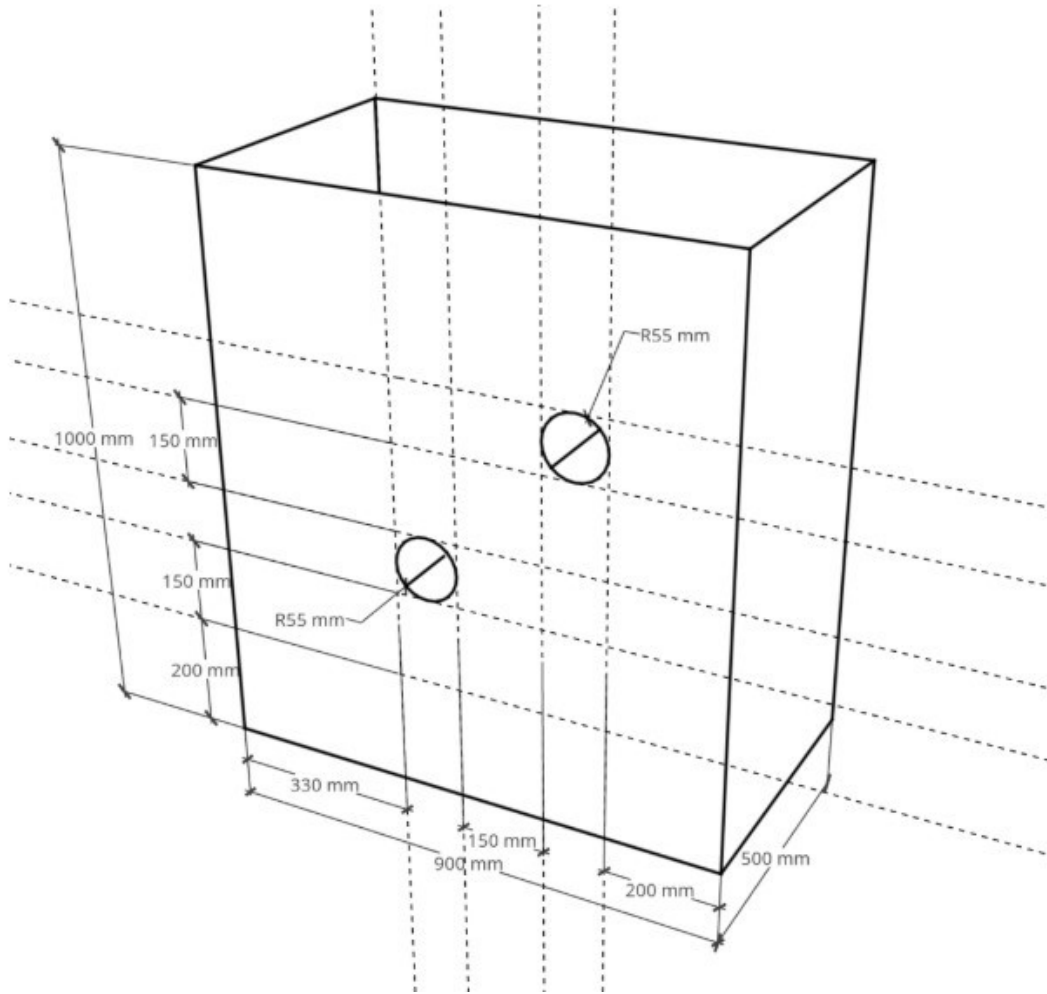
I denne masteroppgåva vart det nytta eit grøftesystem som skulle simulere ei reell grøft med ein drikkevassleidning og ein avløpsleidning. I forsøket vart det pumpa inn ei forureining i avløpsleidninga som skulle lekke ut i grøfta gjennom eit lekkasjehol. Grøftesystemet vart plassert under ein nedbørsimulator for å auke vasstanden i grøfta. Det blei tatt vassprøver i metta sone i grøfta under tilsetting av nedbør for å undersøke korleis forureininga breia seg i grøftemassane med hovudfokus på vertikal transport.

2.1 Grøftemodell

Grøftesystemet som vart nytta i dette forsøket vart utvikla av Madsen (2023) og var representativt for norske forhold i grøfter. Under utviklinga av systemet vart VA/Miljøblad (2016) nytta som rettleiar. Grøftekassa var 50 cm djup, 100 cm høg og 90 cm brei. Drikkevassleidninga var av 110 mm PE SDR 9 med veggtjukkelse på 12,22 mm, og avløpsleidninga var av 110 mm PVC SDR 21 med veggtjukkelse på 5,3 mm. Sjå Figur 2.1 for meir detaljerte dimensjonar på grøftesystemet og plassering av leidningar. Rammeverket på kassa var laga av 15 mm tjukk PE, der den eine sida var av 10 mm tjukt gjennomsiktig pleksiglas for å ha moglegheita til å visuelt observere kva som skjedde langs veggen i grøfta. For fleire detaljar om og bilete av grøftemodellen, sjå Madsen (2023) og Vedlegg E.

Det vart plassert eit tappingspunkt i det eine hjørnet langs botn av grøftekassa for å ha moglegheit til å justere grunnvasstanden, samt for å kunne tømme kassa for vatn etter avslutta forsøk. Ved tappingspunktet var det også installert eit stigerøyr slik at det var mogleg å kontrollere vassnivået i grøfta, sjå Figur E.5.

VA/Miljøblad (2016) viser til at største tillatte kornstorleik for grøftemassar er 16 mm for leidningar av termoplast mindre enn 300 mm i diameter. Nokre vanlege fraksjonar på omfyllingsmassar nytta i fleire norske kommunar er ifølge Rise (2020) 4/16 mm og 8/16 mm. Til denne masteroppgåva har det blitt nytta grøftemassar av velgradert grus/natursingel med kornstørrelse 4/16 mm levert av Franzefoss. Det vart gjennomført ein porøsitetstest av grøftemassane. Testen viste at grøftemassane hadde ein porøsitet



Figur 2.1: Skisse av simulert grøftesystem med dimensjonar. Figur henta frå Madsen (2023).

på 43%. Sjå Vedlegg B for detaljar om testen. Grøftemassane i dette forsøket var andre type massar enn det som vart bruka i masteroppgåva til Madsen (2023).

I både avløpsleidninga og drikkevassleidninga var det laga eit lekkasjehol på høvesvis 0,5 mm og 0,7 mm. Leidningane kunne roterast slik at lekkasjeholdet kunne bli plassert i alle retningar. Lekkasjeholet på avløpsleidninga vart plassert med retning nedover i grøfta. I dette forsøket skulle det ikkje undersøkast kva som kunne trengje inn i drikkevassleidninga av forureiningar, så derfor vart dette lekkasjeholet tetta igjen.

2.2 Nedbørsimulator

Grøftesystemet vart plassert under ein nedbørsimulator utvikla av Rasen og Lilletvedt (2020). Simulatoren hadde ein dimensjon på 2 m² (1 m × 2 m), og den hadde eit fordelingsystem som distribuerte nedbøren uniformt over grøfteoverflata. Fordelingssystemet var sett saman av 861 kanyler som vart festa til 21 fordelingsrøyr med ein ytre diameter

på 40 mm. Kanylene var plassert med ein avstand på 5 cm i både breidde- og lengderetning. Det var installert ei peristaltisk pumpe (Watson Marlow 630Du, Watson Marlow Pumps, Falmouth, Cornwall, UK) til simulatoren som sørge for å tilføre den ynskjelege nedbørintensiteten. Pumpa kunne hydraulisk operere i området 0 til 192 ml/s. For fleire detaljar om nedbørs simulatoren, sjå Rasen og Lilletvedt (2020).

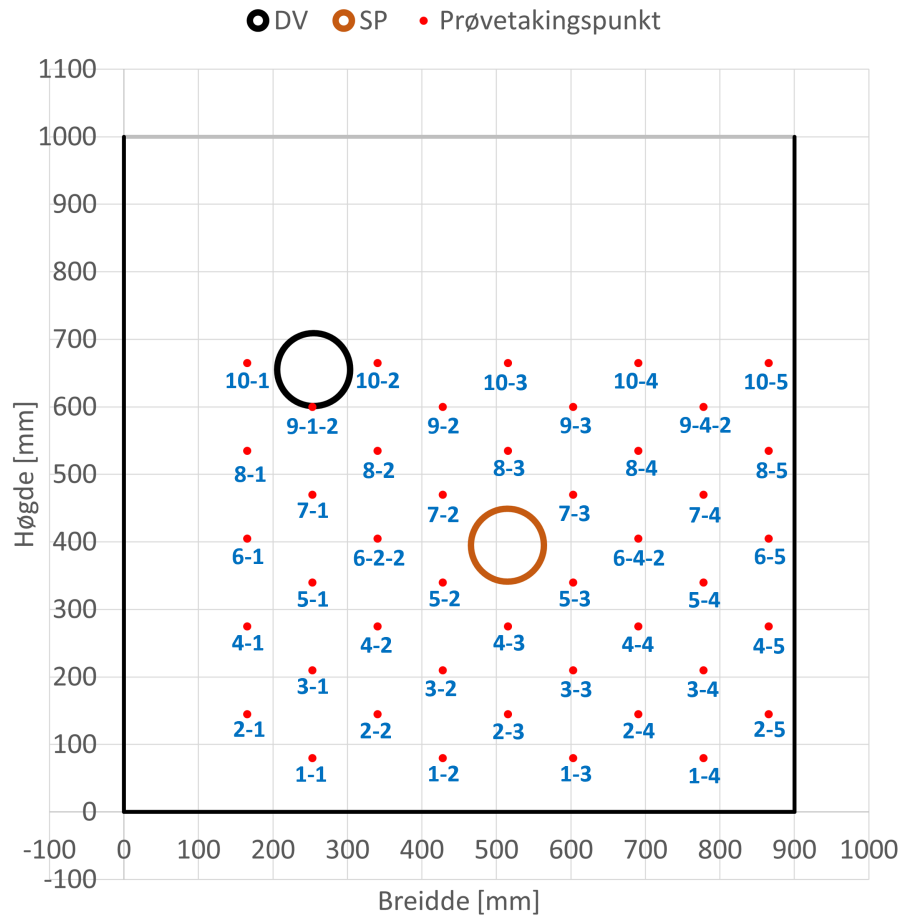
2.3 Forsøksoppsett

Det vart gjennomført fleire innleiande testar for å undersøke kva for utstyr og framgangsmåte som skulle nyttast i forsøket. Basert på resultata frå desse testane blei det tatt ei avgjersle på korleis forsøket skulle gjennomførast og kva for utstyr og materialar som var nødvendig. Sjå vedlegg B for detaljert skildring av dei innleiande testane.

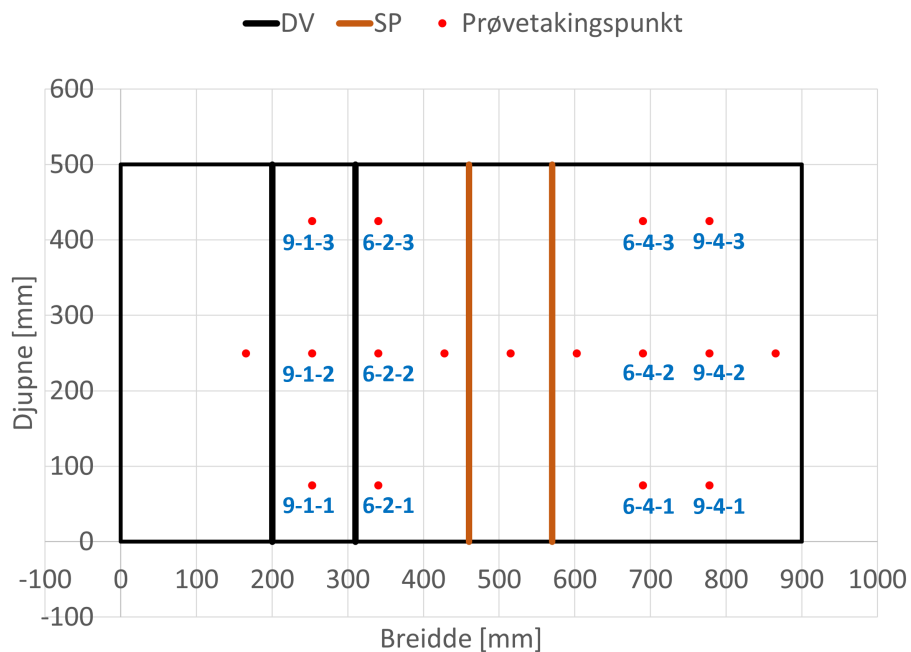
Det vart nytta slangar av PTFE på 0,3 mm indre diameter (Teflonrør 1/16"x 0.3 mm ID, ScanTube, Chonburi, Thailand) for prøvetaking til dette forsøket. Slangeendane vart plassert symmetrisk om lekkasjepunktet i avløpsleidninga. Dei vart ført horisontalt ut til kanten av grøftkassa frå det gitte prøvetakingspunktet, og deretter opp langs veggen på grøftkassa.

Dei fleste slangane vart plassert i eit og same vertikale plan. Det var også av interesse å kartleggje om forureininga breia seg ut i horisontal retning. Derfor vart det også plassert ut prøvetakingspunkt i to andre vertikale plan, men her vart det berre vald ut nokre få punkt i nærleiken av avløpsleidninga og rett under drikkevassleidninga. Også her vart det teke omsyn til symmetri.

Nummerering av prøvetakingspunkta er vist i Figur 2.2 og 2.3. Figur 2.2 syner korleis punkta vart plassert i hovudplanet, kalla plan 2, sett frå framsida av grøftkassa. Første tal i nummereringa viser til raden prøvetakingspunktet var plassert på, mens andre tal i nummereringa viser til plassering på den gitte raden. I fire av prøvetakingspunkta var nummereringa sett saman av tre tal, der det tredje talet viser til at det var prøvetakingspunkt i tre plan. Figur 2.3 syner korleis prøvetakingspunkta for punkt 6-2, 6-4, 9-1 og 9-4 var plassert i plan 1, 2 og 3 sett ovanfrå.



Figur 2.2: Nummerering av prøvetakingspunkt vist frå framsida av grøftkassa. DV: drikkevassleidning, SP: spillvassleidning.



Figur 2.3: Nummerering av prøvetakingspunkt i grøftkassa vist ovanfrå. Figuren syner korleis punkt 6-2, 6-4, 9-1 og 9-4 var plassert i plan 1, 2 og 3. DV: drikkevassleidning, SP: spillvassleidning.

Fargestoffet fluorescein sodium salt (Uranine AP (C.I. 45350), Merck KGaA Darmstadt, Tyskland), også omtala som uranin, blei brukt som forureiningskjelde i forsøket. Uranin er eit raudbrunt stoff i pulverform med ei vassløselegheit på 10 g/l i 20 °C og er ikkje klassifisert som eit farleg stoff (Supelco, 2023). Uranin opptrer som oransje/gul løyst i høge konsentrasjonar i vatnet, og fargen går mot grønt når konsentrasjonen avtar. I svært låge konsentrasjonar er ikkje fargen synleg i visuelt spektrum, men det kan sjåast med UV-lys. Uranin brukast ofte av VA-bransjen til lekkasjedeteksjon og undersøking av straumingsvegar (Trotec, 2024).

2.4 Forsøksgjennomføring

To liter uraninløysing med konsentrasjon 10,0 g/l vart pumpa ut av lekkasjepunktet i avløpsleidninga med ei peristaltisk pumpe (Watson Marlow 120S Peristaltic pump, Watson Marlow Pumps, Falmouth, Cornwall, UK) over 42 timar. Pumpa opererte med ein hastigheit på 1 rpm, som tilsvarte ein volumstraum på 0,8 ml/min. Vassnivået i grøfta var på 130 mm når uranin vart tilsett. Dette svarar til ein avstand på 220 mm mellom vassnivået og avløpsleidninga.

Nedbør vart tilsett over ein periode på 11 dagar. Volumstraumen vart sett til 10 ml/min over grøftearealet, som svarar til 1,4 mm/time. Sjå vedlegg C for detaljar og berekning av volumstraum. I starten av forsøket vart nedbøren tilsett kontinuerleg, men etter 15 timar vart det observert at nedbøren blei ujamnt fordelt over grøfteoverflata. Nedbørintensiteten på 1,4 mm/time blei for låg for nedbørsimulatoren, og det vart derfor bestemt å gjennomføre ein kortare intens nedbørsekvens kvar dag for å få jamn fordeling av nedbøren. Pumpehastigheita vart sett til 30 rpm, som svarar til ein volumstraum på 204 ml/min over grøftearealet (17 ml/s for heile nedbørsimulatoren (Rasen og Lilletvedt, 2020)). Nedbørintensiteten over grøfta var derfor omtrent 31 mm/time. Den intense nedbørsekvensen vart stoppa når ei ny rad med prøvetakingspunkt gjekk over i metta sone. Dette vart gjenteke kvar dag til vassnivået stod over øvste rad med prøvetakingspunkt. For tilførsel av nedbør vart pumpe slangan lagt i ei balje, som med jamne mellomrom vart fylt opp med kaldt vatn frå krana. Romtemperaturen var på omtrent 20 °C.

Fyrste sett med prøver vart teke rett etter at uraninløysinga vart tilsett, og deretter vart nye prøver teke til omtrent same tid kvar dag. Sjå Tabell 2.1 for oversikt over kva rader som vart inkludert i kvart prøvesett. Etter innføring av intens nedbørsekvens, vart det fyrst teke ut prøver, og deretter tilsett nedbør slik at vatnet i grøftekassa vart stabilisert før prøvetaking neste dag. Det vart også teke eitt sett med blanke prøver frå prøvetakingspunktta på fyrste rad rett før tilsetjing av uranin.

Tabell 2.1: Oversikt over prøvetaking og kva for rader av prøvetakingspunkt som vart inkludert i kvart prøvesett. Prøvesett 0 er blanke prøver teke før tilsetjing av uranin.

Prøvesett	Rader til prøvetaking	Dagar etter tilsetjing av uranin
0	1	0
1	1	0
2	1-3	1
3	1-4	2
4	1-5	3
5	1-6	4
6	1-7	6
7	1-8	7
8	1-9	8
9	1-10	9
10	1-10	10

Prøvene vart teke ut med sprøyter (BD Plastipak 1 ml, Becton Dickinson S.A., Madrid, Spania). Fyrst vart slangevolumet på 0,2 ml teke ut og forkasta. Deretter vart prøver på 0,3 ml teke ut med ei ny sprøyte. Prøvene vart oppbevart i 1,5 ml eppendorfrøyr (Safe-Lock tubes, Eppendorf, Hamburg, Tyskland). Uranin er eit lyssensitivt stoff, og prøvene vart derfor oppbevart mørkt og kaldt. I tillegg vart grøfta dekt til med presenning mellom nedbørtilsetjingane.

2.5 Bestemming av uraninkonsentrasjon

For å bestemme konsentrasjonen av uranin i grøftevatnet vart intensiteten til fluorescensen målt med Horiba Aqualog (Aqualog-UV-800, Horiba instruments inc., Edison, NJ, USA). Ei løysing på 10 g/l vart fortynna med DI-vatn for å lage standardløysingar på 1,25 ppb, 2,5 ppb, 5 ppb, 10 ppb, 20 ppb og 40 ppb. Målingane vart gjennomført i ei 10 mm x 10 mm kvartskyvette. Ei rekkje føresetnader vart sett på instrumentet for å måle intensiteten til fluorescens: bølgjelengde for eksitasjon vart sett til 489 nm, bølgjelengde for emisjon vart sett til 517 nm, inkrement vart sett til 8 pikslar og CCD forsterking vart sett til medium. Det lineære området til uranin var mellom 1,5 og 40,0 ppb ($R^2=0,9986$).

Det vart undersøkt om grøftevatnet hadde påverknad på fluorescensintensiteten ved å måle emisjonseksitasjonsmatrisene (emission excitation matrices). Det lineære området vart ikkje påverka, men det vart oppdaga eit lite skift i $\lambda_{Em/Ex}$. Det vart ikkje oppdaga fleire toppunkt, og dermed vart det antekke at uranin var den einaste fluorescerande forbindelsen i grøftevatnet. Kvar prøve vart korrigert basert på ei blank prøve som besto

av grøftevatn teke frå grøfta før det vart tilsett uranin til grøftekassa. Fluorescensintensiteten i dei blanke prøvene og i uraninløysingane vart målt med dei same instrumentføresetnadane. Prøvene vart fortynna i ulik grad for å kunne måle innanfor det lineære området.

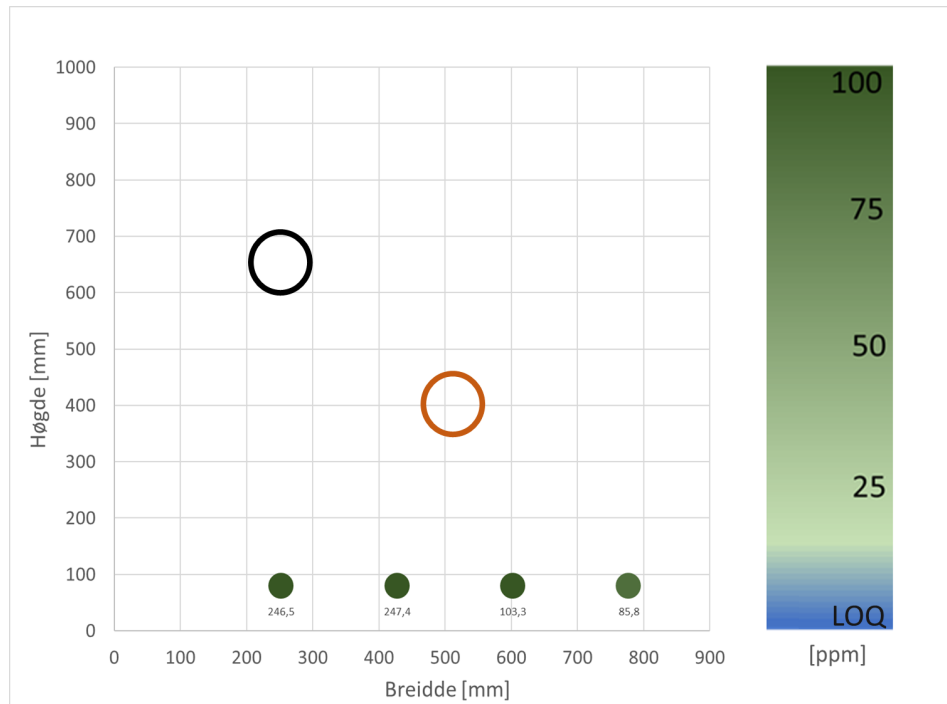
3. Resultat

Resultata frå forsøket er vist i Figur 3.1, og gir eit bilete av korleis uraninkonsentrasjonen har breia seg i grøfta ved tilførsel av nedbør over ein periode på ti dagar. Dag 5 vart det ikkje teke prøver eller tilsett nedbør. Prøvetakingspunkta som ligg i plan 1 og 3 er vist i Tabell 3.1 og 3.2. I vedlegg D er også Figur 3.1 vist i tabellform.

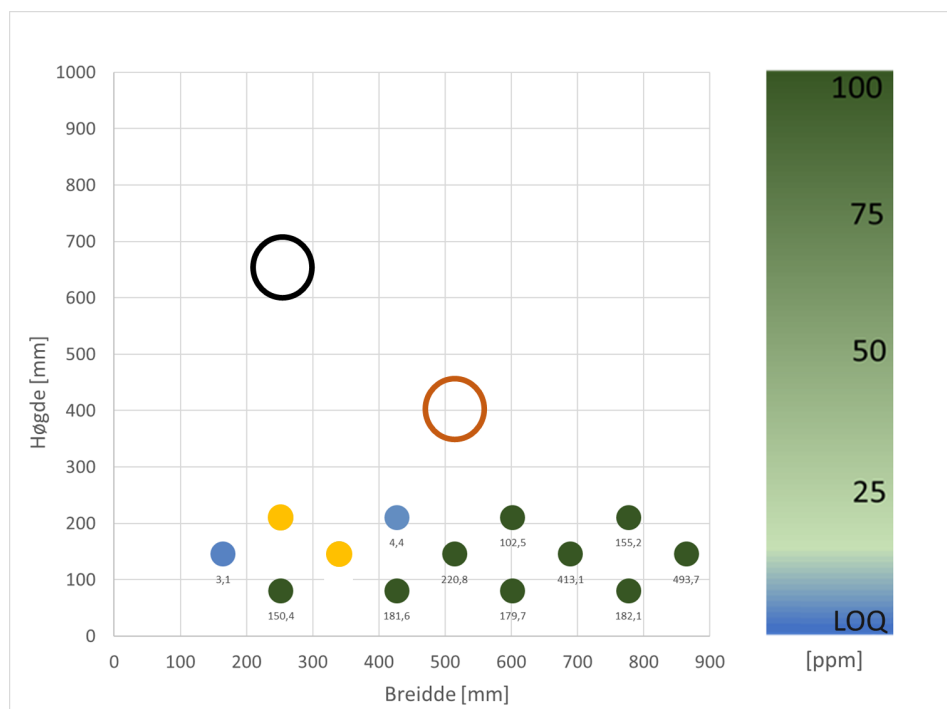
I framstillinga av resultata har det blitt nytta ein fargegradering frå blått til grønt, der blått representerer den nedre grensa for kvantifisering av konsentrasjon på 0,0015 ppm (LOQ) og grønt representerer ein konsentrasjon på 100 ppm. For å klare og skilje på dei lågare konsentrasjonane i figurane, blei det derfor vald same farge til alle konsentrasjonar høgare enn 100 ppm.

Konsentrasjonen av uranin var høgast langs botn av grøfttekassa gjennom heile forsøket. Det var også tydeleg høgare konsentrasjon langs høgre sida av grøfta samanlikna med venstre side av grøfta. Det var liten variasjon i uraninkonsentrasjonen i dei tre vertikale plana.

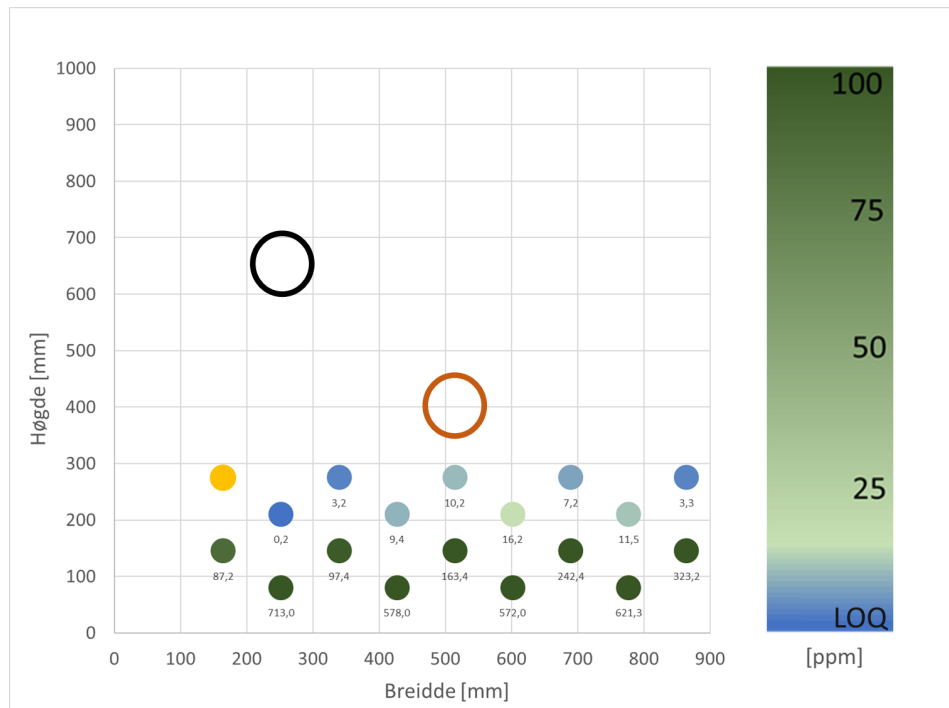
Figur 3.2 syner korleis uraninkonsentrasjonen breia seg når grøfta sto i ro i to veker etter avslutta forsøk. Forsøket vart avslutta etter ti dagar, og det vart dermed ikkje analysert prøver på dette tidspunktet.



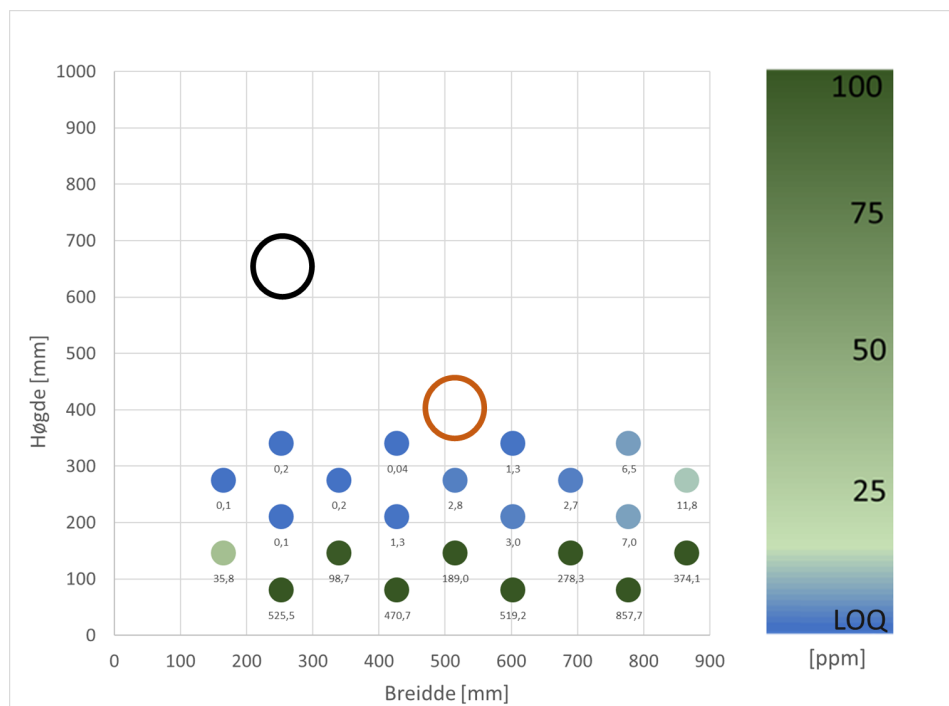
(a) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt null dagar etter tilsetjing av uranin.



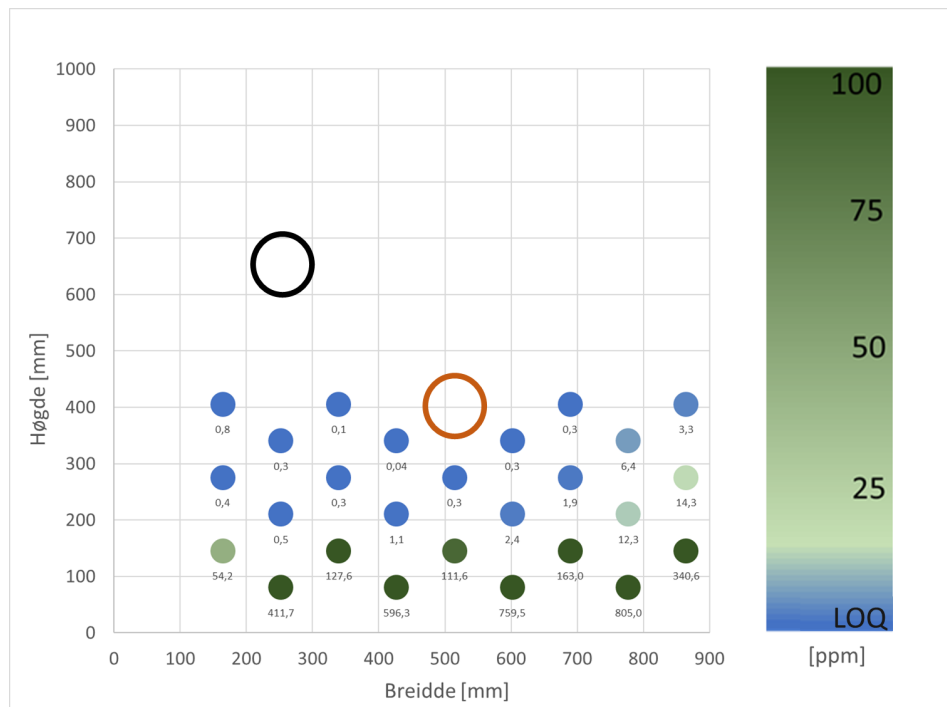
(b) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt ein dag etter tilsetjing av uranin. Dei to gule punkta representerer ugyldige prøver.



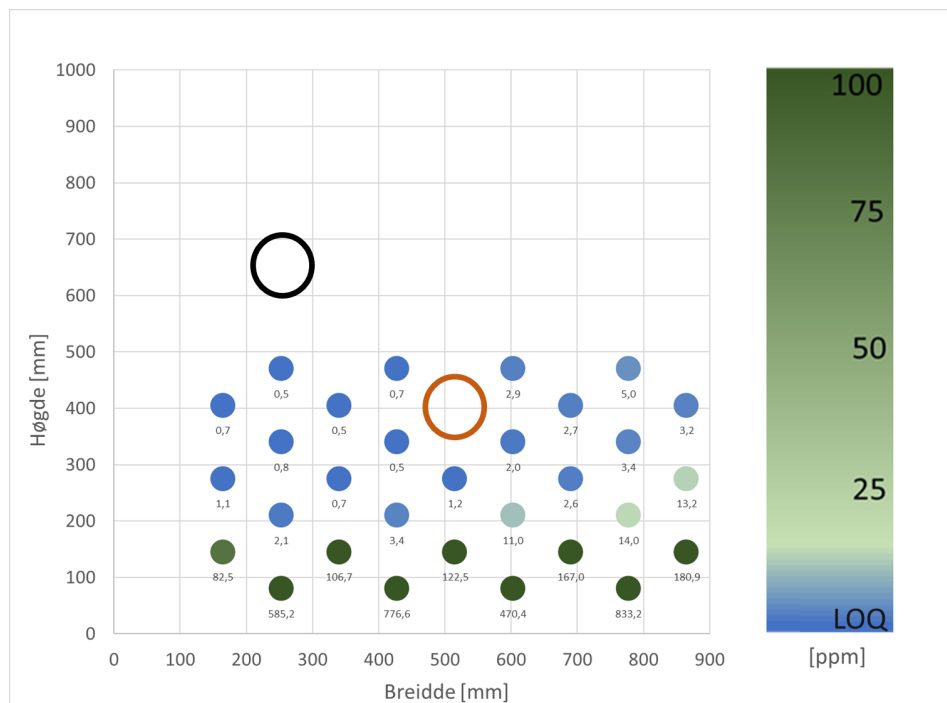
(c) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt to dager etter tilsetning av uranin. Det gule punktet representerer ugyldig prøve.



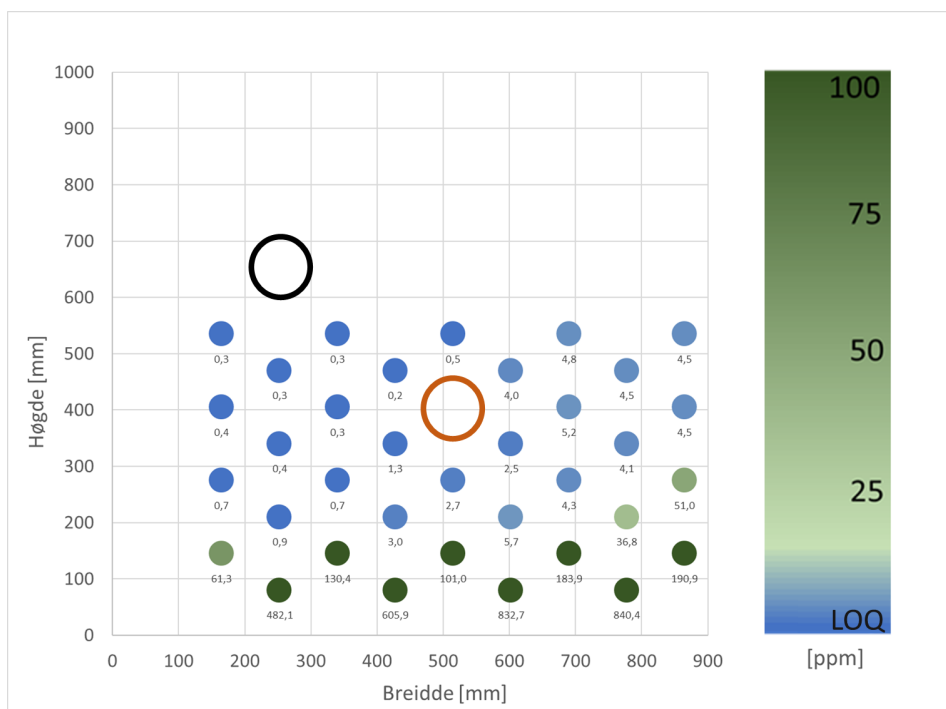
(d) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt tre dager etter tilsetning av uranin.



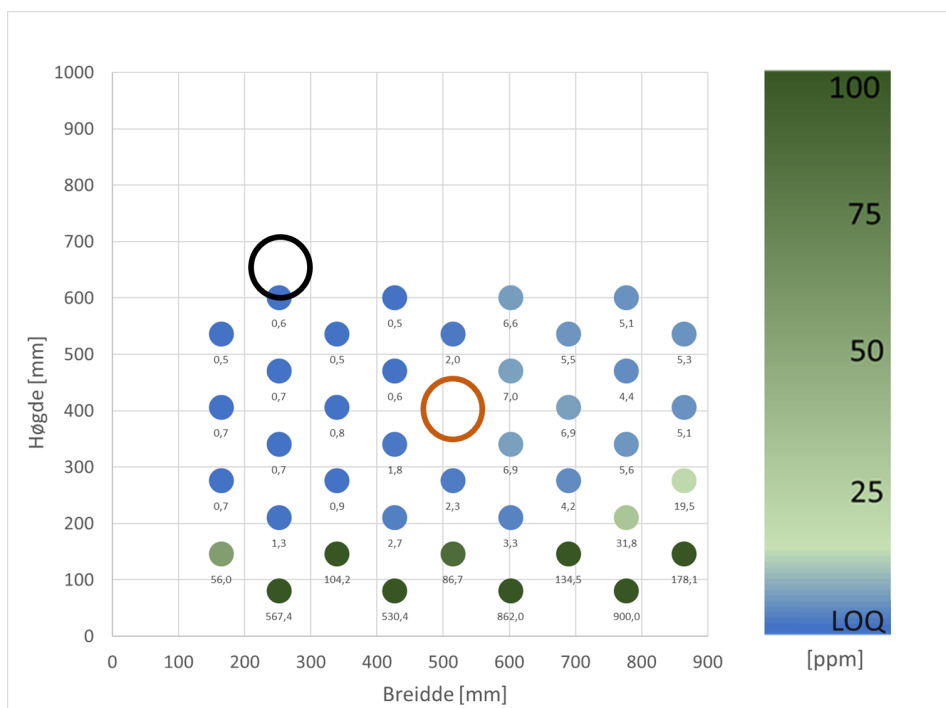
(e) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt fire dager etter tilsetning av uranin.



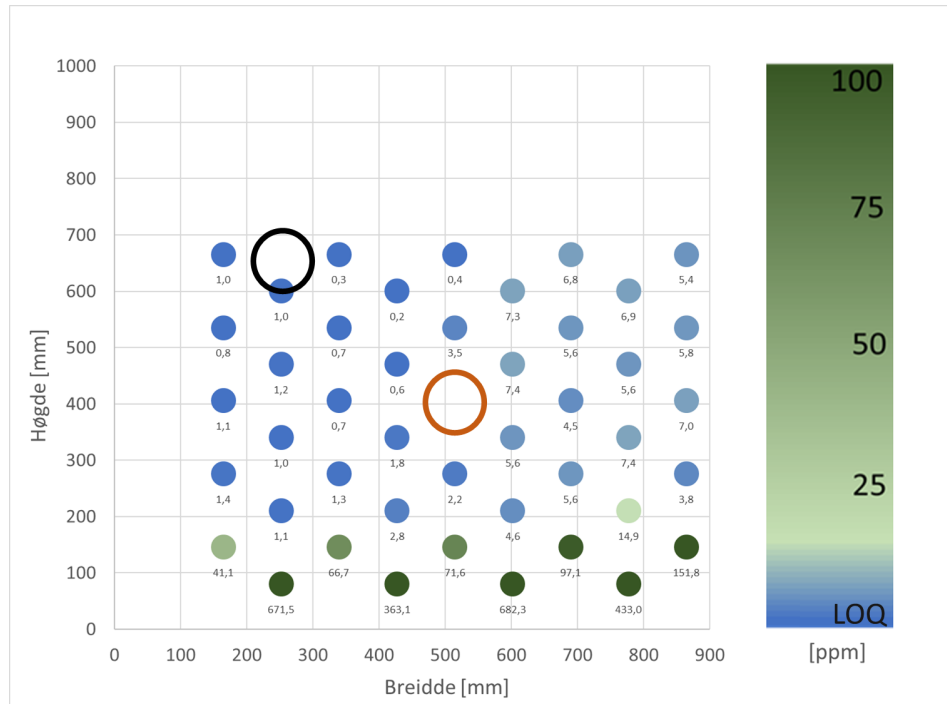
(f) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt seks dager etter tilsetning av uranin.



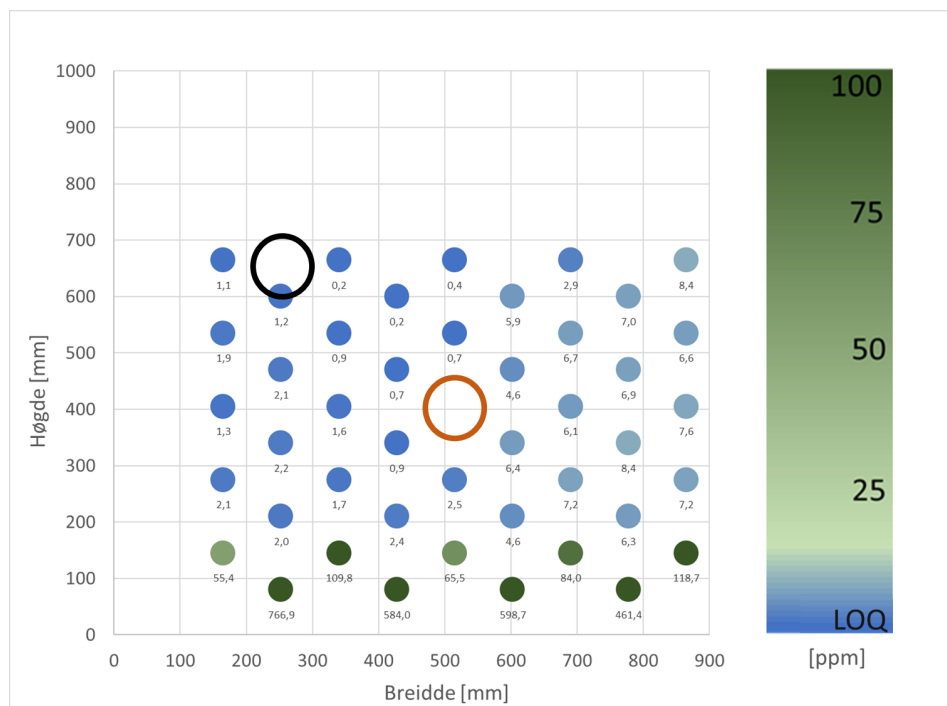
(g) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt sju dager etter tilsetning av uranin.



(h) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt åtte dager etter tilsetning av uranin.



(i) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt ni dagar etter tilsetjing av uranin.



(j) Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt ti dagar etter tilsetjing av uranin.

Figur 3.1: Figur 3.1a - 3.1j viser utviklinga i uraninkonsentrasjonen frå dag 0 (rett etter tilsetjing av uranin) til dag 10. Figurane viser grøfta sett framandfrå. Den oransje og svarte sirkelen representerer høvesvis avløpsleidninga og drikkevassleidninga. Uraninkonsentrasjonen er representert ved fargeskalaen til høgre og er gitt i ppm. Verdien for uraninkonsentrasjonen er vist under kvart punkt. Alle konsentrasjonar over 100 ppm er vist med same mørkegrøne farge. LOQ tilsvarar 0,0015 ppm.

Tabell 3.1: Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt i tre plan for rad 6.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Rad 6							
		Lokasjon					
		6-2-1	6-2-2	6-2-3	6-4-1	6-4-2	6-4-3
Dag	5	1,4	0,1	0,1	3,3	0,3	0,3
	6	0,6	0,5	0,6	2,8	2,7	2,8
	7	0,3	0,3	2,8	3,2	5,2	3,5
	8	0,5	0,8	2,1	4,3	6,9	3,6
	9	0,9	0,7	3,0	2,8	4,5	4,7
	10	2,7	1,6	3,0	3,2	6,1	4,6

Tabell 3.2: Uraninkonsentrasjon i prøvetakingspunkt i tre plan for rad 9

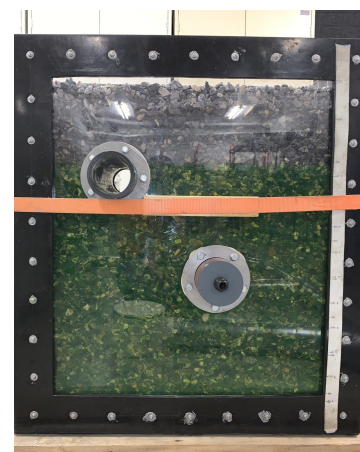
Uraninkonsentrasjon [ppm] - Rad 9							
		Lokasjon					
		9-1-1	9-1-2	9-1-3	9-4-1	9-4-2	9-4-3
Dag	8	0,7	0,6	1,3	3,2	5,1	10,3
	9	1,3	1,0	2,5	3,3	6,9	6,9
	10	2,1	1,2	2,6	3,9	7,0	5,1



(a) Visuell fordeling av uranin i grøfta på dag 0.



(b) Visuell fordeling av uranin i grøfta på dag 10.



(c) Visuell fordeling av uranin i grøfta på dag 33

Figur 3.2: Bileta viser ei visuell fordeling av uranin i grøfta i løpet av 33 dagar. Forsøket varte i 10 dagar, så mellom dag 0 og dag 10 har det blitt tilført nedbør. Mellom dag 10 og dag 33 har grøfta stått i ro utan tilførsel av nedbør. Det vart ikkje tatt vassprøver i grøfta etter dag 10.

4. Diskusjon

Resultata syner at det var høgst konsentrasjon av uranin i rad 1 og 2 gjennom heile forsøket, og konsentrasjonen i desse punkta varierte mellom 35,8 og 900,0 ppm. Gjennomsnittleg uraninkonsentrasjon for desse to radene i løpet av forsøket var 333,3 ppm. Det var nokre punkt på rad 3 og 4 som hadde ein konsentrasjon på opp mot 51,0 ppm. Dette gjaldt punkta som hadde plassering 3, 4 og 5 (frå midten og mot høgre side av grøfta sett framanfrå). Plassering 1 og 2 hadde jamt over ein konsentrasjon på mellom 0,5 og 3 ppm, med nokre unntak som var litt høgare. Frå rad 5 og oppover var den høgste målte konsentrasjonen på 8,4 ppm. Også i desse radene var det tydeleg høgare konsentrasjon i plassering 3, 4 og 5 samanlikna med plassering 1 og 2.

Det var liten variasjon i den horisontale utbreiinga av uraninkonsentrasjon samanlikna med den vertikale utbreiinga. Konsentrasjonen varierte mellom 0,1 og 6,9 ppm i rad 6 og mellom 0,6 og 10,3 ppm i rad 9. Det var også her tydeleg høgare konsentrasjon på høgre side av grøfta samanlikna med venstre side. I prøvetakingspunkta rett under drikkevassleidninga, det vil seie punkt 9-1-1, 9-1-2 og 9-1-3, vart det målt ein konsentrasjon på mellom 0,6 og 2,6 ppm. Dette er svært låge konsentrasjonar samanlikna med resten av grøfta, men det er likevel eit teikn på at uraninkonsentrasjonen har breia seg såpass mykje at ein kan finne spor av uranin i alle tre prøvetakingspunkta på undersida av drikkevassleidninga. På dette tidspunktet kunne det også visuelt gjennom pleksiglaset bli observert ein svak grønfarge heilt oppe ved drikkevassleidninga.

Avløpsvatn kan innehalde millionar av mikroorganismar per ml (Papajová mfl., 2022). Dersom mikroorganismar hadde oppført seg likt som uranin, kunne det truleg vore betydelege mengder mikroorganismar rundt drikkevassleidninga, sjølv med ei sterk fortyning i grøfta. Dersom i tillegg Besner mfl. (2011) sine tre føresetnader for inntrenging av forureiningar hadde vore til stades, ville det vore risiko for at drikkevattnet kunne blitt forureina med patogene mikroorganismar.

Diffusjonskoeffisienten til uranin er $0,36 \text{ cm}^2/\text{døgn}$ ved 300 K (Casalini mfl., 2011). Diffusjonskoeffisienten til bakteriar og virus kan grovt sett bli estimert med Stokes-Einsteins likning som er gitt ved

$$D = \frac{RT}{6\pi\eta rN} \quad (4.1)$$

der R er universell gasskonstant, T er temperatur i Kelvin, η er viskositeten til mediet, r er radius til organismen og N er Avogadros tal (Gisladottir mfl., 2009). Ved å anta sfærisk form, diameter på $1 \mu\text{m}$ for bakteriar og 100 nm for virus (Ødegaard, 2012), temperatur på 300 K og viskositet for vatn på $0,000856 \text{ N s/m}^2$ (ved 300 K) (Finnemore og Franzini, 2002), gir dette diffusjonskoeffisient for bakteriar og virus på høvesvis $0,00044 \text{ cm}^2/\text{døgn}$ og $0,0044 \text{ cm}^2/\text{døgn}$. Desse utrekningane syner at uranin har høgare diffusjonskoeffisient enn bakteriar og virus, og vil dermed truleg spreie seg raskare i grøftevatnet.

Ifølgje Fetter (1993) kan diffusjon opptre både i grunnvatn som er i bevegelse og i grunnvatn som er i ro. Formelen $x = \sqrt{2Dt}$ er eit uttrykk for standardavviket til transportavstanden for partiklar i éin dimensjon, x , i løpet av eit gitt tidsrom, t , og er avhengig av diffusjonskoeffisienten, D , til partikkelen. Ved å nytte diffusjonskoeffisienten til uranin nemnt tidlegare i diskusjonen og rekne med ein tidsperiode som svarar til varigheita på forsøket (elleve dagar), vil den typiske avstanden fluorescens kan diffundere vere $2,8 \text{ cm}$ i éin dimensjon. Dette er ei grov overslagsberekning og det har ikkje blitt tatt omsyn til tortuositeten i grøftemassane. Likevel viser berekninga tydeleg at det må vere andre transportmekanismar som kan forklare at uranin har bevega seg såpass langt.

Figur 3.2 syner korleis uraninkonsentrasjonen breia seg når grøfta sto i ro i to veker etter avslutta forsøk. Ved å samanlikne bilete frå dag 0, dag 10 og dag 33 syner bileta tydeleg at uranin har spreidd seg i grøfta sjølv om det ikkje har blitt tilført nedbør. Ved å nytte formelen for standardavviket til transportavstanden for partiklar, vil den typiske avstanden for diffusjon for fluorescens vere $4,9 \text{ cm}$ i løpet av 33 dagar. Dette syner at det truleg må vere andre transportmekanismar enn berre diffusjon som er gjeldande også når grøftevatnet står i ro.

Ein faktor som påverkar transporten av mikroorganismar er kjemotakse. Kjemotakse er bevegelse av celler mot eller vekk frå eit kjemisk signal eller ei kjemisk kjelde (Eisenbach, 2004). Kjemotaksisk bevegelse gjeld berre for levande celler, som for eksempel bakteriar, og blir påverka av cellas biologiske behov (Eisenbach, 2004). Dette vil ha betydning for spreininga av bevegelege mikroorganismar i grøfter. Samstundes er det andre faktorar som kan avgrense omfanget av spreining, som blant anna at mikroorganismar kan feste seg til grøftemassane ved adsorpsjon (Lewis mfl., 1982). Effekten av adsorpsjon er avhengig av type masse, og mikroorganismar vil feste seg meir til leirehaldige massar enn til grovare massar (Lewis mfl., 1982).

Resultata i dette forsøket samsvarar med funna i forsøket til Myhrstad og Jahren (1983). Myhrstad og Jahren (1983) nytta i deira forsøk to reelle grøfter der det vart plassert ut

drikkevassleidningar og avløpsleidningar på ulike nivå i grøftene med kloakktilførsel. Det vart nytta naturleg sand i den eine grøfta og finpukk 4-8 mm i den andre, og det vart nytta ulike trykkforhold i drikkevassleidningane. Det vart teke bakteriologiske prøver av både grøftemassane og grøftevatnet. Forsøket viste at når grunnvatnet stod over drikkevassleidninga, vart drikkevassleidninga forureina ved nulltrykk, undertrykk eller trykkstøt. Forsøket synte også at drikkevassleidingar som låg over grunnvassnivå, og som låg på eit høgare nivå enn avløpsleidninga, ikkje vart forureina ved ulike trykkforhold. Det vart også vist at grøfta med pukk var meir forureina enn grøfta med sand. Dermed kunne det vore interessant å vidareføre forsøket i denne masteroppgåva med prøvetaking i umetta sone, samt variere grøftemassane.

Nedbørsimulatoren var svært sensitiv for helling på underlaget. Dette vart oppdaga 15 timar etter oppstart av simulatoren. Nedbøren vart ujamnt fordelt slik at det regna meir på den eine sida av grøfta enn den andre. Gjennom pleksiglaset i grøfta vart det tydeleg observert ein sterkare grønfarge på den sida med lite nedbør, som tyder på at uraninløysinga vart flytta som følge av straumingar i grøftevatnet. Dette ser ut til å ha forplanta seg gjennom heile forsøket ved at konsentrasjonen av uranin konsekvent var høgare på høgare side av grøfta samanlikna med konsentrasjonen på same rad på venstre side av grøfta.

Nedbørintensiteten kan også vere ein faktor som påverka korleis uraninkonsentrasjonen breia seg i grøfta. Det kan tenkast at ein høg nedbørintensitet kunne bidra til ei kraftigare omrøring nedover i grøftemassane, slik at uranin la seg lenger ned i grøfta. Og motsett for ein lågare nedbørintensitet, så ville kanskje omrøringa nedover i grøftemassane vere svakare, slik at uraninkonsentrasjonen vart verande høgare opp i grøfta. Dersom dette var tilfelle, kunne det vore interessant og gjort eit nytt forsøk med konstant nedbørintensitet, i staden for ein intens sekvens med nedbør, for å undersøke om uranin ville breie seg annleis i grøfta.

Ein annan faktor som kan ha påverka korleis uranin breia seg i grøfta var den uniforme fordelinga av nedbør. I nedbørsimulatoren vart nedbøren fordelt uniformt med same avstand mellom kvar kanyle. Dermed traff nedbøren grøfta på same plass kvar gong, medan i verkelegheita ville nedbøren treft grøftemassane med ei tilfeldig fordeling. Dette kan ha ført til at vatnet stadig tok den same straumingsvegen gjennom grøftemassane. Dersom dette var tilfelle kan volumstraumen i desse straumingsvegane vore høgare enn andre stader i grøfta (Hendrickx og Flury, 2001), noko som igjen kan ha påverka utbreiinga av uranin. Det er vanskeleg å seie kor mykje den uniforme fordelinga og avstanden mellom kanylene har påverka transporten av uranin.

Som skildra i kapittel 2 var det plassert eit stigerøyrl på utsida av det eine hjørnet av grøfta. I løpet av nedbørsekvensane vart stigerøyret også fylt med uraninløysing. Det

vart ikkje fastslege konsentrasjonen av uranin i dette vatnet, men ein kunne tydeleg sjå ein sterk grønfarge som indikerer ein svært høg konsentrasjon (Figur E.5 i vedlegg E). Det vart også oppdaga ein liten lekkasje i festepunktet i botn av stigerøyret. Begge desse hendingane kan ha påverka forsøket ved danning av straumingsvegar i retning av innløpet til stigerøyret. Kor stor denne påverkinga har vore er vanskeleg å stadfeste.

I slangen som vart nytta til tilføring av uraninløyning vart det oppdaga lekkasje på dag 3 av forsøket. Før nedbørtilsettinga på dag 2 vart det sett på ei klemme på enden av slangen, men då vassnivået i grøfta passerte lekkasjeholet i avløpsleidninga viste det seg at klemma ikkje var heilt tett (Figur E.8). Resultata syner ikkje eit klart skift i konsentrasjonsnivå mellom dag 3 og dag 4, så lekkasjen hadde truleg liten påverknad på forsøket.

Etter prøvetaking og nedbørtilsetting på dag 4 vart forsøket sett på pause i eitt døgn. Dermed vart neste prøvetaking og nedbørtilsetting gjort på dag 6. Som nemnt tidlegare i diskusjonen skjer diffusjon svært sakte, men Figur 3.2 syner at det også må vere andre transportmekanismer tilstades som gjer at uranin breiar seg i grøfta sjølv om vatnet står i ro. Dette gjer det vanskeleg å avgjere kor stor påverknad utsettinga av forsøket har hatt.

Temperaturen på grøftevatnet og nedbøren kan ha påverka korleis uranin breidde seg i grøfta. I dette forsøket vart ikkje temperaturen på nedbøren og grøftevatnet målt. Pumpeslangen til nedbørsimulatoren henta vatn frå ei balje som med jamne mellomrom vart fylt på med kaldt springvatn. Sidan temperaturen i rommet var omtrent 20 °C, vart vatnet i grøftekassa varma opp. Kaldt vatn har høgare tettleik enn varmt vatn, og dermed kan temperaturforskjellane ha bidratt til sirkulasjonar i grøfta. Ein mogleg årsak kan vere at det har oppstått bobler frå oppløyst luft fordi løyselegheita til gassar minkar med temperatur. Det kunne ha vore føremålstenleg og ha kontrollert temperaturen på vatnet slik at det hadde same temperatur som i rommet.

Det vart gjennomført to ulike densitetstestar av uraninløyninga. Sjå vedlegg B for detaljar om gjennomføring av testane. Begge desse testane syner at det er liten forskjell i tettleik mellom reint vatn og uraninløyninga, men det er usikkerheit knytt til gjennomføringa. Det vart ikkje målt temperatur på vatnet som vart nytta i densitetstestane, og dette kan ha medført auka usikkerheit knytt til målingane.

Ei utfordring med uraninanalysane var at dei over 300 prøvene måtte handterast og fortynnast manuelt, noko som kan ha tilført feil og/eller usikkerheit til analysane. Sjølv om arbeidet vart gjennomført systematisk, kan det med så mange repetative arbeidsoppgåver ha oppstått unøyaktig fortynning, forveksling av prøvenummer eller andre feil ved prøvene. Det har i ettertid blitt oppdaga feil fortynning i tre av prøvene (markert

som gule punkt i Figur 3.1), men dette har lite å seie for det heilskaplege bilete av korleis uraninkonsentrasjonen har breia seg i grøfta.

For å undersøke kor godt analysemetoden har fungert vart det gjort ei overslagsutrekning på massebalansen til uranin. Dette vart gjort ved å rekne ut gjennomsnittet av uraninkonsentrasjonen i kvar rad i grøfta og multiplisere med vassvolumet. Mengda uranin svara til omtrent 15 gram. Ved starten av forsøket vart det pumpa inn 20 gram uranin. På bakgrunn av lekkasjane undervegs i forsøket og at dette var ei grov overslagsutrekning, indikerer massebalansen at analysemetoden har fungert relativt bra.

For vidare arbeid kan det vere nyttig å gjennomføre eit forsøk med kontinuerleg og stabilt nedbør over heile overflata til grøftekassa, slik som var tenkt i byrjinga av dette forsøket, for å undersøke korleis dette vil påvirke transporten av uranin. Det kan også vere interessant å undersøke om nedbørintensiteten påvirkar utbreiinga av uraninkonsentrasjonen. Vil ein lågare nedbørintensitet over lengre tid fordele uraninkonsentrasjonen annleis enn ein høgare nedbørintensitet over kort tid? Det kan også vere føremålstenleg å ha meir kontroll på temperaturen på den tilsette nedbøren.

For å gjere forsøket meir realistisk kan det vere interessant å gjennomføre fleire nye forsøk med andre forureiningskjelder som er meir representative for avløpsvatn, som til dømes bakteriar eller virus. Det kan også vere interessant å nytte ulike grøftemassar for å undersøke korleis det kan påvirke transporten av forureiningar. I tillegg kan det vere føremålstenleg å legge eit lag med finare massar over grøftemassane. Grøfter er ofte dekt til med til dømes asfalt eller plen, og dette kan truleg påvirke korleis nedbøren blir transportert nedover i grøftemassane, som igjen kan påvirke transporten av forureiningar.

5. Konklusjon

I dette forsøket har det blitt teke prøver av forureina grøftevatn i ei konstruert grøft som vart tilsett nedbør. For å simulere forureining vart det nytta uranin. I eit tidsrom på elleve dagar vart det tilsett nedbør for å auke vasstanden gradvis i grøfta, og det vart målt konsentrasjon av uranin i ulike punkt i metta sone for å undersøke om uranin vart transportert heilt opp til drikkevassleidninga.

Resultata frå dette forsøket syner at uranin vart detektert i grøftevatnet i alle prøvetakingspunkta i grøfta. Konsentrasjonen av uranin var høgst langs botn av grøftekassa gjennom heile forsøket, og det var også tydeleg høgare konsentrasjon langs høgre side av grøfta samanlikna med venstre side grunna ujevn fordeling av nedbør. Drikkevassleidninga låg på venstre side av grøfta, så sjølv med ei forskyving av uraninkonsentrasjonen vart alle punkta omkring drikkevassleidninga også forureina. Dette indikerer at tilsetting av nedbør i grøfta har ført til ei viss omrøring og vertikal bevegelse av uranin slik at det har breia seg oppover i grøfta.

Lekkasje frå avløpsleidningar vil føre til at avløpsvatn blandar seg med grunnvatnet. Dette gjer at millionar av mikroorganismar forureinar grunnvatnet. Sjølv om uranin truleg blir transportert raskare enn mikroorganismar, indikerer forsøket at det er risiko for at mikroorganismar frå avløpsvatnet kan nå opp til drikkevassleidninga dersom både drikkevassleidninga og avløpsleidninga ligg i metta sone. Dersom det i tillegg er risiko for innsug i drikkevassleidninga, kan drikkevattnet bli forureina med patogene mikroorganismar og føre til sjukdom hos abonnentar. På bakgrunn av funna i dette forsøket, bør transporten av forureiningar i leidningsgrøfter undersøkast nærmare.

Referansar

- Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H. R. og Zelin, S. (1994). *Transport of microorganisms through soil*. *Water, Air, & Soil Pollution* 75 (1-2): 141–158. DOI: [10.1007/BF01100406](https://doi.org/10.1007/BF01100406).
- Anderson, M. P. (1984). Movement of contaminants in groundwater: Groundwater transport - advection and dispersion. I: *Groundwater contamination*. Washington D.C.: National Academy Press: 37–45. DOI: <https://doi.org/10.17226/1770>.
- Besner, M.-C., Le Prévost, M. og Regli, S. (2011). *Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges*. *Water Research* (45): 961–979. DOI: [10.1016/j.watres.2010.10.035](https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.035).
- Casalini, T., Salvalaglio, M., Perale, G., Masi, M. og Cavallotti, C. (2011). *Diffusion and aggregation of sodium fluorescein in aqueous solutions*. *Journal of Physical Chemistry B* 115 (44): 12896–12904. DOI: [10.1021/jp207459k](https://doi.org/10.1021/jp207459k).
- Eisenbach, M. (2004). *Chemotaxis*. London: Imperial College Press: 1–4. URL: https://books.google.no/books?hl=en&lr=&id=ks42DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR7&dq=chemotaxis&ots=pdzUjSa4Ih&sig=Vw8iOXWnu8H-GqadHg192zIMQJE&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false.
- Ercumen, A., Gruber, J. S. og Colford, J. M. (2014). *Water distribution system deficiencies and gastrointestinal illness: a systematic review and meta-analysis*. *Environmental health perspectives* 122 (7): 651–660. DOI: [10.1289/EHP.1306912](https://doi.org/10.1289/EHP.1306912).
- Fetter, C. W. (1993). *Contaminant hydrogeology*. Red. av R. A. McConnin. New York: Macmillan Publishing Company: 43–56.
- Finnemore, E. J. og Franzini, J. B. (2002). *Fluid Mechanics with Engineering Applications*. 10. utg. New York: McGraw-Hill: 732.
- FN sambandet (2020). *Rent vann og gode sanitærforhold*. URL: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/rent-vann-og-gode-sanitaerforhold>. Henta 27.09.2023.
- Gisladottir, S., Loftsson, T. og Stefansson, E. (2009). *Diffusion characteristics of vitreous humour and saline solution follow the Stokes Einstein equation*. *Graefe's Archive for Clinical and Experimental Ophthalmology* 247 (12): 1677–1684. DOI: [10.1007/s00417-009-1141-3](https://doi.org/10.1007/s00417-009-1141-3).
- Helse- og miljødepartementet og Klima- og miljødepartementet (2024). *Nasjonale mål for vann og helse*. Tekn. rapp. Publikasjonskode: I-1216 B.
- Hendrickx, J. og Flury, M. (2001). Uniform and preferential flow mechanisms in the vadose zone. I: *Conceptual models of flow and transport in the fractured vadose zone*. Washington, D.C.: National Academies Press: 149–187. DOI: <https://doi.org/10.17226/10102>.
- Hyllestad, S. (2021). *Drinking water and public health: Prevention, detection and response to waterborne outbreaks in Norway*. PhD-avhandling. Oslo: Institute of Health og Society, Faculty of Medicine, University of Oslo.

- Jamieson, R., Gordon, R., Sharples, K., Stratton, G. og Madani, A. (2002). *Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review*. Canadian biosystems engineering 44 (1).
- Lewis, W. J., Foster, S. S. D. og Drasar, B. S. (1982). *The risk of groundwater pollution by on-site sanitation in developing countries.. A Literature Review*. IRCWD - Report 82 (01).
- Lutz, J., Hanssen-Bauer, I., Tveito, O. E. og Dobler, A. (2024). *Precipitation variability in Norway 1961-2020*. MET report (1).
- Madsen, C. F. S. (2023). *Utvikling og produksjon av ledningsgrøftmodell for undervisning og forskning på transport av mikroorganismer*. Masteroppgåve. Ås: Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Miljødirektoratet (2021). *Hovedfunn i første del i sjette hovedrapport*. URL: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/fns-klimapanel-ipcc/dette-sier-fns-klimapanel/sjette-hovedrapport/hovedfunn-forste-del-sjette-hovedrapport/>. Henta 30.01.2024.
- Myhrstad, J. A. og Jähren, P. E. (1983). *Mikrobiologiske forhold i ledningsgrøfter*. Tekn. rapp. Trondheim: Prosjekt Transport av Vann, PTV22.
- Naphaug, E. (2023). *Risikofaktorer for inntrengning av patogener i norske drikkevannsledninger - et litteraturstudium*. Masteroppgåve. Ås: Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Norsk Vann (2017). *Nasjonal bærekraftstrategi for vannbransjen*. URL: https://norskvann.no/wp-content/uploads/baerekraftstrategi_2017.pdf. Henta 21.10.2023.
- Papajová, I., Šmigová, J., Gregová, G., Šoltys, J., Venglovský, J., Papaj, J., Szabóová, T., Dančová, N., Ihnacik, L., Schusterová, I., Sušinková, J., Raková, J. og Regecová, I. (2022). *Effect of Wastewater Treatment on Bacterial Community, Antibiotic-Resistant Bacteria and Endoparasites*. International Journal of Environmental Research and Public Health 19 (5). DOI: [10.3390/ijerph19052750](https://doi.org/10.3390/ijerph19052750).
- Rasen, M. H. og Lilletvedt, M. (2020). *Utvikling og produksjon av en nedbør-avløpssimulator til bruk i undervisning*. Masteroppgåve. Ås: Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Rise, I. (2020). *Miljøpåverknad frå omfyllingsmassar i røyrgøfter*. Masteroppgåve. Ås: Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Statistisk sentralbyrå (2023). *Kommunal vassforsyning*. URL: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/vann-og-avlop/statistikk/kommunal-vannforsyning>. Henta 04.05.2024.
- Steinberg, M. og Hyllestad, S. (2022). *Drikkevatt*. Folkehelse rapporten - Helsetilstanden i Norge. Henta 04.05.2024. URL: <https://www.fhi.no/he/folkehelse rapporten/smitte/drikkevann/?term=>.
- Supelco (2023). *Sikkerhetsdatablad for Uranin AP*. Merck Utgave 8.2.
- Trotec (2024). *Uranin Green 100 g*. URL: <https://no.trotec.com/shop/uranin-100-g.html>. Henta 23.04.2024.
- VA/Miljø-blad (2016). *Grøfteutførelse fleksible rør*. Tekn. rapp. nr. 5: VA/Miljø-blad.
- Ødegaard, H. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. 2.utgave. Norsk Vann: 130-131.

Vedlegg A. Val av prøvetakingsmetode

Det blei vurdert fleire ulike metodar for å ta prøver i grøftemodellen. Sjå Tabell A.1 for oversikt over dei ulike alternativa som vart vurdert. Hovudspørsmålet var korleis representative prøver kunne bli tekne utan å forstyrre straumingsmønsteret for mykje. Det blei gjort ei vurdering på om prøvene kunne bli tekne i metta sone, umetta sone eller begge. Det blei teke ei avgjersle på å byrje med dei enklaste metodane for prøvetaking for å sjå om dette i det heile teke var mogleg å få til. Dersom dei metodane som blei vald ut fungerte, kan desse byggjast vidare på seinare, og eventuelt nytte meir kompliserte metodar som gir fleire detaljar om transportmekanismane i grøftemodellen. I dette forsøket vart det bygd vidare på alternativ 1 som innebar tapping vha. nåler/slangar.

Tabell A.1: Oversikt over alternative prøvetakingsmetodar.

Prøvetakingsmetode	Partiklar/ løyst materiale	Metta/umetta	Tidsoppløysing	Prøvetakings- volum	Vanskeleg- heitsgrad	Kostnad	Anna
Tapping vha. nåler/slangar	Begge	Metta	Avgrensa av kravet om å ikkje forstyrre straumingsmønsteret	Kan bli gjort lite	Låg	Låg	Korleis feste enden i massane?
Grave opp og ta prøver direkte	Begge	Umetta	Ei prøve	Valfritt	Låg til middels	Låg	Gir lite informasjon om tidsutvikling, men viktig info om slutttilstanden. Kan kombinerast med andre alternativ.
Trakter med slangar	Begge	Begge (umetta strauming kun ovanfrå)	Som rad 1 + kan ta tid å fange nok vatn ved umetta strauming	Kan bli gjort lite	Låg	Låg	
Lysimeter	Løyst	Begge	Som rad 1	Lite	Middels	Middels	Tar lite plass i grøftemassane, kan påverke straumingsmønsteret (fint nokon som er mindre/forstyrrar mindre)
Leidningsevnesensorar	Løyst (salt)	Begge (uklart om sensoren skiljer godt mellom vassinnhald og saltinnhald?)	Høg/ubegrenset	0	Middels	Middels til høg	Stort sett ikkje meint for nedgraving - forstyrning i grøftesystemet?
Resistivitetstomografi	Løyst (salt)	Som raden over	Høg?	0	Høg	Høg	Tilgjengeleg kun i kort tidsperiode

Vedlegg B. Innleiande testar

B.1 Slangar til prøvetaking

For å ta ut vassprøver i grøfta var det nødvendig å ha slangar som tolte belastninga av grøftemassane slik at dei ikkje kollapsa eller vart deformerte. Det var også viktig å finne slangar med ein innvendig diameter som gav lite slangevolum, slik at det ikkje skapa unødvendige straumar i vatnet som kunne forstyrre transporten av uranin. Samstundes var det viktig at det ikkje tok for lang tid å suge ut vassprøvene gjennom slangane, så dermed kunne ikkje diameteren vere for liten.

Slangar av teflon og PEEK vart testa i grøftemassane. Slangane vart plassert på eit 10 cm tjukt lag med grøftemassar og deretter vart grøfta vidare fylt med grøftemassar opp til 90 cm. PEEK-slangane var stivare enn teflonslangane, noko som gjorde det vanskelegare å plassere dei i grøfta. Dette gjorde at PEEK-slangane blei vald bort. Teflonslangar med 0,3 mm og 0,5 mm indre diameter vart testa for å sjå kor lang tid det tok å fylle 1 ml sprøyter, samt for å sjå om dei tetta seg eller kollapsa under vekten av grøftemassane. Det vart plassert ut to slangar per slange-type, der éin slange vart ført opp midt i grøftemassane og éin slange vart ført ut til kanten av grøftekassa og opp langs veggen. Dette var for å undersøke om slangane midt i grøfta ville bli påverka annleis enn slangane langs grøfteveggen. Testen vart gjenteke etter to døgn for å undersøke om belastning over tid ville påverke slangane.

Testane viste at slangane verken tetta seg eller kollapsa av belastninga frå grøftemassane. Å føre slangane langs grøfteveggen eller midt i grøftemassane hadde ingen påverknad på tida det tok å suge ut prøvene. Det tok i gjennomsnitt 2 minutt å fylle 1 ml sprøyter for slangar med 0,3 mm indre diameter, og 20 sekund for slangar med 0,5 mm indre diameter. Sjølv om det tok lenger tid å fylle opp sprøytene med 0,3 mm slange, var dette likevel ikkje så lang tid at det ikkje var mogleg å gjennomføre forsøket innanfor ein rimeleg tidsperiode. 0,3 mm slangar ville også gje eit mindre volum som kunne påverke straumar i vatnet i grøfta. Derfor vart det nytta 0,3 mm teflonslangar til dette forsøket.

B.2 Densitetstest av uranin

Det vart gjennomført to ulike testar for å undersøke densiteten til oppløyst uranin. Den første testen vart gjennomført ved å vege ei volumetrisk målekolbe på 2000 ml. Deretter vart 20 gram uranin saman med 2 liter kaldt springvatn tilsett i målekolba slik at konsentrasjonen på løysinga blei 10 g/l, og vekta vart notert på nytt. Målekolba hadde ein usikkerheit på $\pm 0,5$ ml. Vekta på uraninløysinga var 2,01 kg, som tilsvarar 1005 kg/m³. Usikkerheita på vekta var ± 1 g. Til samanlikning har kaldt vatn ein densitet på omtrent 1000 kg/m³. Temperaturen på springvatnet vart ikkje målt, og kan dermed ha påverka resultatet av testen.

Den andre testen på densitet vart gjort med pipette. 0,5 g uranin var blanda med 50 ml springvatn slik at konsentrasjonen også her vart 10 g/l. Det vart pipettert ut 3 ml løysing fem gonger og vekta vart notert. Det same vart gjort for vatn. Pipettetesten viste at det var 0,59% forskjell i densitet, der vatn hadde høgast densitet. Det vart nytta kaldt springvatn til denne testen, men temperaturen vart ikkje målt, og dermed kan dette ha påverka resultatet av testen.

Tabell B.1: Densitetstest med pipette.

Springvatn (g)	Uraninløysing [10 g/l] (g)
2,968	2,928
2,958	2,950
2,962	2,969
2,970	2,946
2,967	2,945
2,965	2,948

B.3 Porøsitetstest av grøftemassar og lekkasjetest

Porøsitetstest av grøftemassane vart gjennomført ved å fylle grøfta opp med ei kjend mengde vatn slik at vatnet stod på same nivå som grøftemassane. Volumet av vatnet var 162,87 liter. Volumet av grøftemassane kan uttrykkjast som volumet av grøftekassa opp til den høgda som grøftemassane er på, der volum av drikkevassleidninga og volumet av avløpsleidninga er trekt frå. Dette gir ein porøsitet på 43 %. I denne testen vart det ikkje observert lekkasjar i grøfta.

Vedlegg C. Utrekning av pumpehastigheit og tilførsel av nedbør

Ved oppstart av forsøket var vassnivået på 130 mm i grøfta. Volumet vatn som skulle tilførast grøfta tilsvare 143,3 liter. Her vart det teke omsyn til innvendige mål på grøftekassa og porøsiteten av grøftemassane. Volumet av drikkevassleidninga og avløpsleidninga vart trekt frå. Det vart teke utgangspunkt i at nedbøren skulle tilsetjast over ein periode på 11 dagar grunna tilgjengelegheita på nedbørsimulatoren. For å fylle opp 143,3 liter i løpet av 11 dagar måtte nedbøren ha ein hastigheit på 9,04 ml/min. Dette vart runda opp til 10 ml/min for å vere heilt sikre på at forsøket vart gjennomført innanfor tidsramma. Nedbørsimulatoren hadde 861 kanyler totalt. Av desse var det 170 kanyler som traff innanfor veggane på grøftekassa. Dette svare til 20 % av det totale antalet kanyler. Pumpa måtte dermed levere 50 ml/min. Hastigheita på pumpa var i rpm, så dermed vart eit utval hastigheitar undersøkt for å finne kva for pumpehastigheit som leverte rett volumstraum. Hastigheita som vart nytta i forsøket var 1,3 rpm, som gav ein volumstraum på 53,2 ml/min. Dette tilsvare ein nedbørintensitet på 1,4 mm/time. Sjå Tabell C.1 for oversikt over dei utvalde hastigheitane.

Tabell C.1: Bestemming av hastigheit på pumpa som leverte nedbør til nedbørsimulatoren. Den utheva raden var den hastigheiten på pumpa som gav nødvendig volumstraum over den gitte tidsperioden.

Hastigheit på pumpe (rpm)	Tid (min)	Volum (ml)	Volumstraum (ml/min)	Nedbørintensitet over grøfta (mm/time)
10	10	3990	399	10,6
5	10	2280	228	6,1
1,4	10	588	58,8	1,6
1,3	10	532	53,2	1,4
1,2	10	466	46,6	1,2
1	10	424	42,4	1,1

Vedlegg D. Tabellar for uraninkonsentrasjon

Tabell D.1: Tabell D.1a - D.1j syner uraninkonsentrasjonen i prøvetakingspunkt.

(a) Uraninkonsentrasjon for dag 0.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 0						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	1	246,5	247,4	103,3	85,8	

(b) Uraninkonsentrasjon for dag 1. Prøve 2-2 og 3-1 var ugyldig.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 1						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	3	-	4,4	102,5	155,2	
	2	3,1	-	220,8	413,1	493,7
	1	150,4	181,6	179,7	182,1	

(c) Uraninkonsentrasjon for dag 2. Prøve 4-1 var ugyldig.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 2						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	4	-	3,2	10,2	7,2	3,3
	3	0,2	9,4	16,2	11,5	
	2	87,2	97,4	163,4	242,4	323,2
	1	713,0	578,0	572,0	621,3	

(d) Uraninkonsentrasjon for dag 3.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 3						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	5	0,2	0,04	1,3	6,5	
	4	0,1	0,2	2,8	2,7	11,8
	3	0,1	1,3	3,0	7,0	
	2	35,8	98,7	189,0	278,3	374,1
	1	525,5	470,7	519,2	857,7	

(e) Uraninkonsentrasjon for dag 4.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 4						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	6	0,8	0,1		0,3	3,3
	5	0,3	0,04	0,3	6,4	
	4	0,4	0,3	0,3	1,9	14,3
	3	0,5	1,1	2,4	12,3	
	2	54,2	127,6	111,6	163,0	340,6
	1	411,7	596,3	759,5	805,0	

(f) Uraninkonsentrasjon for dag 6.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 6						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	7	0,5	0,7	2,9	5,0	
	6	0,7	0,5		2,7	3,2
	5	0,8	0,5	2,0	3,4	
	4	1,1	0,7	1,2	2,6	13,2
	3	2,1	3,4	11,0	14,0	
	2	82,5	106,7	122,5	167,0	180,9
	1	585,2	776,6	470,4	833,2	

(g) Uraninkonsentrasjon for dag 7.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 7						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	8	0,3	0,3	0,5	4,8	4,5
	7	0,3	0,2	4,0	4,5	
	6	0,4	0,3		5,2	4,5
	5	0,4	1,3	2,5	4,1	
	4	0,7	0,7	2,7	4,3	51,0
	3	0,9	3,0	5,7	36,8	
	2	61,3	130,4	101,0	183,9	190,9
	1	482,1	605,9	832,7	840,4	

(h) Uraninkonsentrasjon for dag 8.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 8						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	9	0,6	0,5	6,6	5,1	
	8	0,5	0,5	2,0	5,5	5,3
	7	0,7	0,6	7,0	4,4	
	6	0,7	0,8		6,9	5,1
	5	0,7	1,8	6,9	5,6	
	4	0,7	0,9	2,3	4,2	19,5
	3	1,3	2,7	3,3	31,8	
	2	56,0	104,2	86,7	134,5	178,1
1	567,4	530,4	862,0	900,0		

(i) Uraninkonsentrasjon for dag 9.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 9						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	10	1,0	0,3	0,4	6,8	5,4
	9	1,0	0,2	7,3	6,9	
	8	0,8	0,7	3,5	5,6	5,8
	7	1,2	0,6	7,4	5,6	
	6	1,1	0,7		4,5	7,0
	5	1,0	1,8	5,6	7,4	
	4	1,4	1,3	2,2	5,6	3,8
	3	1,1	2,8	4,6	14,9	
	2	41,1	66,7	71,6	97,1	151,8
	1	671,5	363,1	682,3	433,0	

(j) Uraninkonsentrasjon for dag 10.

Uraninkonsentrasjon [ppm] - Dag 10						
		Posisjon				
		1	2	3	4	5
Rad	10	1,1	0,2	0,4	2,9	8,4
	9	1,2	0,2	5,9	7,0	
	8	1,9	0,9	0,7	6,7	6,6
	7	2,1	0,7	4,6	6,9	
	6	1,3	1,6		6,1	7,6
	5	2,2	0,9	6,4	8,4	
	4	2,1	1,7	2,5	7,2	7,2
	3	2,0	2,4	4,6	6,3	
	2	55,4	109,8	65,5	84,0	118,7
	1	766,9	584,0	598,7	461,4	

Vedlegg E. Bilete av grøftesystemet



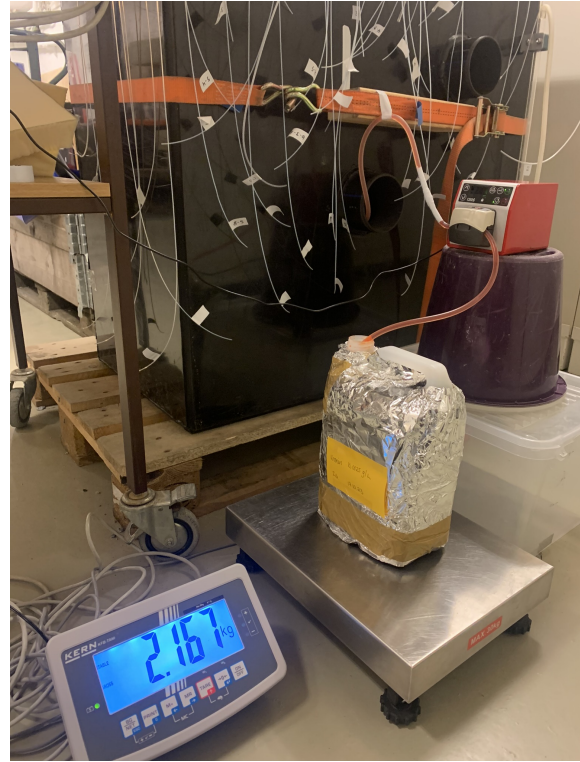
Figur E.1: Nedlegging av slanger til prøvetaking. Slangane vart ført ut til kanten av grøftekassa og opp langs veggen. Det vart nytta tommestokk for å måle opp plassering av punktet.



Figur E.2: Grøftekassa med slanger til prøvetaking. Slangane er markert med nummer i samhøve med Figur 2.2 og 2.3.



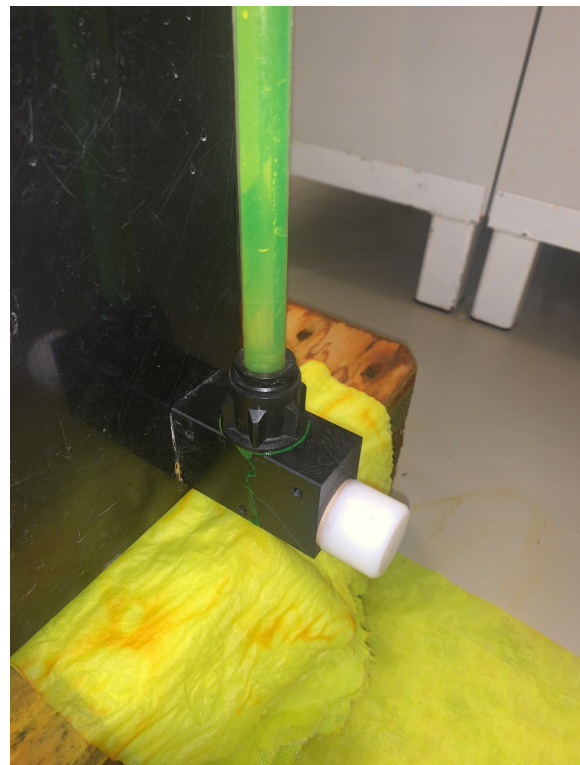
Figur E.3: Oppsett av pumpe. Pumpeslangen er kopla til lekkasjeholet i avløpsleidninga.



Figur E.4: Oppsett av pumpe. Pumpeslangen er kopla til lekkasjeholet i avløpsleidninga. Uraninløysinga vart pumpa frå ei kanne som stod på ei vekt.



Figur E.5: Stigerør som syner vassnivået med uraninkonsentrasjon i grøfta. I botn av grøftekassa er det plassert eit tappingspunkt.



Figur E.6: Det vart lekkasje i festepunktet til stigerøret.



(a)



(b)

Figur E.7: Lekkasje fra pumpe­slangen som vart kopla til lekkasjepunktet i av­løpsleidninga. Pumpe­slangen vart nytta til tilførsel av uranin.



(a)



(b)

Figur E.8: Oppsett av grøft med nedbørs­simulator. Presenning var satt opp for å hindre vassøl på golvet.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway