

# Deteksjon av fremmedvann i separatsystemer med isotoper

**Lars Solberg**

Bygg- og miljøteknikk

Innlevert: juni 2017

Hovedveileder: Sveinung Sægrov, IBM

Medveileder: Knut Alfredsen, IBM  
Maryam Beheshti, IBM

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Institutt for bygg- og miljøteknikk



## Prosjektbeskrivelse

Kandidat navn: Lars Solberg

Tittel: Deteksjon av fremmedvann i separatsystemer med isotoper

Oppstartsdato: 15.01.2017

Innleveringsfrist: 11.06.2017

Målinger i en rekke byer viser at separatsystemet for avløpsvann inneholder en betydelig mengde «fremmedvann», ofte 50-100 % sammenlignet med spillvanns mengde. Dette medfører forurensingstap via overløp der spillvannsnettene går over i fellessystem og en stor belastning på rensesanlegg slik at disse må bygges større.

En vesentlig del av innlekkingen er diffus og det er vanskelig å måle nøyaktig hvor den forekommer. Ved bruk av et sett med målemetoder vil det være mulig å skaffe en grov oversikt som kan være grunnlag for rehabilitering eller reparasjoner på ledningen.

I hovedplanen for avløp for Trondheim kommune for de kommende årene er reduksjon av innlekking av fremmedvann på spillvannsnettene en prioritert oppgave. Kommunen har identifisert to lokalområder som er særlig interessante for undersøkelser, Lykkjebekken ved Jonsvatnet og Hallset bydel. I tillegg har NTNU i samarbeid med kommunen instrumentert avløpssystemet i Risvollan forskningsfelt slik at målinger av innlekking på avløpsnettene er mulig der.

I et prosjekt utført høsten 2016 har kandidaten testet ut en metode basert på stabile isotoper for oksygen og hydrogenatomer i vann. Instrumentering for slike analyser er introdusert og kalibrert og det er gjort noen foreløpige karakteriseringer av vann fra Jonsvatnet og overvann fra Risvollan. Disse viser ulike isotopverdier, slik at det antas å være mulig å bruke metoden for identifikasjon av kilder til innlekking på avløpsnettene i Trondheim.

### Spesifisert oppgave:

- 1) Planlegge og gjennomføre innsamling av vannprøver fra grunnvann og fra spillvannsnettene ved Lykkjebekken, Hallset og Risvollan.
- 2) Etablere en metode for filtrering av vannprøver forurenset med partikulært stoff.
- 3) Hente prøver fra prøvestedene på flere tidspunkter og analysere disse mht. isotopverdier.

- 4) Presentere resultater og drøfte om metoden kan brukes ved måling av innlekking.
- 5) Planlegge og gjennomføre målinger av vannføring med renne og salt dosering i spillvannssystem på Risvollan.
- 6) Drøfte årsakene til innlekking i de tre feltene og foreslå konkrete tiltak.

**Assistanse:**

Professor Sveinung Sægrov, Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU vil være hovedkontakt for denne oppgaven, støttet av professor Knut Alfredsen. Daglig kontakt vil være PhD kandidat Maryam Beheshti.

## Sammendrag

Utgangspunktet for denne oppgaven er å definere egnetheten til en hittil lite utprøvd metode for lekkasjesøking i separate spillvannsledninger. Rent praktisk tar metoden utgangspunkt i å benytte stabile isotoper i ulike vannmolekyler som sporstoff. Et interessant aspekt ved metoden er det faktum at den er kvantitativ. Det innebærer en estimering av fraksjonen fremmedvann ut fra den totale spillvannføringen. Noe som igjen innebærer, ikke bare en definisjon av tilstanden på nettet, men en tallfestet konsekvens av tilstanden i form av en fraksjon uønsket vann. Dette gjør metoden velegnet for å lokalisere diffuse lekkasjer.

Gjennom en teoretisk innføring i prosessene som inngår i det hydrologiske kretsløp, er det redegjort for hvordan stabile isotoper lar seg benytte som sporstoff. Basert på tyngden av isotopene vil ulike områder få egen isotopkomposisjon som følge av fraksjonsmekanismer. Det vil potensielt gjøre det mulig å skille fremmedvann fra det originale spillvannet. I analysen er beregninger gjort ut fra forhold av de stabile isotopene 18-oksygen og deuterium. De har en korrelerende fordeling i naturen og blir betraktet som likeverdige i denne oppgaven.

Isotopmetoden krever homogenitet innad i kilden av fremmedvann og det opprinnelige spillvannet. En undersøkelse av overvann på Risvolla, Hallset og ved Lykkjebekken er gjennomført. Det er gjort rede for at innholdet, ved nedbør eller smelteperioder, har en annen komposisjon enn grunnvannet. Derfor er metoden kun egnet ved tørrværsforhold. I de nevnte områdene er det i tillegg tatt prøver av spillvannsledninger, med den hensikt å estimere fraksjonsmengde. Disse prøvene krever en velfungerende prosess for rensing før analyse. Et forslag til slik praksis er utarbeidet, sammen med prosesser for prøvetakning, oppbevaring av prøver og etter-prosessering av rådata. Analysene er utført ved hjelp av et Picarro L2130-i instrument. Resultatene produsert av analysatoren bærer preg av en mangel på presisjon, noe som skyldes en varierende injeksjonspuls av H<sub>2</sub>O. Det har likevel vært mulig å gjennomføre en infiltrasjonsbetraktning. Resultatene viser betydelige fraksjoner uønsket vann i de undersøkte ledningene. Så store andeler at videre undersøkelser bør vurderes. Riktig nok må det poengteres at usikkerheten av enkelte estimat er betydelige. Det skyldes, i tillegg til pulsvariasjon, at differansen mellom kildene er ulike mellom områdene. Det er nemlig et behov for tilstrekkelig avstand mellom komposisjonen av potensielt infiltrasjonsvann og opprinnelig spillvann. Denne differansen er varierende innad i Trondheim som følge av isotopisk ulik komposisjon i grunnvannet. Det viser at metoden totalt sett er egnet bedre noen steder enn andre.

## Abstract

The starting point of this thesis is to define the suitability of a so far barely used method for leakage detection in separate wastewater pipelines. The method is based on using stable isotopes in different water molecules as a tracer. An interesting aspect of the method is the fact that it is quantitative. It gives an estimate of the infiltrated water fraction based on the total amount of wastewater flow. Something that implies, not just a definition of the state of the sewer system, but the consequence of the conditions defined by the fraction of unwanted water. This makes the method suited for locating diffuse leakages.

Through a theoretical introduction in the processes that are a part of the hydrologic cycle, it is explained how stable isotopes can be used as tracers. Based on the weight of the isotopes, various locations will have their own isotopic composition as a result of fractionation mechanisms. This will potentially make it possible to separate potential infiltrating water from the original wastewater. In the analysis calculations are based on  $^{18}\text{O}$ -oxygen and deuterium. They have a correlating distribution in nature, and are considered equivalent in this thesis.

The stable isotope method requires internally homogeneity in the source of potential infiltrating water and the original wastewater. Sampling has been completed from stormwater pipes located at Risvollan, Hallset and nearby Lykkjebekken. The isotope concentration, in melting water and precipitation, proves to have a different composition than the groundwater. Therefore, the method is only suited for dry weather conditions. In addition, in the above-mentioned locations there has been taken samples from wastewater pipelines, with the intention of estimating fractional quantities. These samples require a well-working treating process before analysis. A proposal for such a practice has been made, together with processes for sampling, sample retention and post-processing of raw data. The analysis is carried out by using a Picarro L2130-i analyzer. The produced results suffer from a lack of precision, which is due to a varying  $\text{H}_2\text{O}$  injection rate. Still, it has been possible to carry out an infiltration evaluation. The results show significant fractions of infiltrated water in the pipes. The proportions are so substantial that further investigations should be considered. Though it has to be pointed out that the uncertainty of some estimates is large. This is because, in addition to pulse variation, the difference between the water sources are unequal between the locations. There is a requirement for sufficient distance between the compositions of potentially infiltration water and original wastewater. This difference varies within Trondheim due to isotopically different compositions in the groundwater. In general, it shows that the method is more suited for some areas than others.

## Forord

Denne masteroppgaven inngår som en avsluttende del av studieløpet ved instituttet for bygg- og miljøteknikk ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Arbeidet har blitt gjennomført våren 2017 i forbindelse med emnet TVM 4905.

Oppgaven tar utgangspunkt i lekkasjeproblematikk, hvor en relativt lite utforsket metode blir testet i Trondheim. Tidligere arbeid med metoden er i all hovedsak utført gjennom et forskningsprosjekt i regi av EU ved navn «Assessing infiltration and exfiltration on the performance of urban sewer systems», forkortet APUSS. Kunnskap hentet fra dette prosjektet danner grunnlaget for arbeidet utført i denne oppgaven.

Under prosessen har flere personer bidratt med nyttig kunnskap og god veiledning. Først og fremst ønsker jeg å takke hovedveileder professor Sveinung Sægrov for gode diskusjoner underveis i arbeidet. I tillegg vil jeg takke professor Knut Alfredsen for enkelte bidrag ved de tekniske sidene i oppgaven. En takk til Thuat Trinh og Trine Hårberg Næss for god støtte i laboratoriet, og PhD kandidat Maryam Beheshti for innføring i integrasjonsmetoden i forbindelse med vannføringsmåling.

Jeg vil i tillegg rette en takk til de som har bidratt med god rådgivning ved korrespondanse over mail. En takk til Picarro Inc., postdoktor Robert van Geldern ved FAU Erlangen-Nuremberg og professor Jean-Luc Bertrand-Krajevski ved INSA Lyon.

Sist, men ikke minst vil jeg rette en takk til mine medstudenter som har vært en del av hele prosessen.

# Innholdsfortegnelse

1	Innledning .....	1
1.1	Bakgrunn .....	1
1.2	Mål med oppgaven .....	2
1.3	Rapportens oppbygning .....	2
2	Fremmedvann .....	3
2.1	Fremmedvann .....	3
2.2	Kilder til fremmedvann .....	3
2.3	Ulemper ved lekkasje .....	6
3	Stabile isotoper som sporstoff for lekkasjesøking .....	8
3.1	Stabile isotoper i vann .....	8
3.2	Stabile isotoper som sporstoff .....	8
3.3	Fraksjonering .....	9
3.3.1	Fraksjonering under likevektforhold .....	9
3.3.2	Fraksjonering under ikke-likevekt (kinetisk) forhold .....	11
3.3.3	Molekylær diffusjon .....	12
3.3.4	Fraksjoneringsfaktor .....	13
3.4	Den hydrologiske syklus .....	14
3.4.1	Fordampning .....	14
3.4.2	Nedbør .....	16
3.5	Korrelasjon mellom $^{18}\text{O}$ og $^2\text{H}$ .....	18
3.6	Notasjon .....	19
3.7	Introduksjon av den stabile isotopmetoden .....	19
3.7.1	Isotopanalysatoren .....	21
3.8	Usikkerhet .....	23
4.	Metode ved bruk av isotoper som sporstoff .....	25
4.1	Analyseområder .....	25
4.1.1	Lykkjebekken ved Jonsvatnet .....	25
4.1.2	Selsbakkvegen og Hallsetreina, Hallset bydel .....	26
4.1.3	Risvollan forskningsfelt .....	27
4.2	Prøvetakning .....	28
4.2.1	Prosedyre for prøvetakning .....	29
4.2.2	Prosedyre for oppbevaring .....	30
4.3	Analyse .....	31
4.3.1	Prosedyre for rensing .....	31



4.3.2	Prosedyre for analyse .....	35
4.3.3	Prosessering av resultater .....	36
4.3.4	Kvantifisering av infiltrasjonsmengde med tilhørende usikkerhet.....	39
5	Måling av vannføring på Risvollan.....	42
5.1	Vannføringsmåling ved hjelp av integrasjonsmetoden .....	42
5.2	Metode .....	44
5.2.1	Prosedyre for vannføringsmåling på Risvollan .....	44
5.2.2	Prosedyre for utregning av vannføring.....	46
5.3	Resultater .....	47
5.4	Diskusjon .....	49
5.5	Konklusjon.....	53
6	Resultater ved bruk av isotoper som sporstoff.....	54
6.1	Presisjon i analyse .....	54
6.2	Korrelasjon mellom $^{18}\text{O}$ og $^2\text{H}$ .....	57
6.3	Sesongvariasjoner .....	57
6.4	Infiltrasjon .....	61
6.4.1	Hallset.....	61
6.4.2	Lykkjebekken.....	63
6.4.3	Risvollan.....	66
7	Diskusjon .....	74
7.1	Usikkerhet.....	74
7.2	Isotopforhold i prøvetakningsfeltene .....	77
7.3	Infiltrasjon .....	79
7.3.1	Homogenitetsforstyrrelse i grenseverdi.....	79
7.3.2	Hallset.....	81
7.3.3	Lykkjebekken.....	83
7.3.4	Risvollan.....	85
7.3.5	Felles evaluering .....	88
7.4	Årsak til innlekking og konkrete tiltak .....	89
8	Konklusjon.....	91
8.1	Anbefalt videre arbeid .....	92
	Referanser.....	93
	Appendiks A.....	97
	Appendiks B.....	99
	Appendiks C.....	110

## Figurer

Figur 3-1: Lagene hvor fordampning finner sted ved ikke-likevektbetingelser. Pilene illustrerer fluks for kondensasjon og fordampning mellom lagene (Clark and Fritz, 1997) .....	16
Figur 3-2: En forenklet fremstilling av breddegradseffektens påvirkning på isotopfordelingen (Lecture, 2013).....	16
Figur 3-3: CRDS-kammeret (Dennis, 2015) .....	21
Figur 3-4: Illustrasjon av «ring down» for en bølgelengde i dampen (rød-linje) og utenfor adsorpsjonsspekteret (blå-linje) (Picarro, 2016) .....	22
Figur 3-5: Feil og deres effekter: Feil ved analyse av en prøve. Gjennomsnittet av de analyserte prøvene tilsvarer $\mu$ (Muste et al., 2012) .....	23
Figur 4-1: Oversikt over område for prøvetakning ved Lykkjebekken .....	26
Figur 4-2: Oversikt over område for prøvetakning på Hallset .....	27
Figur 4-3: Oversikt over område for prøvetakning på Risvolla .....	27
Figur 4-4: 4-4a) Automatisk prøvetaker, Isco 3700, 4-4b) Perforert sil, 4-4c) Beholdere til prøvene, 4-4d) Prøvetaker for kum .....	29
Figur 4-5: Eksempel på en analyse med arbeidsstandarder for etter-prosessering .....	36
Figur 5-1: Skissert integrasjonsmetoden (Mosevoll et al., 1991) .....	43
Figur 5-2: Sporstoffkonsentrasjonen i målepunktet som funksjon av tiden etter dosering (Mosevoll et al., 1991) .....	43
Figur 5-3: Kartutsnitt fra Gemini VA av Risvolla forskningsstasjon med tre ulike doseringspunkt .....	45
Figur 5-4: Oppsett av sensorene i måletvernsnittet (Nordvåg, 2017).....	45
Figur 5-5: Plott av ukorrigert rådata.....	48
Figur 5-6: Vannføringskurve av ukorrigert rådata .....	48
Figur 5-7: Korrigert rådata. Fjernede målinger er registrert i tabell 5-1 .....	50
Figur 5-8: Korrigert vannføringskurve.....	50
Figur 5-9: Vannføringsmåling #14. Eksempel på forstyrrende utslag i ledningsevne.....	52
Figur 6-1: Konsentrasjonspuls av H <sub>2</sub> O hentet fra runde 9 .....	55
Figur 6-2: Gjentakende analyse av identisk prøve fra ulike ampuller innad i runde 1 før pulskorreksjon (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner) .....	56
Figur 6-3: Ukorrigert regresjonslinje av prøver fra alle tre prøvetakningsområder .....	57
Figur 6-4: Utvikling av <sup>18</sup> O i husholdningsvann fra Jonsvatnet over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	58
Figur 6-5: Utvikling av <sup>18</sup> O i overvannet og regnvannet på Risvolla over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner) .....	58
Figur 6-6: Utvikling av <sup>2</sup> H i overvannet og regnvannet på Risvolla over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	58
Figur 6-7: Utvikling av <sup>18</sup> O i Lykkjebekken over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	59
Figur 6-8: Utvikling av <sup>2</sup> H i Lykkjebekken over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	59
Figur 6-9: Utvikling av <sup>18</sup> O i husholdningsvann fra Benna over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	59
Figur 6-10: Utvikling av <sup>18</sup> O i overvannet på Hallset over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	60
Figur 6-11: Utvikling av <sup>2</sup> H i overvannet på Hallset over prøvetakningsperioden (feilfelt: $\sigma$ av injeksjoner).....	60
Figur 6-12: Fraksjon fremmedvann i Selsbakkvegen, Hallset (feilfelt: beregnet $\Delta X$ ).....	62
Figur 6-13: Fraksjon fremmedvann i Hallsetreina, Hallset (feilfelt: beregnet $\Delta X$ ) .....	62

Figur 6-14: Fraksjon fremmedvann ved Lykkjebekken (feilfelt: beregnet $\Delta X$ ) .....	64
Figur 6-15: Sommert nedbørsdata for de tre foregående dagene for datoene i tabellen .....	65
Figur 6-16: Nedbør og temperatur over perioden 16.09.2016 – 22.04.2017 .....	65
Figur 6-17: Målt isotopkomposisjon av $^{18}\text{O}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	67
Figur 6-18: Målt isotopkomposisjon av $^2\text{H}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	67
Figur 6-19: Målt isotopkomposisjon av $^{18}\text{O}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	68
Figur 6-20: Målt isotopkomposisjon av $^2\text{H}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	68
Figur 6-21: Målt isotopkomposisjon av $^{18}\text{O}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	69
Figur 6-22: Målt isotopkomposisjon av $^2\text{H}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	69
Figur 6-23: Korrigert diagram av målt isotopkomposisjon av $^{18}\text{O}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	70
Figur 6-24: Korrigert diagram av målt isotopkomposisjon av $^2\text{H}$ (stiplede linjer og feilfelt: $\sigma$ tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann).....	70
Figur 6-25: Beregnet fraksjon fremmedvann basert på $^2\text{H}$ (stiplede linjer: tilhørende usikkerhet $\Delta X$ ) .....	71
Figur 6-26: Beregnet fraksjon fremmedvann basert på $^{18}\text{O}$ (stiplede linjer: tilhørende usikkerhet $\Delta X$ ) .....	71
Figur 6-27: Spillvannshydrograf med gyldige infiltrasjonsvannføring basert på $^{18}\text{O}$ .....	72
Figur 6-28: Spillvannshydrograf med gyldige infiltrasjonsvannføring basert på $^{18}\text{O}$ .....	73
Figur 6-29: Gyldige verdier av infiltrasjonsvannføring basert på $^{18}\text{O}$ (feilfelt: beregnet $\Delta Q_{\text{inf}}$ ) .....	73
Figur 6-30: Gyldige verdier av infiltrasjonsvannføring basert på $^2\text{H}$ (feilfelt: beregnet $\Delta Q_{\text{inf}}$ ).....	73
Figur 7-1: Eksempel på plott av korrekt spredning av $\text{H}_2\text{O}$ konsentrasjon med 10 $\mu\text{l}$ sprøyte (Geldern, 2017) .....	75

## Tabeller

Tabell 5-1: Resultater av samtlige vannføringsmålinger .....	47
Tabell 5-2: Doseringsmengder av sporstoff .....	49
Tabell 6-1: Avvik mellom sann verdi av DEST og verdier av DEST kjørt i ulike runder korrigeret for drift og minne .....	54
Tabell 6-2: Kalibrerte arbeidsstandarder ved to ulike instrumentkalibreringer .....	55
Tabell 6-3: Runder korrigeret for ujevn konsentrasjonspuls av H <sub>2</sub> O.....	56
Tabell 6-4: Gjennomsnittlig differanse i isotopinnhold mellom grenseverdiene.....	60
Tabell 6-5: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann på Hallset .....	61
Tabell 6-6: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann ved Lykkjebekken.....	63
Tabell 6-7: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann på Risvollan .....	66
Tabell 6-8: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av infiltrasjonsvannføring 30. mars på Risvollan.....	72

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

I de separate spillvannsledningene kan mengden fremmedvann til tider være på høyde med spillvannføringen. I følge RIF (2015) har store deler av ledningsnettene manglende transportkapasitet, noe lekkasjeproblematikken er en sterk bidragsyter til. Det er derfor en kjensgjerning at en betydelig andel av avløpsnettene ikke tilfredsstillers dagens funksjonskrav. Med tanke på at nedbør vil øke i mengde, intensitet og hyppighet i årene som kommer (Keywan et al., 2011) er det overhode ikke forventet en reduksjon av infiltrasjonsmengder. I stedet vil presset på ledningsnettene og renseanleggene vokse ytterligere.

Ved å dempe innlekkingen av fremmedvann, vil avløpsnettene i Norge være mye bedre rustet til å takle klimaendringene, urbanisering og befolkningsvekst. For å oppnå en forbedret kapasitet er det nødvendig med rehabilitering av ledningene. Fornyelse og reparasjoner bør optimaliseres, og til dette formålet kreves det bruk av metoder for lekkasjedeteksjon.

Typisk vil infiltrasjon av fremmedvann komme inn i spillvannsystemet gjennom et stort antall diffuse kilder (Kracht et al., 2007). De nøyaktige lekkasjepunktene er vanskelig å oppdage, så det er gjerne mer hensiktsmessig å benytte en kvantitativ tilnærming. Det vil si metoder som er egnet for å finne mengden infiltrert vann i ledningene. Det finnes enkle beregningsmetoder for dette formålet (Ellis, 2001, Kracht et al., 2007), ulempen med disse er at de er basert på store forenklinger og har betydelig usikkerhet tilknyttet resultatene. Andre metoder som gjerne har bedre presisjon og mindre usikkerhet er bygd på analyse av sporstoff.

Kunstig tilsatt sporstoff er en mulighet, det samme er sporstoff som det ikke er nødvendig å tilsette. Sistnevnte vil si sporstoff som allerede er en del av den naturlige sammensetningen av spillvannet. I denne oppgaven vil en metode basert på den stabile isotopsammensetningen i vannet bli undersøkt nærmere. Metoden kvantifiserer den naturlige komposisjonen av de stabile isotopene 18-oksygen ( $^{18}\text{O}$ ) og deuterium ( $^2\text{H}$ ) i vannmolekylene. Disse isotopene er egnet som sporstoff ettersom de ikke lar seg påvirke av kjemisk og biologisk aktivitet, noe som gjør isotopmetoden gunstig for urbane forhold (Kracht et al., 2008).

## **1.2 Mål med oppgaven**

I denne oppgaven vil metoden bli brukt på tre ulike spillvannsledninger i Trondheim. En ved Lykkjebekken nært Jonsvatnet, en i Hallset bydel og en i forskningsfeltet på Risvollan. Det er ønskelig med de forutsetningene som ligger til grunn å påvise om metoden er egnet i disse tre områdene, og avgjøre fraksjonen av fremmedvann i de separate spillvannsledningene. Hvis metoden er egnet kan den være et viktig hjelpemiddel i lokaliseringen av diffus innlekking i regionen, og bidra til å bedre rehabiliteringsplanene.

### **Forskningsspørsmål:**

- Hvordan er mulighetene for å benytte seg av metoden basert på stabile isotoper som sporstoff i Trondheimsområdet?

## **1.3 Rapportens oppbygning**

Innledningsvis i kapittel 1 er det en presentasjon av bakgrunnen for studiet og en kortfattet innføring i metoden som er benyttet. I tillegg blir det lagt frem hva det er ønskelig å få ut av arbeidet. Med tanke på aktualiteten til metoden er det i kapittel 2 en innføring i hvilke utfordringer som finnes i dagens spillvannsnett og hvilke utfordringer nettet står ovenfor. Før så metoden med isotoper som sporstoff blir presentert i sin helhet i kapittel 3. Siden metoden er lite utbredt vil det i dette kapittelet være en grundig innføring i mekanismene bak hvorfor isotoper fordeler seg systematisk, men ulikt i hydrosfæren. Kapittelet tar også for seg hvilke forutsetninger som må ligge til grunn for at metoden kan benyttes, og hvordan fraksjonen fremmedvann kan kvantifiseres. Hvilke arbeid som er utført i forbindelse med å nå målsetningene fra kapittel 1.2, er lagt frem i kapittel 4. I kapittelet er det presentert prosedyrer som er utarbeidet for prøvetakning, oppbevaring, bearbeiding av prøvene, analyse og usikkerhetsberegning.

Med utgangspunkt i formler presentert i kapittel 3 og 4 er det mulig å bestemme en infiltrasjonsvannføring hvis vannføringen i spillvannsnettet er kjent. For dette formålet er det etablert en vannføringskurve for nettet på Risvollan. Utførelsen er presentert og diskutert i kapittel 5. Resultatene fra isotopanalysene, inkludert beregningen av infiltrasjonsvannføringen er lagt frem i kapittel 6. I kapittel 7 vil resultatene bli diskutert, forskningsspørsmålet belyst og det vil bli gjort en betraktning av tilstanden og mulige tiltak på ledningsstrekkeene i forsøksområdene. Avslutningsvis er konklusjonen plassert i kapittel 8.

## **2 Fremmedvann**

Det er en kjensgjerning at det ikke kun er rent spillvann som transporteres i separate spillvannsledninger. I dette kapitlet vil vann som utgjør den resterende fraksjonen bli presentert. Begrepet fremmedvann vil bli definert, og hvordan det har seg at slikt vann utgjør en bestanddel i avløpsledningene vil bli lagt frem. I tillegg vil det være en presentasjon av konsekvensene og de drivende faktorene til hvorfor det er lurt å bruke midler på å bekjempe denne uønskede fraksjonen.

### **2.1 Fremmedvann**

Alt annet vann enn spillvann produsert av ulike vannforbrukere betegnes som fremmedvann i en separert spillvannsledning. Det er vanlig å skille mellom begrepene innstrømning og infiltrasjon når man karakteriserer dette vannet. Disse begrepene forklarer hvordan vannet trenger inn i ledningsnettet, og summen av deres vannføring utgjør den totale mengden fremmedvann. Innstrømning er en betegnelse for direkte innsig i form av feilkoblinger og utette kumløkk. Infiltrasjon er på den andre siden rettet mot diffuse lekkasjer i form av utette skjøter og sprekker.

### **2.2 Kilder til fremmedvann**

Hvordan fremmedvann trenger inn i separate spillvannsledninger, uavhengig av om det er innstrømning eller infiltrasjon, kan oppsummeres i listen under (Schulz and Krebs, 2004, Houhou et al., 2010, Kracht et al., 2008, Ellis, 2010).

- Sprekker og brister i ledninger
- Defekte og løse rørsjøter eller kumringer
- Lekkasjer i private stikkledninger som fører vann fra husstander til offentlig nett
- Ødelagte påkoblinger tilhørende stikkledninger
- Feilkoblinger av gatesluk
- Feilkoblinger av taknedløp
- Feilkoblinger av dreneringsledninger
- Utette kumløkk
- Sump pumper

- Overløp fra overvannsavløp

Punktene legger frem de ulike årsakene eller forutsetningene for at avløpsnettene skal inneholde fraksjoner av fremmedvann. Sett bort fra de direkte feilene gjort i separatsystemer som er skyld i direkte innsig er det i all hovedsak forringelse av ledningsnettene som gir ekstern, og gjerne diffus, vanntilførsel. Hva som er med på å avgjøre om det oppstår en infiltrasjonshendelse og de eventuelle mengdene som da infiltreres er alderen på materiale, måten rørene ble lagt på, størrelsen på rørene, grunnforholdene rundt rørtraseene, trafikkforhold, vedlikehold, grunnvannsnivå og frysedybde (Schulz and Krebs, 2004). Mange steder har rørene passert sin produktive levealder og det burde vært foretatt utskiftning. Flere europeiske byer har rørledninger som er over 100 år (Ellis, 2001), i seg selv bør materialene holde så lenge, men i et bybilde med stor påkjenning av eksterne laster vil en slik levealder indikere større sannsynlighet for lekkasjer. Håndteringen av rørene fra produksjon, under transport og i anleggsprosessen har i flere tilfeller vært utilstrekkelig, eksempelvis står ikke 1950 -1970 frem som en periode med god anleggsstruktur i Norge (Sægrov, 2017). Dette gir ringvirkninger på antall lekkasjer i dagens rørnnett. På den tiden ble anleggsmaskiner i større grad tatt i bruk til grøftarbeidet. Massene som ble etterfylt ble ikke komprimert i tilstrekkelig grad, noe som resulterte i at lasten fra kjøretøyer kunne gi høy grad av defekter på rørene. Mangel på vedlikehold har forsterket lekkasjeproblematikken, og enkelte materialer brukt i rør har vist seg å være direkte uegnet. Eksempelvis har det vært store problemer med betongrør lagt før årene rundt 1970, etter den tid har veggtykkelsen blitt tredoblet. I den samme tidsepoken skjedde det og en forbedring av PVC rør, de som er lagt tidligere sprekker lett som følge av for lav bruddseighet. Uvitenhet eller undervurdering av trafikklast og ustabile geotekniske forhold har skapt brudd på ledninger. En annen årsak som kan gi store infiltrasjonsverdier er hvis avløpsrørene ikke blir lagt over grunnvannspeilet, noe det ikke alltid er mulig å unngå. I enkelte tilfeller vil også grunnvannsnivået endre seg. Variasjon i rørdimensjoner, samt vannføring gjennom ledd og kummer gir også større sannsynlighet for lekkasjer (Ellis, 2001).

Ved bruk av metoden som studeres i denne oppgaven vil det ikke være mulig å skille mellom vann som karakteriseres som enten innstrømning eller infiltrasjon. Derfor vil disse to begrepene bli betraktet som ett videre i teksten. Metoden vil ikke la seg benytte i et fellessystem, så fra og med kapittel 3 vil ordet avløpsledning vise til separate spillvannsledninger.



I tillegg til å skille mellom de konkrete årsakene for hvordan vann trenger inn i spillvannsledninger, slik gjort over, er det normalt å differensiere fremmedvannets opphav fra hverandre. Infiltrasjonsvannet kan ha fem ulike kilder; grunnvannsinfiltrasjon, elv induisert infiltrasjon, sjø induisert infiltrasjon, infiltrasjon som skyldes lekkasje på vannledning og regn-indusert infiltrasjon (Schulz and Krebs, 2004). Hvilken vannkilde som er den dominerende infiltrasjonskilden inn i avløpsrør vil variere fra sted til sted. Likevel kan den største andelen av fremmedvannstilførsel forklares ut fra; regn-indusert infiltrasjon og grunnvannsinfiltrasjon (Ellis, 2001). Den førstnevnte er hovedsakelig stor som en følge av den høye permeabiliteten på jorden rundt ledningene. Når ledningene har blitt lagt i grøften vil den etterfylte fyllmassen ha høyere permeabilitet enn omliggende jord. Nedbør vil kjappere drenere eller perkolere ned mot rørene som følge av dette. Hvis et rør i grøften har løse eller ødelagte ledd vil nedbøren trenge direkte inn i røret. Den andre kilden, som skyldes grunnvannsinfiltrasjon, er lekkasjeinnlekking som følge av forhøyet grunnvannsnivå. Det forhøyede grunnvannsspeilet er for øvrig gjerne sterkt tilknyttet nedbørsmengder og kan derfor gjerne tolkes dit hen at det blir karakterisert som regn-indusert infiltrasjon. Likevel er det flere årsaker til at det er klokt å ha et skille. Det er ikke alltid tilfelle at det er nedbøren som induserer grunnvannsendringene, og selv om det ofte er nedbørsperiodene som skaper problematikken, så er det gjerne det langvarige bidraget fra grunnvannstilsetet som kan betraktes som den direkte kilden. Som en følge av at grunnvannsnivået har økt og jorden er mett med vann kan det være liten effekt å reparere lekkasjer. Å fikse lekkasje et sted kan i stedet føre til ringvirkninger et annet sted hvor ledningen har en defekt, og til høyere innstrømning der (Schulz and Krebs, 2004).

Hvilke av de to kildene som skaper den dominerende infiltrasjonsmengden er uvisst, spesielt ettersom de kan være så nært beslektet. Ifølge Ellis (2001) er det regn-indusert infiltrasjon som er største bidragsyter til strømmingstopper i avløpsnett, mens det ifølge Houhou et al. (2010) gjerne er grunnvannet som dominerer den totale infiltrasjonsmengden. Selve rekkefølgen på infiltrasjon ved en intens nedbørsperiode er som oftest først avrenning fra tette flater, hvor det vil renne direkte inn i fellessystemet, og gjennom utette kummer og feilkoblinger i tillegg finne veien inn i separatsystemet. Så følger infiltrasjonen fra vannføringen gjennom grøfter, slik forklart ovenfor, før det til slutt vil skje en regnavhengig grunnvannsøkning (Ellis, 2001). Grunnvannet som bidragsyter kan vare i mange dager og gjerne betraktes som kronisk ettersom jorden bruker lang tid på «å nullstille» seg. For fellessystemer er innlekkingen gjerne lavest under regnperioden, ettersom rørene da er fulle, for så å bli høyest rett etter at regnet har falt.

### 2.3 Ulemper ved lekkasje

Avløpsnett får gjerne store problemer ved tilførsel av fremmedvann. I Nederland og Tyskland er det beregnet infiltrasjon- og innstrømningsverdier som gjerne utgjør 30 – 40 % av total vannmengde ført til renseanleggene (Schilperoort et al., 2007). I Storbritannia er det påvist infiltrasjonsmengder på 15 – 50 % av tørrværsavrenningen (Kracht et al., 2008). Disse verdiene understreker at mengden fremmedvann i spillvannsledningene utgjør en betydelig andel av den totale vannføringen. Som en følge av den betydelige fremmedvannmengden er det nødvendig at ledningene dimensjoneres for kapasiteter langt over hva det i utgangspunktet er behov for til transport av rent spillvann. Den uønskede vanntilførselen vil ikke være konstant, men i stedet variere stort. Det kan by på utfordringer for selvrensing ettersom kombinasjonen store dimensjoner og tidvis lav vannføring er lite gunstig.

Tilførsel av fremmedvann vil sørge for lavere effekt på avløpsrenseanleggene. Det vil bli ført ekstra store vannmengder til renseanleggene, spesielt ved lange nedbørsperioder. Dette fører til en overbelastning av forurensning tilført anleggene som igjen fører til dårligere kvalitet på det rensede vannet som føres ut i resipienten. Infiltrasjonsmengdene som stammer fra grunnvannet vil gjerne inneholde lite forurensning, og generelt har fremmedvann betraktelig bedre kvalitet enn spillvann. Det gjør at konsentrasjonen av forurensning ved store mengder fremmedvann ført til renseanlegg vil være meget fortynnet. En økning i grunnvannstand, gjerne som følge av nedbør, vil kunne gi økte vannmengder tilført renseanlegg flere uker i etterkant av hendelsen (Schulz and Krebs, 2004). For fellessystemer vil den økte vannmengden som følge av lange nedbørsperioder også ha lavere konsentrasjoner, sett bort fra first flush, og skape spesielt unødvendig stor belastning på renseanlegg for vannmengder som kunne blitt ført vekk på andre måter.

Økte pumpekostnader for vannmettede ledningsnett og kollaps av rør som en følge av påkjenningene, vil være andre resultat av lekkasjer (Ellis, 2001). I tillegg vil overløpene oftere tre i kraft og utslippene vil øke. Ved intense nedbørsperioder vil den hydrauliske kapasiteten til å ta overvann i fellessystemer bli redusert. Da vil tømmetiden på fordrøyingstankene være lav og man vil få større mengder urensset avløpsvann i overløp fra CSO ut i naturen (Schilperoort et al., 2007). Selv ved tørrværsavrenning vil overløp være tilfelle for både felles- og separatsystem hvis det er høyt grunnvannsnivå.

Kracht and Gujer (2006) hevder at så mye som over 50 % av vannet i avløpsledninger kan være infiltrert grunnvann. I urbane strøk, som bevist i mange europeiske byer (Kracht et al., 2008),

vil en direkte følge av slik infiltrasjon være at grunnvannsnivået senkes. Det skyldes at det i liten grad er tilsig til grunnvannet i urbane strøk som følge av den store andelen ugjennomtrengelige flater, og jorden vil tappes for vann gjennom permeable avløpsrør. Slik problematikk vil kunne resultere i setningsproblemer for bygninger, synkehyll og innkommende sedimenter i rørene. Sistnevnte krever mye vedlikehold.

At kapasiteten flere steder allerede er mettet, gjør at dagens system ikke er egnet for utfordringene transportnett og renseanleggene står ovenfor. I tiden fremover vil belastningen på hele avløpssystemet øke ytterligere som følge av klimaendringer som vil innebære en vekst i regn-indusert infiltrasjon, befolkningsvekst og økende urbanisering (RIF, 2015, Keywan et al., 2011).

Avhengig av tilstanden på rørene og hvor de er plassert i forhold til grunnvannet vil vann enten infiltrere inn i dem, eller avløpsvann vil eksfiltrere ut til omliggende jord. Slik invers infiltrasjon eller utlekking vil skje når ødelagte rør ligger over grunnvannsspeilet. Altså er det en forutsetning at det må være en umettet sone for at eksfiltrasjon vil finne sted. Der hvor grunnvannsnivået varierer, ligger både over og under røret, vil det kunne være mye eksfiltrasjon. Det skyldes at etter det har vært infiltrasjon vil så eksfiltrasjonen øke over en periode før den igjen synker og stabiliseres på et noe lavere nivå (Schulz and Krebs, 2004). Slik eksfiltrasjon vil gi økt grunnvannsforurensning. Det er farlig for mennesker og miljø siden det direkte kan påvirke drikkevannskilder (Kracht et al., 2008). Sjelden utgjør eksfiltrasjon mer enn en ytterst liten prosentandel av avløpsvannet, men det kan likevel påvirke den videre utnyttelsen og bruken av vannet i nedslagsfelt (Ellis, 2001).

### **3 Stabile isotoper som sporstoff for lekkasjesøking**

Dette kapittelet vil være en presentasjon av bakgrunnen for hvordan stabile isotoper lar seg benytte som sporstoff, og hvordan det er mulig å benytte isotopene til å bestemme fraksjonen fremmedvann i spillvannsledninger. Det vil i tillegg være en introduksjon til hvordan analyseapparatet opererer for å avgjøre isotopforholdet i vannprøvene, og hvilke feilkilder som må betraktes ved en slik analyse.

#### **3.1 Stabile isotoper i vann**

En isotop er et atom med likt antall protoner og elektroner, men varierende mengde nøytroner (Kendall and Caldwell, 1998). Det vil si at alle isotoper av samme grunnstoff har samme atomnummer, men ulikt innhold av nøytroner. Vannmolekylet består som kjent av to grunnstoff, hydrogen og oksygen. Hydrogen har tre isotoper,  $^1\text{H}$ ,  $^2\text{H}$  (evt. D) og  $^3\text{H}$ , hvor de to førstnevnte er stabile. Av oksygen finnes det hele elleve isotoper, men kun de følgende er stabile  $^{16}\text{O}$ ,  $^{17}\text{O}$  og  $^{18}\text{O}$  (Ellis and Bertrand-Krajewski, 2010, Clark and Fritz, 1997).

Gat and Gonfiantini (1981) presenterer alle vannmolekylene de stabile isotopene kan gå sammen og danne. Alle disse molekylene finnes naturlig i vann, men det er i hovedsak tre som er dominerende;  $\text{H}_2^{16}\text{O}$ ,  $\text{HD}^{16}\text{O}$  og  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  (Dansgaard, 1964, Gat and Gonfiantini, 1981).

#### **3.2 Stabile isotoper som sporstoff**

Det er de stabile isotopene som er egnet som sporstoff. Ustabile isotoper, eksempelvis tritium, er radioaktive. De vil spontant kunne endres til en mer stabil form ved å emitte  $\alpha$ - eller  $\beta$ -partikler, såkalt radioaktiv nedbrytning (Dawson and Brooks, 2001, Kendall and Caldwell, 1998). En slik forandring vil ikke skje med stabile isotoper. Oppførsel deres kan i stedet betraktes som konservativ, noe som innebærer at de er både kjemisk og biologisk stabile. Effekter i avløpsvann som for eksempel adsorpsjon til partikler, pH-variasjon, kjemikalier og temperaturvariasjon vil ikke ha noen form for påvirkning på sporstoffet (Schilperoort et al., 2007, Kracht et al., 2008).

Det finnes andre naturlige fraksjoner i avløpsvannet som kan benyttes som sporstoff, eksempelvis COD og P. Disse har ikke de samme konservative egenskapene som stabile isotoper. Konsentrasjonen av disse stoffene kan la seg påvirke av spillvannets innhold og

karakteristikk, for eksempel reagere med andre partikler (Gray, 2012). I tillegg varierer fraksjonen av slike sporstoff med type spillvann som blir produsert, noe som kan gi feilestimat ved tolkning av konsentrasjonsvariasjoner og infiltrasjonsvannføring. For stabile isotoper er dette en problemstilling som ikke er aktuell.

Når det kommer til bruk av kunstig tilsatt sporstoff er det spesielt et par trekk det må bli tatt hensyn til ved benyttelse av disse, men som er uaktuelt for stabile isotoper. Salter, tritium og fargesporstoff har den ulempe at de kan forstyrre miljøet (Koeniger et al., 2010). Det gjør det nødvendig med en balansegang ved doseringen. En avveining mellom å tilsette tilstrekkelig mengde slik at konsentrasjonen av sporstoffet er målbart, mot det å minimalisere miljøpåvirkning. I tillegg behøver stoffene et punkt hvor de tilsettes (Robinson et al., 2014, Stewart and Kszos, 1996).

### **3.3 Fraksjonering**

I vannets kretsløp vil stabile isotoper bli fordelt av ulike meteorologiske prosesser. Prosessene vil skape en variasjon i konsentrasjon av isotoper i hydrosfæren. Helt fundamentalt for komposisjonen av isotopene, er termodynamisk fraksjonering. Slik fraksjonering kan deles inn i likevektprosesser og prosesser hvor reaksjonsraten ikke er identisk i begge retninger, såkalte kinetiske prosesser.

I dette kapittelet vil det bli presentert tre ulike termodynamiske reaksjoner for fraksjonering av isotoper. Det er fraksjonering under likevektforhold, ikke-likevektforhold og molekylær diffusjon. Det er ønskelig å ta en nærmere presentasjon av disse prosessene for å få en forståelse for mekanismene i den hydrologiske syklusen. I de tilfeller det er nødvendig med eksemplifisering er dette gjort i lys av prosessene i vannets kretsløp.

#### **3.3.1 Fraksjonering under likevektforhold**

De forskjellige isotopvariasjonene av et grunnstoff har ulik masse. Når isotopene går sammen og danner et molekyl, eksempelvis  $H_2O$ , vil molekylets vekt avhenge av isotopkomposisjonen. Ved energinivået i grunntilstanden til et molekyl, zero-point energy (ZPE), vil vibrasjonsenergien variere med ulike isotoper av samme element (White, 2013). Denne energien vil avhenge av vekten og slik vil det og være for molekyler ved høyere energinivå. Sammenhengen mellom vekt og molekylers vibrasjonsenergi kan forklares ut fra teori om harmonisk oscillasjon, formel 3-1 og 3-2 (White, 2013). Formlene er tatt med for å illustrere

denne sammenhengen og vise hvordan et molekyls vibrasjonsenergi kan bestemmes ved utregning. De tyngre molekylene (les: vannmolekyl) vil ha lavere vibrasjonsenergi enn de lette. Molekylene med lavest vibrasjonsenergi vil danne de sterkeste båndene både internt, henholdsvis sterke kovalente bindinger mellom atomene, og seg imellom, henholdsvis hydrogenbindinger (Mook, 2006). Bindingsenergien mellom to partikler tilsvarer barrieren mot separasjon, for å bryte barrieren må den kinetiske energien overstige dissosiasjonsenergien (Mook, 2006, White, 2013). En fraksjoneringsprosess ved likevektforhold er bygd på ulikhet i bindingsstyrke mellom lette og tunge isotoper. De sterke båndene mellom de tyngre partiklene vil kreve mer energi å bryte opp enn for tilsvarende bindinger blant de lette partiklene. Derfor vil molekyler med lette isotoper reagere raskest (Clark and Fritz, 1997, Scholl et al., 2011).

$$E_{vibrasjon} = \frac{1}{2} h v \quad (3-1)$$

$$v = \frac{1}{2\pi} \sqrt{\frac{k}{m}} \quad (3-2)$$

$E_{vibrasjon}$  - molekylets vibrasjonsenergi [J]

$h$  - Plancks konstant [ $6.63 \cdot 10^{-34}$  Js]

$v$  - vibrasjonsfrekvens [Hz]

$k$  - kraftkonstant [N/m]

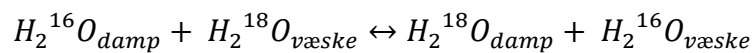
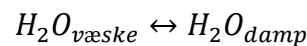
$m$  - redusert masse til molekylet [kg]

I forbindelse med den hydrologiske sirkel representerer damptrykket styrken til hydrogenbindingene mellom vannmolekylene, eller sagt på en annen måte energien som kreves for å bryte disse båndene. Hastigheten på en fysisk reaksjon er avhengig av damptrykket (Clark and Fritz, 1997). Damptrykket kan betraktes som hvor mange molekyler som ønsker å fordampe, og blir derfor en funksjon av temperatur, masse og bindingsstyrke. Det vil si at høy temperatur, svake bindinger og lav molekylvekt vil gi økt damptrykk (Clark and Fritz, 1997).

Grunnlaget for en kjemisk og fysisk likevekt er at reaksjonen vil skje i begge retninger med samme hastighet (Clark and Fritz, 1997), det vil si at reaksjonsraten vil være identisk i begge retninger for like molekyler, eksempelvis vannmolekyler, med en bestemt molekylstruktur. Derimot vil reaksjonshastigheten blant vannmolekyler med forskjellig isotopsammensetning, såkalte isotopforbindelser, variere som følge av ulikt damptrykk, slik beskrevet i forrige avsnitt

(White, 2013, Clark and Fritz, 1997). Altså vil hastigheten til  $H_2^{18}O$  og  $H_2^{16}O$  være ulik. Mellom faseovergangen væske-damp vil dette resultere i en u proporsjonal anrikning av  $^{16}O$  og  $^{18}O$  i gassfasen. Tatt i betraktning at de lette isotopene også vil bevege seg kjappere reversibelt enn de tyngre, vil likevel akkumulasjonen i atmosfæren av  $^{16}O$ -fraksjonen være større enn  $^{18}O$ -fraksjonen som følge av førstnevntes høyere damptrykk (Clark and Fritz, 1997). Denne prosessen er et eksempel på likevektfraksjonering.

Fraksjoneringsfaktoren,  $\alpha$ , til en likevektprosess er nært relatert til likevektkonstanten (White, 2013, Mook, 2006). Faktoren uttrykkes som et forhold mellom reaktant og produkt, hvor både reaktant og produkt er uttrykt som et forhold mellom sjeldne- og rikelige isotoper. Eksempelvis raten av tunge isotoper, enten  $^{18}O$  eller  $^2H$ , over lette,  $^{16}O$  eller  $^1H$ , mellom fasene vann og vanndamp (Clark and Fritz, 1997). En slik fysisk reaksjon er illustrert under, disse formlene vil ikke bli benyttet senere i oppgaven.



$$\alpha^{18}O_{v\ddot{a}eske-damp} = \frac{(^{18}O/^{16}O)_{v\ddot{a}eske}}{(^{18}O/^{16}O)_{damp}} \quad (3-3)$$

### 3.3.2 Fraksjonering under ikke-likevekt (kinetisk) forhold

Kjemiske prosesser trenger ikke nødvendigvis å være likevektreaksjoner. Det kan i stedet være reaksjoner som er lite reversible eller totalt irreversible. Med andre ord prosesser som gjerne er ufullstendige, enveis og akselererte (White, 2013, Clark and Fritz, 1997). Dette er tilfelle ved kinetisk fraksjonering.

Kinetisk fraksjoneringsprosesser oppstår når et system ikke er i termodynamisk likevekt. Det er flere forhold som kan føre til dette. Det kan være en brå endring av temperatur, grad av salt i vannet, ekstra tilførsel av reaktant eller fysisk adskillelse mellom reaksjonsproduktet og reaktant. Sistnevnte skyldes, i forbindelse med vannets kretsløp og fordampning, gjerne vindeffekter ved vannoverflaten som skiller vanndamp fra vannet (Clark and Fritz, 1997, Kendall and Caldwell, 1998, Mook, 2006). I den hydrologiske syklusen er det spesielt

luftfuktighet som har størst innvirkning på hvilken grad av isotopfraksjonering som vil finne sted (Clark and Fritz, 1997). Mer om dette i kapittel 3.4.1.

Som nevnt i kapittel 3.3.1 vil molekyler med tunge isotoper være mer stabile og kreve mer energi for å splittes opp enn molekyler med lette isotoper. Denne ulikheten i bindingsstyrke, som for øvrig er grunnlaget for fraksjonering ved likevektforhold, kan også lede til kinetisk fraksjonering (White, 2013). I de tilfeller hvor reaksjonen når reversibel likevekt vil produktet kunne bli både tyngre og lettere enn reaktanten. Til kontrast vil det i de tilfeller hvor reaksjonen ikke når likevekt normalt oppstå en konsentrasjonsoppsamling av lette isotoper som produkter i den kjemiske prosessen (Kendall and Caldwell, 1998). Det er en følge av at bindingene til de lette isotopene enklere blir brutt, og derfor vil reagere hurtigere enn tyngre isotoper av samme element (White, 2013).

Reaksjonsratekonstanten eller hastighetskonstanten,  $K$ , beskriver hvor kjapt bindingene blir brutt i et molekyl. Derfor vil fraksjoneringsfaktoren for kinetiske reaksjoner mellom to faser, eksempelvis vann fra væske til damp, være forholdet mellom hastighetskonstantene til to molekyler med ulik isotopsammensetning (White, 2013). For eksempel;  $H_2^{18}O$  som den tunge fraksjonen med tilhørende rate  $K_b$  og  $H_2^{16}O$  som den lette fraksjonen med tilhørende rate  $K_a$ . Formel 3-4 illustrerer denne sammenhengen.

$$\alpha = \frac{K_b}{K_a} \quad (\text{White, 2013}) \quad (3-4)$$

En annen fraksjoneringsprosess som også er kinetisk er molekylær diffusjon. Like molekyler, eksempelvis vannmolekyler, i gassfase med lik kinetiske energi, men ulik isotopkomposisjon vil diffundere med forskjellig hastighet som følge av deres masseforskjell (White, 2013). Denne prosessen står nærmere beskrevet i kapittel 3.3.3.

### 3.3.3 Molekylær diffusjon

Dette er en fraksjoneringsprosess utenfor likevekt som finner sted ved diffusjon av molekyler over en konsentrasjonsgradient (Clark and Fritz, 1997). Effekten er basert på ulik molekylmasse som følge av variasjon i vektforskjell mellom isotoper av samme element. Diffusjonshastigheten til et molekyl følger formel 3-5, og er avhengig av temperatur i tillegg til masse. Den molekylære diffusjonen vil ikke bli fullt så stor som formel 3-5 tilsier ettersom formelen er basert på ideell gass, uten å ta hensyn til kollisjoner og krefter mellom molekyler (White, 2013). I gassfase kan den kinetiske energien til alle vannmolekyler forenklet betraktes



som identisk (White, 2013). Ved å kombinere formel 3-5 og 3-6 vil fraksjoneringsfaktoren bli et forhold mellom diffusjonshastighet til ulike molekyler, som igjen tilsier at faktoren blir en funksjon av massen. Lette molekyler vil få en høyere diffusjonshastighet enn de tyngre molekylene, og det er dette som er drivkraften i fraksjoneringsprosessen (Scholl et al., 2011). Formlene 3-5 og 3-6 er tatt med i oppgaven kun for en illustrativ tilnærming.

$$v = \sqrt{\frac{kT}{2\pi m}} \quad (\text{Clark and Fritz, 1997}) \quad (3-5)$$

$$\alpha_{m^*-m} = \frac{\sqrt{\frac{kT}{2\pi m^*}}}{\sqrt{\frac{kT}{2\pi m}}}, m^* > m \quad (\text{Clark and Fritz, 1997}) \quad (3-6)$$

### 3.3.4 Fraksjoneringsfaktor

Fraksjoneringsfaktoren er forholdet mellom to isotopforhold. Siden  $\alpha \approx 1$  er det mer vanlig å uttrykke avviket av  $\alpha$  fra 1, som et uttrykk for fraksjoneringsgraden. Bruker da i stedet separasjonsfaktor,  $\varepsilon$  (Mook, 2006). Utrengningen av separasjonsfaktoren er vist i formel 3-7, formelen er tatt med for en illustrativ tilnærming.

$$\varepsilon = (\alpha - 1) \cdot 10^3 = \left( \left( \frac{R_{reaktant}}{R_{produkt}} \right) - 1 \right) \cdot 10^3 \quad (3-7)$$

- $\varepsilon = 0$  – det vil ikke være fraksjonering. Isotopene er fordelt likt mellom de to fasene, reaktant og produkt.
- $\varepsilon > 0$  – berikning av tyngre isotoper hos reaktant.
- $\varepsilon < 0$  – berikning av tyngre isotoper hos produkt.
- $R =$  isotopforhold,  $R = (\text{tallrikhet av sjeldne isotoper})/(\text{tallrikhet rikelige isotoper})$

Ved en faseovergang vil den totale separasjonsfaktoren tilsvare summen av likevektsepareringsfaktor og den kinetiske separeringsfaktoren (Clark and Fritz, 1997, Skrzypek et al., 2015, Gibson and Reid, 2010, Froehlich et al., 2005). Altså separeringsfaktoren til alle de tre nevnte fraksjoneringsmetodene.

### 3.4 Den hydrologiske syklus

Vann finnes i tre faser i den hydrologiske sirkelen, som fast stoff i form av snø og is, væske i form av flytende vann og vanndamp. For å få en forståelse av hva som gjør det mulig å benytte isotoper av oksygen og hydrogen som sporstoff er en beskrivelse av overgangen mellom disse fasene essensielt. Reaksjonene fra kapittel 3.3.1 – 3.3.3 vil finne sted i faseendringer som skjer i atmosfæren, eksempelvis fordampning og kondensering (Horita and Wesolowski, 1994), som er de to faseovergangene som vil bli omtalt nærmere i dette kapitlet.

Presentasjonen av vannbalansen i dette kapitlet vil ta for seg fordampning fra havet og produksjon av nedbør som følge av luftmassenes vei innover kontinentet. Dette er en noe forenklet fremstilling av syklusen ettersom isotopinnholdet i ferskvannsreservoar også vil la seg påvirke av re-fordampning, miksing i atmosfæren, snø- og is akkumulasjon i tillegg til smelting (Clark and Fritz, 1997).

#### 3.4.1 Fordampning

Fraksjonering mellom væske og vanndamp er det første steget i den endelige isotopfordelingen av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  i ulike reservoarer. Når vann fordamper skjer det en transport av fluks av væske til damp. Det motsatte er tilfelle for kondens. Ved oppstart av fordampningsreaksjon i en tørr atmosfære og ved konstant temperatur vil den initiale fluksen for fordampning,  $J_f$ , være større enn fluksen for kondens,  $J_k$  (Clark and Fritz, 1997). For at et vannmolekyl skal kunne fordampe må hydrogenbindingene mellom molekylene brytes, dette er avhengig av damptrykket. Se kapittel 3.3.1 for nærmere beskrivelse av molekylenes bindingsstyrke og hva som gir økt damptrykk. Som en følge av økende damptrykk vil konsentrasjonen av vannmolekyler i gassfase øke, og følgelig vil luftfuktigheten stige. Når den relative luftfuktigheten stiger til omtrent 100% vil også den reverserte reaksjonen øke,  $\Delta J_k > 0$  inntil likevekt er innstilt mellom  $J_f$  og  $J_k$  ( $J_f = J_k$ ) (Clark and Fritz, 1997).

Reaksjonshastigheten til et vannmolekyl er avhengig av molekylets isotopkomposisjon. Med andre ord vil en likevektfraksjoneringsprosess ved faseovergangen væske-damp være avhengig av molekylmasse. Fordampningsfluksen til de lette molekylene vil være større enn for de tyngre. Eksempelvis vil  $^{18}\text{O}$ -H bindingene mellom molekylene være sterkere enn  $^{16}\text{O}$ -H bindingene. Da vil  $\text{H}_2^{16}\text{O}$  ha høyere damptrykk enn  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  og  $^{16}J_f > ^{18}J_f$ . Resultatet er en større fraksjon av  $^{16}\text{O}$  i forhold til  $^{18}\text{O}$  i troposfæren (Clark and Fritz, 1997, White, 2013). Troposfæren

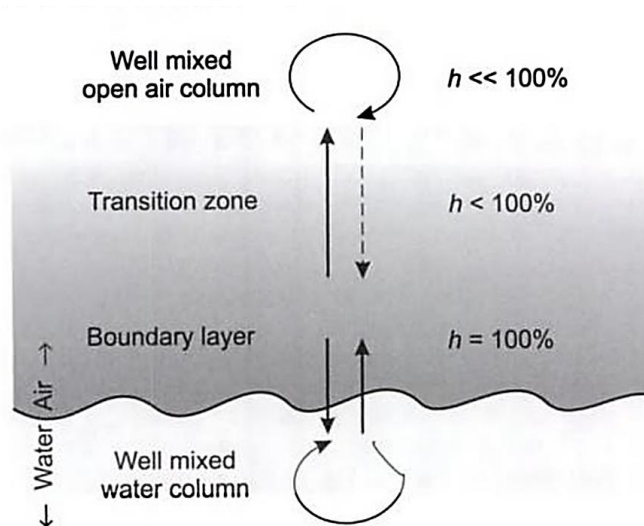
er den delen av atmosfæren som er nærmest jorden og som inneholder alt av vær, noe som betyr at alt av vanndamp befinner seg innenfor denne sonen.

Isotopfraksjonering skjer gjennom termodynamiske reaksjoner. Det vil si at temperatur har innvirkning på fraksjoneringsprosessene. Når temperaturen i vannet øker, så øker også den kinetiske vibrasjonsenergien i vannmolekylene. Det resulterer i at bindingene mellom molekylene blir svakere, og isotop-/molekylmassen får mindre å si for mengden vann som fordampes. Den totale fordampningen fra havet vil stige, men likevektfraksjoneringsprosessen vil svekkes,  $\alpha$  vil gå mot 1 (Clark and Fritz, 1997, White, 2013, Mook, 2006).

Overgangen av vann fra flytende form til damp i atmosfæren kan settes opp som en funksjon av flere steg. Over vannoverflaten ligger det et tynt lag som er vannmettet og i isotopisk likevekt med havet, det såkalte «grenselaget» (boundary layer). Se figur 3-1. Vannets neste steg er «overgangslaget» (transition zone) før det til slutt når atmosfæren. Det er i overgangslaget at molekylær diffusjon vil finne sted, og at ikke-likevektprosesser oppstår (Clark and Fritz, 1997, Gat and Gouffon, 1981). Molekylær diffusjon er beskrevet i kapittel 3.3.3. Kort oppsummert vil denne fraksjoneringsprosessen anrike atmosfæren med en større fraksjon lette vannmolekyler ( $\text{H}_2^{16}\text{O}$ ) enn andel tyngre molekyler ( $\text{D}^{16}\text{O}$ ,  $\text{H}_2^{18}\text{O}$ ) som følge av ulik diffusjonshastighet.

Når det er høy relativ luftfuktighet, omtrent 100%, vil det ikke være noen molekylær diffusjon siden diffusjonen gjennom overgangslaget vil være tilsvarende stor i begge retninger. Likevektfraksjonering, slik beskrevet tidligere i dette kapitlet, vil da være den dominerende prosessen. Mer typisk er at den relative luftfuktigheten er lavere enn 100% og systemet er ute av kjemisk og fysisk likevekt (Kendall and Caldwell, 1998). Når luftfuktigheten er lav vil det etableres et stabilt diffusjonsregime hvor molekylær diffusjon vil finne sted (Clark and Fritz, 1997).

Ikke-likevektfraksjoneringsprosesser vil ikke påvirkes på tilsvarende måte som likevektreaksjoner ved temperaturendring. En stigende fordampning, som gjerne skyldes temperaturøkning, vil begrense utvekslingen mellom vann og vanndamp noe som vil hindre isotopisk likevekt. Resultatet av dette er at likevektfraksjonering vil vike til fordel for kinetiske reaksjoner. Økt temperatur i luften vil også øke luftens kapasitet til å holde på vanndamp, det vil si senke den relative luftfuktigheten. Ved lav luftfuktighet vil utvekslingen mellom vann og vanndamp bli minimalisert, slik beskrevet over, og fordampning vil i stigende grad bli basert på en ikke-likevektprosess (Clark and Fritz, 1997).



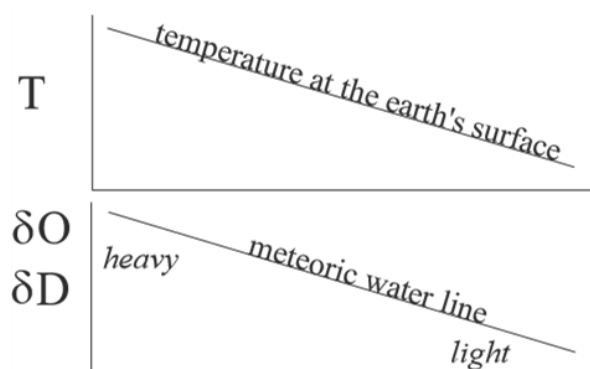
Figur 3-1: Lagene hvor fordampning finner sted ved ikke-likevektbetingelser. Pilene illustrerer fluks for kondensasjon og fordampning mellom lagene (Clark and Fritz, 1997)

### 3.4.2 Nedbør

Den eneste måten å produsere nedbør på er ved nedkjøling av vanndamp. Dampen vil da kondensere for så å falle som regndråper fra skyene. Det er når temperaturen senkes slik at luftfuktigheten blir på 100%, at kondensasjon vil skje. Vanndampen kondenserer for å opprettholde termodynamisk likevekt, det resulterer i at nedbørsskyer vil bli dannet og regn vil falle. Denne prosessen inntreffer ved det såkalte duggpunktet. Hvis i stedet temperaturen stiger eller stabiliseres, vil det ikke dannes kondens og luftfuktigheten vil synke (Clark and Fritz, 1997, Kendall and McDonnell, 2012)

Isotopforholdet av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  vil variere i nedbøren med hensyn på tid og sted, og gi ferskvannskilder et karakteristisk innhold. Fordelingen drives av to globale temperaturbaserte effekter, breddegrads- og kontinentaleffekt. Disse blir presentert nedenfor sammen med de lokale effektene, høyde- og sesongvariasjon.

**Breddegradseffekt:** Dansgaard (1964) presenterer et forhold mellom temperatur på jordoverflaten,  $T$ , og gjennomsnittlig innhold av  $\delta^{18}\text{O}$  og  $\delta^2\text{H}$  i nedbør ( $\delta$  er forklart i kapittel 3.6). I følge observasjonen vil nedbør ved høyere breddegrader ha lavere innhold av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  (Benjamin et al., 2005, Clark and Fritz, 1997). Temperaturgradienten fra ekvator



Figur 3-2: En forenklet fremstilling av breddegradseffektens påvirkning på isotopfordelingen (Lecture, 2013)

til polene og T- $\delta$  forholdet langs breddegradene er illustrert i figur 3-2, størrelsen på effekten vil variere med tiden på året. Avvik fra breddegradseffektene skyldes kontinentale effekter og havstrømninger (Clark and Fritz, 1997).

**Kontinentaleffekt:** Vanndamp som beveger seg fra havet og innover land vil bli omgjort til nedbør. Varierende topografi og ekstreme temperaturer vil sørge for en spesifikk isotopfordeling for ulike landområder. Varierende topografi gir rot for den såkalte høydeeffekten, som er en lokal effekt som finner sted på kontinentet. Vanndamp som blir presset opp av en stigning i terrenget vil kjøles ned og regn produseres. Desto høyere over havet landskapet og luftmassen befinner seg, desto lavere vil temperaturen være og desto mer fortynnet vil nedbøren bli for tunge isotoper. Utarming varierer mellom -0,15‰ til -0,5‰ per 100-m stigning for  $^{18}\text{O}$  og -1‰ til -4‰ per 100-m stigning for  $^2\text{H}$  (Clark and Fritz, 1997). Nedbør på kontinentet vil ha isotopvariasjoner over året som en følge av store sesongvariasjoner i temperatur, det vil si at det stabile isotopfingeravtrykket til et spesifikt reservoar vil kunne endre seg over en sesong. Landområdene lengre inn i landet vil oppleve større sesongvariasjoner enn kystnære områder som følge av større temperaturekstremmer, man kan si at størrelsesorden av sesongeffekten øker med områdets kontinentalitet. Totalt sett vil det være en større berikelse av tyngre isotoper i kystnære områder, enn hva de mer utarmede nedbørshendelsene vil levere lengre innlands (Clark and Fritz, 1997).

I tillegg til temperatureffekter avhenger isotopkomposisjon av vanndampens historie (Scholl et al., 2011). Det vil si hvor vanndampen har sin opprinnelse og graden av fraksjonering i fordampningsprosessen (Kendall and McDonnell, 2012). Ved lengre nedbørshendelser vil nedbøren bevege seg mot et mer utarmet innhold av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  (Dansgaard, 1964).

Ved nedbørshendelser er det likevektfraksjonering mellom vanndamp og kondens som er den dominerende fraksjoneringsprosessen. Kinetisk fraksjonering vil kun spille en rolle når det er luftmasser ved høye breddegrader som blir ekstremt raskt nedkjølt (Clark and Fritz, 1997). Ved kjemisk og fysisk likevekt vil bånd kontinuerlig både brytes og dannes, det er forventet at de sterke bindingene vil vare lengre. Det skyldes at disse båndene, mellom de tyngre molekylene vil ha lavest damptrykk og av den grunn la seg kondensere kjappest (Clark and Fritz, 1997, Tongiorgi, 1965). Fraksjoneringsprosessen ved fysisk og kjemisk likevekt er nærmere forklart i kapittel 3.3.1. Om det blir tatt prøver av regnvann langsmed ruten til en bestemt luftmasse, vil resultatet vise en gradvis tapping av vanndampens innhold av de tyngste isotopene,  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  (Scholl et al., 2011).

En fordeling av  $^2\text{H}$  og  $^{18}\text{O}$  i nedbøren kan beskrives ut fra Rayleigh destillasjon i de tilfeller det er termodynamisk likevekt mellom isotopene i fasene, damp-væske (Clark and Fritz, 1997, Gat and Gonfiantini, 1981). I følge Kendall and Caldwell (1998) er det også mulig å benytte modellen ved kinetisk fraksjonering.

### 3.5 Korrelasjon mellom $^{18}\text{O}$ og $^2\text{H}$

Fraksjoneringsprosessene av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  er identiske, andelen som fraksjoneres av hvert element er derimot ulik. Det skyldes masseulikheter mellom hydrogenisotopene og oksygenisotopene, og spesielt de medfølgende ulikhetene i damptrykk mellom vannmolekylene (De Benedittis and Bertrand-Krajewski, 2005, Clark and Fritz, 1997, Kendall and McDonnell, 2012). Dette resulterer i at fraksjoneringsfaktorene tilhørende  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  ved både fordampning og kondensering for likevekt- og ikke-likevektfraksjonering vil være ulike (Dansgaard, 1964), og den summerte faktoren for hydrogenisotopene vil være høyere enn for oksygenisotopene. Denne sammenhengen mellom fraksjoneringsgraden av de to elementene følger en lineær sammenheng både på globalt og lokalt plan. Den globale korrelasjonen mellom de to isotopene i nedbør ble først definert av Craig i 1964, the Global meteoric water line (GMWL), og har senere blitt justert av Rozanski et al. (1993):

$$\delta^2\text{H} = 8,17 (\pm 0,07) \cdot \delta^{18}\text{O} + 11,27 (\pm 0,65)$$

Lokale områder vil ha avvik fra den globale linjen. Av den grunn er det hensiktsmessig å tilpasse korrelasjonen til hvert enkelt område. Disse lokale linjene, Lokal meteoric water lines (LMWL), er nødvendig som en følge av varierende klimatiske og geografiske parametere (Clark and Fritz, 1997). Blant annet vanndampens opphav, sekundærtilførsel ved re-fordampning og miksing i atmosfæren, disse faktorene er nærmere beskrevet i kapittel 3.4.

Ved etablering av en LMWL kan «deuterium-excess», definert som  $d = \delta^2\text{H} - 8 \cdot \delta^{18}\text{O}$  (Dansgaard, 1964), benyttes som et hjelpemiddel for korreksjon av data. På et globalt nivå varierer  $d$  mellom -2 til 15 ‰ (Benjamin et al., 2005).

### 3.6 Notasjon

Det ekte innholdet eller den absolutte tallrikheten av isotoper i vann blir vanligvis ikke beregnet (Gat and Gonfiantini, 1981, Clark and Fritz, 1997, Freidman and O'Neil, 1977). Det skyldes at spektrometrene som benyttes for dette formålet er ustabile. I stedet er det mulig å utnytte spektrometrenes presisjon og kansellere betydningen av stabilitet ved å oppgi isotopforholdet som en relativ verdi. Det er mulig ved å uttrykke konsentrasjonen av  $^2\text{H}$  og  $^{18}\text{O}$  som differansen av forholdet tunge isotoper mot lette isotoper (eks.  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  eller D/H) mellom prøvene og en kjent standard. Dette forholdet blir uttrykt som delta,  $\delta$  ( $\delta^{18}\text{O}$  eller  $\delta^2\text{H}$ ), og rapportert i promille (McKinney et al., 1950). Utregningen er vist i formel 3-8. Spektrometeret som benyttes i denne oppgaven regner i utgangspunktet presist ut den absolutte tallrikheten, men gjør en omregning til delta ettersom det har blitt den tradisjonelle måten å oppgi isotopforhold (Panetta, 2011).

$$\delta = \left( \frac{R_{prøve}}{R_{standard}} - 1 \right) \cdot 1000 \text{ ‰} \quad (3-8)$$

I formelen refererer R til  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  eller D/H. Som terminologi benyttes begrepene «lett» og «tung», det skyldes at  $^2\text{H}$  og  $^{18}\text{O}$  har tyngre masse enn forholdsvis  $^1\text{H}$  og  $^{16}\text{O}$ . Vann som er utarmet for tunge isotoper og følgelig er «lett» har mer negative  $\delta$ -verdier enn vann som er mer beriket av tunge isotoper og da betraktes som «tyngre» (Scholl et al., 2011). Når  $\delta$ -verdien er positiv vil det si at isotopforholdet til prøven er høyere enn standarden, det motsatte vil være tilfelle når  $\delta$ -verdien er negativ (Kendall and Caldwell, 1998).

Det er IAEA-standardene (VSMOW2, SLAP2, GISP) som benyttes for å normalisere prøvenes isotopinnhold etter VSMOW-SLAP skalaen. Det er nærmere forklart i appendiks A.

### 3.7 Introduksjon av den stabile isotopmetoden

Faktum at ferskvannreservoarer har ulik isotopkomposisjon som følge av fraksjoneringsprosesser i atmosfæren, danner grunnlaget for den stabile isotopmetoden. Metoden er kvantitativ. Det vil si at den gjør det mulig å fastslå fraksjonen av fremmedvann i en spillvannsledning, men ikke selve lekkasjepunktet. Det gjør at metoden er egnet for å lokalisere strekninger med diffus infiltrasjon. Kilder til slik infiltrasjon er gjerne vanskelig å oppdage med en konvensjonell metode som CCTV. For å finne fraksjonen fremmedvann er det nødvendig å vite  $\delta$ -verdiene av rent infiltrasjonsvann, husholdningsvann og spillvann i avløpsledningen. For å kunne avgjøre infiltrasjonsandelen ved bruk av metoden er det to

grunnleggende forutsetninger som må være på plass. Det er en nødvendighet at drikkevannskilden og området hvor røret befinner seg har ulikt isotopisk regime, og at denne forskjellen i isotopisk-fingeravtrykk er tilstrekkelig stor. Den andre forutsetningen er at det må være homogenitet i isotopkomposisjonen innad i begge disse to kildene. Det hindrer derimot ikke at isotopkomposisjonen av kildene ikke kan endres som en enhet.

Siden de stabile isotopene har en konservativ oppførsel blir husholdningsvann forenklet betraktet som springvann ved bestemmelse av isotopinnhold. Denne sannheten er noe forenklet ettersom det kan forekomme endringer av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  innhold i vannet avhengig av bruken av husholdningsvannet som følge av fraksjonering. Slike endringer i husholdningen har vært undersøkt nærmere og kan betraktes som neglisjerbare (Kracht et al., 2007, Schilperoort et al., 2007). Sett bort fra sesongvariasjoner er det lite forstyrrelser av isotopkomposisjonen i selve drikkevannskildene. Infiltrasjonsvann, som gjerne er grunnvann (se kapittel 2.2), har til sammenligning ofte større utfordringer knyttet til homogenitetsforstyrrelser enn hva som er tilfellet for springvann. Sammensetningen av grunnvannet, som i et ideelt tilfelle kun forsynes med lokal nedbør, kan påvirkes av lekkasjer i vannforsyningsnettet, vanning eller strømmingstettheten i akviferen (Kracht et al., 2007, Houhou et al., 2010). Som en følge av potensiell lokal inhomogenitet av infiltrasjonsvannet, kreves det omfattende kartlegging av isotopverdiene til grunnvannet for å finne ut om metoden er gjennomførbar. Direkte bruk av regionale verdier vil normalt gi gale resultater (Kracht et al., 2008).

Prøvetakning som må gjennomføres for å beregne infiltrert vannmengde kan oppsummeres i følgende punkter (Ellis, 2010, Houhou et al., 2010, Kracht et al., 2007):

1. Sammensetningen av de stabile isotopene i potensielt innfiltrerende vann må undersøkes. Det vil i praksis si å gjennomføre prøvetakning av grunnvannet for å definere nedslagsfeltet i størst mulig grad.
2. Sammensetningen av de stabile isotopene i vannforsyningen må undersøkes.
3. Det må bli tatt prøver av spillvann for å finne innholdet av stabile isotoper.

I punkt 1. finner man infiltrasjonsvannets komposisjon,  $\delta_{\text{inf}}$ , i punkt 2. finner man husholdningsvannets komposisjon,  $\delta_{\text{hus}}$ , og i punkt 3 finner man komposisjonen på vannet som beveger seg i avløpsrøret,  $\delta_{\text{spv}}$ , som gjerne vil være en «smeltedigel» av de to kildene. De karakteristiske  $\delta$ -verdiene av sporstoffene  $^2\text{H}$  og  $^{18}\text{O}$  er navngitt  $\delta$ . Ved bruk av disse tre konsentrasjonsverdiene vil fraksjonen av spillvann bestående av uønsket fremmedvann,  $X_{\text{inf}}$  (også kalt X), regnes ut etter formel 3-9.



$$X_{inf}(t) = \frac{\delta_{hus}(t) - \delta_{spv}(t)}{\delta_{hus}(t) - \delta_{inf}(t)} \quad (3-9)$$

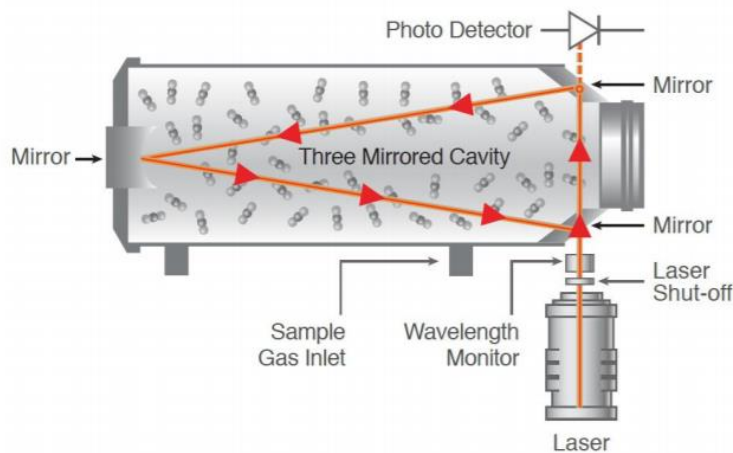
Ved kjent avløpsvannføring kan infiltrasjonsvannføringen,  $Q_{infiltrasjon}$ , regnes ut etter formel 3-10.

$$Q_{inf}(t) = X_{inf}(t) \cdot Q_{spv}(t) \quad (3-10)$$

### 3.7.1 Isotopanalysatoren

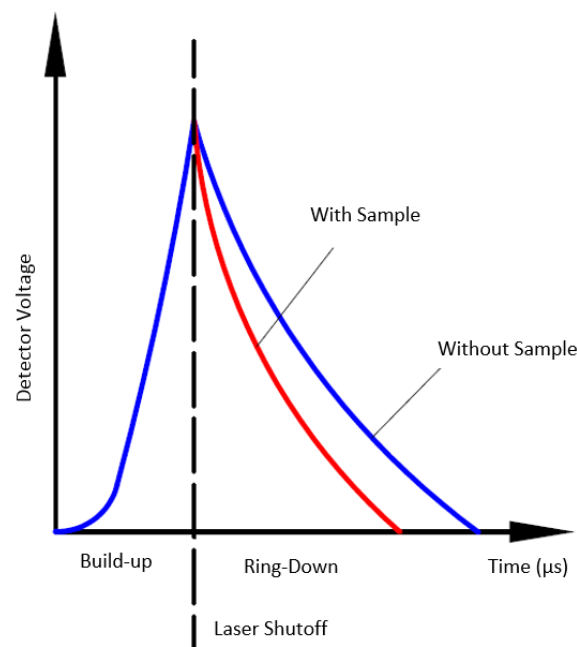
For å avgjøre komposisjonen av  $^2\text{H}$  og  $^{18}\text{O}$  i vannprøvene i denne oppgaven benyttes en Picarro L2130-i med CRDS-analysator og tilhørende separat fordampermodul. Dette instrumentet er et Isotope Ratio Infrared Spectrometer (IRIS) som vil si at verdiene regnes ut fra absorpsjon av laserlys.

**Analysen skjer på følgende måte:** Vannprøver blir injisert i fordampermodulen fra ampullene via en automatisk prøvetaker. Denne modulen holder en temperatur på  $100^\circ\text{C}$ , her fordampes vannet og blandes med  $\text{N}_2$  gass for å danne homogene miksturer av de ulike isotopsammensetningene  $\text{HD}^{16}\text{O}$ ,  $\text{H}_2^{16}\text{O}$  og  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  (Brand et al., 2009). Deretter blir  $\text{H}_2\text{O}/\text{N}_2$  miksturen sendt videre til analysatoren. I CRDS-analysatoren sendes en nært-infrarød laserstråle ut fra en laserdiode. Denne strålen blir sendt i en kontinuerlig bane rundt i et kammer ved å benytte tre refleksjonsspeil slik vist i figur 3-3. Når strålen når en bestemt intensitet, som registreres ved en fotodiode bak ett av speilene vil laserens så bli skrudd av. Etter at laseren er avslått vil fortsatt strålen sirkulere i rommet.



Figur 3-3: CRDS-kammeret (Dennis, 2015)

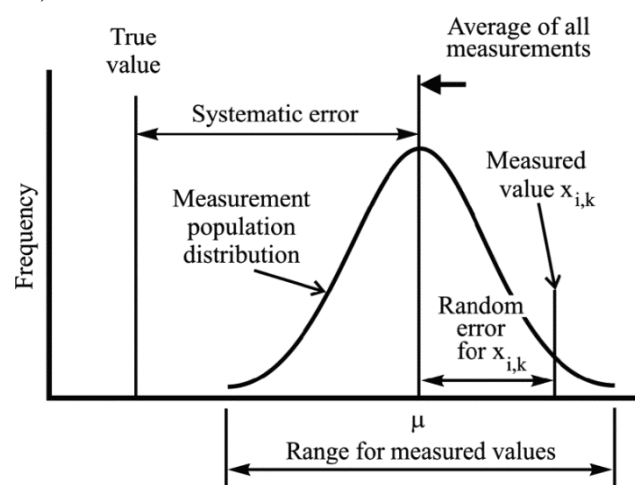
Ved analyse er kammeret fylt med den fordampede vannprøven. De ulike vannmolekylene har unike absorpsjonsspektrum (Wozniak and Dera, 2007). Molekylene absorberer med andre ord karakteristiske bølgelengder som danner unike molekylære signaturer. Ved å sende laserlys ved bølgelengder som er utenfor adsorpsjonsspekteret, stråler som da ikke vil adsorberes av vanddampen, vil det være tilsvarende som å sende laserlys inn i et tomt kammer. For et slikt tilfelle vil strålen sirkulere omtrent 100 000 ganger før lysintensiteten har avtatt til null. Denne avtagelsen i lysintensitet finner sted ettersom speilene ikke har en refleksjonsevne på nøyaktig 100%, den er i stedet litt lavere. Avtagelsen av lysintensitet registreres av fotodioden, og blir kalt «ring-down time». Hvis så bølgelengdene på laseren endres til å være innenfor absorpsjonsspekteret til vanddampen, vil laserlyset avta til null vesentlig raskere enn hva som er tilfellet hvis kammeret er tomt eller blir betraktet som tomt, slik beskrevet over. Det skyldes at vanddampen adsorberer laserstrålen. Ulike målinger av «ring-down» tid blir gjentatt for ulike bølgelengder over hele spekteret til vannprøven. «Ring-down» tiden i kammeret med og uten damp sammenlignes (figur 3-4), og transformeres til en adsorpsjonskurve. Selve konsentrasjonen av hvert molekyl blir bestemt ved å beregne arealet under denne kurven. Det sentrale elementet i metoden er at adsorpsjonen kun har en indirekte rolle i bestemmelse av isotopsammensetningen. Det er et tidsaspekt som blir brukt direkte. Informasjon hentet fra Brand et al. (2009), Saad et al. (2009), Picarro (2015a) og Picarro (2016).



Figur 3-4: Illustrasjon av «ring down» for en bølgelengde i dampen (rød-linje) og utenfor adsorpsjonsspekteret (blå-linje) (Picarro, 2016)

### 3.8 Usikkerhet

Det er vanlig å klassifisere feilkilder i tilfeldige og systematiske feil. Tilfeldige feil er uforutsigbare romlige og tidsmessige variasjoner av faktorer som påvirker resultatene. Disse feilene kan normalt reduseres ved å øke antallet målinger. Dette er illustrert i figur 3-5. Det kan ikke forventes at standardavviket skal bli mindre, i stedet vil flere målinger gjøre verdien av spredningen mer sikker. Presisjonen av både gjennomsnittet og standardavviket av målingene vil øke, altså vil det være mulig å eliminere de tilfeldige feilene ved å gjennomføre tilstrekkelig mange repetisjoner. De systematiske feilene vil ikke la seg korrigerer på samme måte. I stedet for absoluttverdier av isotopinnhold gir isotopanalysatoren  $\delta$ -verdier som er tilpasset etter kjente referanser. Disse verdiene kan ha systematiske feil, som gjør at resultatet skiller seg fra den sanne verdien. Slike feil kan være fraksjonering ved forberedelser og oppbevaring av prøver, ukorrekt kalibrering av apparatet eller en ukorrekt evaluering av korreksjonsfaktorer ved behandling av resultatene. En måte å redusere de systematiske feilene på er ved sammenligning av resultatene mellom uavhengige analysemetoder, eksempelvis ved forskjellige laboratorier. Hvis effekten av den systematiske feilen kan bli kvantifisert så kan tilsvarende korrigeringer bli gjort i målingene for å kompensere for effekten. En eliminasjon av både systematiske og tilfeldige feil vil gi den sanne verdien. Hele sammenhengen mellom feilkilder og korrekt resultat er illustrert i figur 3-5. Ved hydrologiske undersøkelser i et område og bruk av samme analyseprosedyre for alle forsøk, noe som er aktuelt i denne sammenheng, vil det i utgangspunktet være mulig å se bort fra systematiske feil. Det skyldes at resultatene bør være konsistente internt, og av den grunn vil differansene være stabile (Gat and Gonfiantini, 1981, Muste et al., 2012).



Figur 3-5: Feil og deres effekter: Feil ved analyse av en prøve. Gjennomsnittet av de analyserte prøvene tilsvarer  $\mu$  (Muste et al., 2012)

Normalt sett utgjør eksfiltrasjon kun noen få prosent av spillvannet (Kracht et al., 2008). I de tilfeller et ledningsstrek opplever store mengder eksfiltrasjon kombinert med høy rate av infiltrasjon vil det påvirke isotopmålingene til å gi en kunstig høy infiltrasjonsrate. I et slikt tilfelle vil isotopforholdet i spillvannsmålingene gi et overestimat av infiltrasjonsvann. Det skyldes at fraksjonen spillvann vil fortynnes ytterligere som følge av effekten av eksfiltrasjon, mer enn hva som ville vært tilfelle ved kun infiltrasjon.

## **4. Metode ved bruk av isotoper som sporstoff**

Hele prosessen som inngår i den stabile isotopmetoden fra prøvetakning til ferdigbehandlet resultat blir beskrevet i dette kapittelet. Det vil først være en introduksjon av feltområdene for studiet, og antagelser som er gjort for prøvetakningen. Deretter vil det følge prosedyrer for innsamling, oppbevaring, rensing og analyse av prøvene, samt behandling av resultatene.

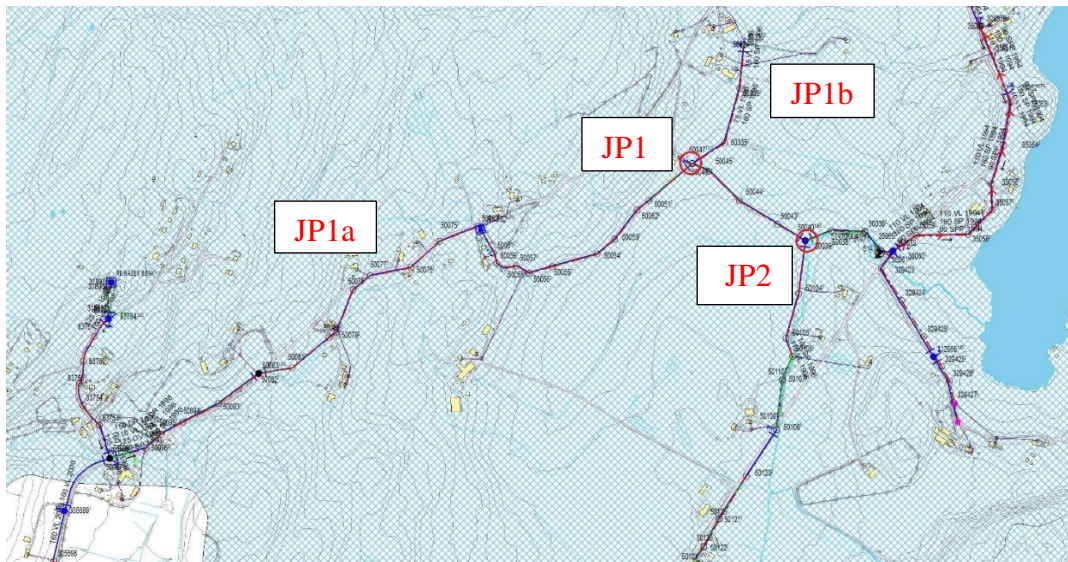
### **4.1 Analyseområder**

Det er tre områder hvor metoden blir testet, henholdsvis Hallset, Risvollan og Jonsvatnet. Disse stedene har en geografisk spredning seg imellom som er representativt for dokumentasjon av Trondheim by som helhet. Risvollan og Hallset er områder i urbane strøk med en vesentlig større andel tette flater, i form av veier og boliger, enn hva som er tilfelle rundt Jonsvatnet hvor det er skog og jordbruk.

#### **4.1.1 Lykkjebekken ved Jonsvatnet**

Ledningsstrekket som blir undersøkt ligger i nedbørsfeltet til Jonsvatnet. Prøvene blir tatt fra to ulike punkt, JP1 og JP2. Se figur 4-1. I punkt JP1 blir det tatt spillvannsprøver fra kum 50046. Kummen er i et kryss med en ledningsstrekning fra sør-vest, navngitt JP1a, og en fra nord, navngitt JP1b. Det blir tatt en separat prøve fra hver av disse innkommende rennene. I punkt JP2 blir spillvannsprøver tatt i kum 50039. Her blir det kun foretatt prøvetakning av renna fra strekning JP1 – JP2. I tillegg til spillvannsprøver blir det tatt vannprøver av Lykkjebekken i punkt JP2 for å karakterisere det potensielle infiltrasjonsvannet i området.

Rørene mellom JP1 – JP2 utgjør fire ledningsstrekking på til sammen 322 m. De er lagt i 1996, og består av PVC med en diameter på 160 mm. Tilsvarende ledningskarakteristikk er gjeldende for det 366 m lange stikkledningsstrekking nordover oppstrøms JP1. Spillvannsledningene som strekker seg sørvest fra punkt JP1 utgjør 365 m PVC Ø125mm lagt i 1998, og 1713 m PVC Ø160mm lagt i 1996. Det er ingen påkoblede stikkledninger mellom JP1 og JP2. Nord for JP1 er det 33 personer påkoblet avløpsnett, mens det på strekket fra sørvest er 75 personer påkoblet (Høseggen, 2017). Området ligger ca. 170 moh.



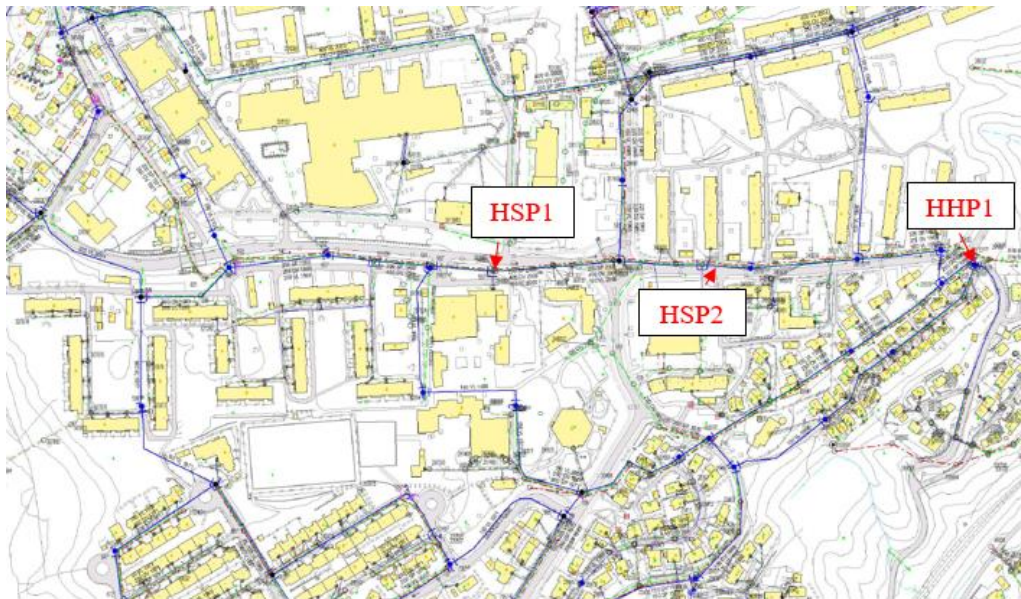
Figur 4-1: Oversikt over område for prøvetakning ved Lykkjebekken

#### 4.1.2 Selsbakkvegen og Hallsetreina, Hallset bydel

Avløpsstrekningene som undersøkes på Hallset ligger i et større boligområde. Her er det en stor andel tette flater i form av bygninger og veier som skaper overflateavrenning. I dette området er det to ulike spillvannstrekninger som kontrolleres for infiltrasjon. Hele området med tilhørende nedslagsfelt er plassert 110 – 130 moh.

Selsbakkvegen: Det er valgt ut to kummer for prøvetakning av spillvannsledningene langs denne vegen. Punktene for prøvetakning er markert HSP1 og HSP2 på kartet i figur 4-2. I punkt HSP1 ligger kum 331692 og i punkt HSP2 ligger kum 343076. Mellom de to punktene ligger det Ø225mm betongrør fra 1966, i tillegg til omtrentlig 60 m med Ø200 betongrør lagt i 2005 fra rundkjøringen ved Migo-senteret til punkt HSP1. Ovenfor punkt HSP1 er det også i all hovedsak betongrør som er lagt i 1969, 1971 og 1980 (Trandem, 2015). Oppstrøms HSP1 er det ca. 600 personer påkoblet nettet. Mellom HSP1 og HSP2 er det ca. 335 personer påkoblet (Høseggen, 2017).

Hallsetreina: Prøver av spillvann og overvann blir tatt i henholdsvis kum 23580 og 23579. Disse kummene er markert med punkt HHP1 på kartet i figur 4-2. Begge ledningsstrekningene oppstrøms dette punktet møtes i disse respektive kummene. Spillvannsledningene opp selve Hallsetreina er lagt i 1988. Ledningene tilhørende det andre strekket som ligger noe ovenfor er anlagt i 1969, 1971, 1990 og 2008. I all hovedsak er det betongrør som er lagt i området med et lite innslag av PVC rør på ca. 5 %. Til sammen er det omtrentlig 188 personer tilknyttet spillvannet i tillegg til en barneskole og en kirke (Høseggen, 2017).

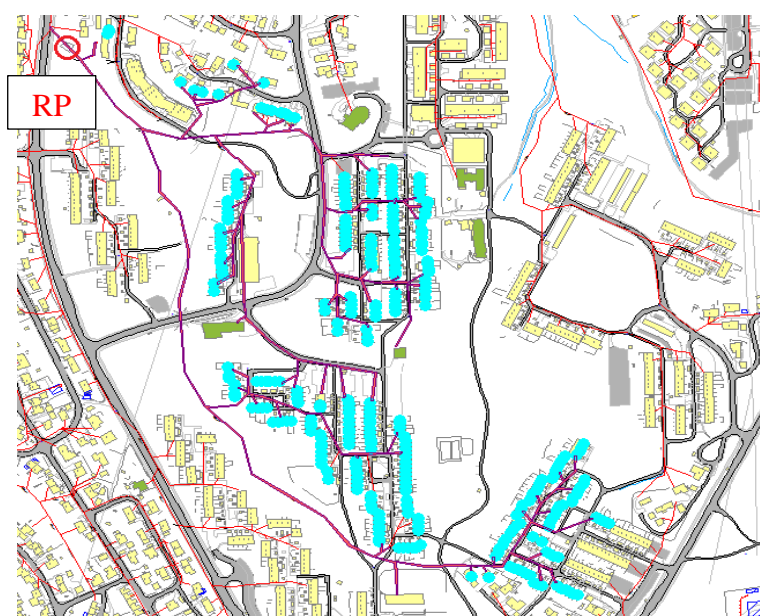


Figur 4-2: Oversikt over område for prøvetakning på Hallset

### 4.1.3 Risvollan forskningsfelt

Forskningsstasjonen tilhørende NTNU på Risvollan har en gjennomgående spillvannsrenne som leder avløpsvann for 520 husstander. De påkoblede abonnentene er uthevet i figur 4-3. Stasjonen, navngitt RP1, har i tillegg til spillvann også en renne med overvann fra boligfeltet.

Oppstrøms punkt RP1 er ca. 2665 m med spillvannsledning. I all hovedsak består dette nettet av betongledninger med en diameter på 200 mm som er anlagt i 1969 (Høseggen, 2017). Målepunktet ligger 120 moh.



Figur 4-3: Oversikt over område for prøvetakning på Risvollan

## 4.2 Prøvetakning

Det hydrologiske regime må kartlegges for hvert område som skal undersøkes. Det innebærer en jevnlig overvåkning av potensielt infiltrasjonsvann og husholdningsvann for å fastsette grenseverdier siden de er steds- og tidsavhengige. Ved å gjennomføre målinger av grunnvann vil de lokale variasjonene i infiltrasjonsvannets isotopforhold karakteriseres. I denne oppgaven er det ikke tilgjengelig utstyr for å foreta grunnvannsprøver, så det blir gjort en forenkling der det potensielle infiltrasjonsvannet blir karakterisert ved prøvetakning av overvannet. Basert på denne forenklingen blir det gjort en antagelse om at det er mulig å benytte formel 3-9 også ved nedbørshendelser. Det innebærer en ny antagelse om at nedbøren til enhver tid har en isotopkomposisjon nært opp mot grunnvannet. Det blir altså sett vekk fra forutsetningen om tørrværsforhold. Ved nedbørshendelser innebærer en slik betraktning en neglisjering av mulige grunnvannsvariasjoner som følge av vannlekkasjer eller tilsig med en annen sammensetning enn nedbør. I de tilfeller grunnvannskomposisjonen er utsatt for slik påvirkning, vil antagelsen skape et fraksjonsestimat basert på et galt grunnlag.

Bortfall av forutsetningen om tørrvær fjerner rammene for når prøvetakning kan gjennomføres. Som et utgangspunkt er det ønskelig å dokumentere sesongvariasjoner i husholdningsvann og potensielt infiltrasjonsvann, samt undersøke fremmedvannsmengder over døgnet, ved nedbørshendelser og ved tørrværsforhold. Dokumentasjon av disse punktene har blitt forsøkt etterstrebet og oppfylt i løpet av prøvetakningsperioden. En faktor som tilgjengelighet på transport frem til områdene for prøvetakning har derimot fjernet muligheten for å la de hydrologiske forholdene styre prøvetakningen. I stedet har den tilfeldige faktoren, tilgjengelighet på transportmiddel, i stor grad stått for rammene. En prøvetakningsplan har av den grunn ikke latt seg etablere.

Husholdningsvannet har sitt opphav fra enten Jonsvatnet eller Benna, avhengig av område som blir undersøkt. Det blir gjort en antagelse om at vannet ved et bestemt tidspunkt er unisont i hele nettet. Variasjon som følge av transporttid blir med andre ord ikke tatt hensyn til. Alle prøver av husholdningsvann blir tatt ved forskningsstasjonen på Risvolla, eksempelvis vil vann som tappes fra kranene i husholdningene rundt Lykkjebekken få antagelsen om tilsvarende komposisjon. Både for spillvannsstrekkene som undersøkes på Risvolla og ved Lykkjebekken blir Jonsvatnet benyttet som kilde for husholdningsvann. Prøvene med slikt innhold er navngitt Jon DV. For undersøkelsesområdene på Hallset blir husholdningene forsynt fra Benna. Prøvene



av dette vannet er tatt på Migo-senteret og er navngitt Ben DV. Jonsvatnet ligger 150 moh., Benna ligger 184 moh.

#### 4.2.1 Prosedyre for prøvetakning

Prøvetakning av spillvann og overvann i Selsbakkvegen og av spillvann ved Lykkjebekken blir gjort uten å gå ned i kummene. I stedet senkes en beholder via tauverk, se figur 4-4d, ned i de respektive kummene. For å unngå ringvirkninger av isotopkomposisjon er det viktig at denne beholderen tørkes mellom hver prøvetakning. Vannet som blir heist opp helles over i små beholdere for transport og oppbevaring. Se figur 4-4c. Alle prøvene på Risvollan, samt overvannsprøvene fra Lykkjebekken blir tatt direkte med disse beholderne uten bruk av tauverk.

På Risvollan har en automatisk prøvetaker, se figur 4-4a, blitt benyttet for å ta vannprøver hver time over døgnet. Prøvetakeren har 24 beholdere av 500 ml, noe som gjør den egnet for å dokumentere døgnvariasjoner i spillvannets isotopinnhold. For å unngå at innsuget går tett og slammes ned har det blitt benyttet en perforert sil-løsning rundt innsuget, se figur 4-4b.



Figur 4-4: 4-4a) Automatisk prøvetaker, Isco 3700, 4-4b) Perforert sil, 4-4c) Beholdere til prøvene, 4-4d) Prøvetaker for kum

På Risvollan har regnvann blitt samlet i en åpen beholder 1,5 m over bakken. Det er viktig at denne beholderen er tom før nedbørhendelsen, og at den tømmes rett etter at regnbygen har passert for å unngå fordampning og fraksjonering (Clark and Fritz, 1997).

Alle beholdere med prøver merkes med stedsnavn, type innhold og dato.

#### **4.2.2 Prosedyre for oppbevaring**

Det er viktig at prøvene oppbevares på en slik måte at kvaliteten ikke forringes før analysen kan gjennomføres. Det innebærer at vannprøvene må oppbevares og transporteres i forseglede flasker. Generelt diffunderer gasser tregere gjennom glass enn plastikk, men glass er mindre robust ved transport og nedfrysning. Av den grunn anbefaler Clark and Fritz (1997) at beholderne består av høydensitets polyetylen (HDPE), lineært polyetylen (LPE) eller polypropylen (PP). Beholderne som er vist i figur 4-4c og som benyttes i denne oppgaven har lokk bestående av polyetylen, mens selve flasken består av polypropylen. Lokket har en gummiring som skal sørge for god tetthet. Lokk som lekker vil oppleve fraksjonering og den gjenværende andelen vann vil være tyngre. Halvfylte flasker er uønsket ettersom vanndamp vil samles i den tomme delen, og fraksjonering vil være et faktum (Clark and Fritz, 1997). For å forhindre at det vil dannes vanndamp er det ønskelig å oppbevare prøvene kjølig, gjerne nedfrost. Nedfrysning påvirker ikke komposisjonen av vannet (Kendall and Caldwell, 1998, Picarro, 2015b). Prøver som ikke blir analysert direkte i denne oppgaven blir oppbevart i kjøleskap i laboratoriet. Ifølge tabell 10-1 i Clark and Fritz (1997) kan prøver som skal analyseres for innhold av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  oppbevares i over et år ved analyse med IRMS. Noe som er like gyldig ved bruk av IRIS. For selv om de to instrumentene fungerer ulikt vil begge ha behov for en uendret isotopsammensetning for å angi korrekt resultat. Ved oppbevaring over en lengre periode, anbefales det bruk av glassflasker med lokk som er vokset (Clark and Fritz, 1997, Kendall and Caldwell, 1998).

Det vil bli benyttet ampuller ved analyse av prøvene. Så lenge disse ampullene er godt forseglet er det uproblematisk å lagre prøvene over tid (Geldern, 2015). I denne oppgaven benyttes det 2 ml ampuller av glass med tilhørende lokk av polypropylen og Silicon/PTFE membran. Denne typen membran har god forseglingskarakteristikk ved gjentatte injeksjoner (Geldern and Barth, 2012). I de tilfeller det har oppstått diverse utfordringer med analysatoren har enkelte prøver blitt oppbevart i disse ampullene i kjøleskapet over kortere tid. Det er viktig å ikke fylle ampullen med prøven, men ha en liten klaring slik at sprøyten til den automatiske prøvetakeren ikke får problemer med å ta ut korrekt volum ved analyse. Hvor stort dette tomrommet bør være

vil være en avveining opp mot prøvenes grad av fraksjonering inne i selve ampullene ved den sekvensielle prøvetakningen. Geldern (2015) anbefaler en klaring på så mye som 0,3 ml, jeg har valgt å fylle ampullene noe mer enn dette. Geldern and Barth (2012) anbefaler å ikke bringe prøvene ut av kjøleskapet før inntil analysen starter for å unngå vanndampdannelse lengst mulig, men ved lengre prøvetakninger vil problemet være uunngåelig. Det kan da være greit å riste ampullene jevnlig, for å minske effekten og unngå i størst mulig grad at slik fordampning vil føre til ukorrekte resultater.

Det er viktig at beholderne hvor prøvene oppbevares er rene og tørre før bruk. Av den grunn er det ikke gjenbruk av ampuller (Kendall and Caldwell, 1998, Geldern and Barth, 2012). Beholderne som er brukt både for direkte prøvetakning og oppbevaring, se figur 4-4c, blir også kun benyttet én gang.

Standardene som benyttes i denne oppgaven oppbevares i kjøleskap i laboratoriet. Både arbeidsstandardene og IAEA-standardene er lagret i glassflasker hvor det etterfylles med glasskuler for å unngå klaring og potensiell fraksjonering.

### **4.3 Analyse**

#### **4.3.1 Prosedyre for rensing**

Vann som analyseres av IRIS instrumentet bør ikke inneholde forurensende stoff som kan påføre maskinen skade og/eller påvirke resultatene. For normalt husholdningsvann byr ikke dette på problemer, og det er unødvendig med noen form for behandling. Vannet kan tilføres ampullene direkte. Spillvann har derimot en sammensetning som gjør det nødvendig med forbehandling før analysen. Innholdet skaper følgende utfordringer:

- 1) Partikler: I de tilfeller prøvene inneholder partikler vil disse injiseres i fordampermodulen og kunne blokkere ventiler inne i kammeret. I tillegg vil partikler tette igjen sprøytenålen til den automatiske prøvetakeren (Winkler, 2017).
- 2) Salt: Åpningen til fordampermodulen vil kunne tettes som følge av salttilførsel, som et resultat av dette vil modulen kreve hyppig vedlikehold i form av rensing. Saltet vil i tillegg redusere levetiden på sprøytene (Dennis, 2013b, Hsiao, 2011, Winkler, 2017).
- 3) Organisk materiale: Spektrometeret vil forstyrres betraktelig ved tilstedeværelse av enkelte typer organisk materiale i det injiserte vannet (Winkler, 2017).

Kravene som stilles til kvalitet er ikke oppgitt som absolutte verdier. Det er i stedet i hvilken grad partikler, salt og organisk materiale er tilstede i prøvene som påvirker utstyrets levetid og resultatenes presisjon.

De tre punktene utgjør hvilke hensyn som må betraktes med tanke på forbehandling av spillvannsprøver. For å fjerne partikler benyttes 0,45 µm filtre med membran av polypropylen, sammen med en 3 ml Luer Lock sprøyte av polypropylen. Filter med tilhørende sprøyte er til engangsbruk, og forkastes mellom hver prøve. I enkelte tilfeller vil det kunne være nødvendig med en grovere filtrering først, da benyttes et GF/C glassfilter. Polypropylen og glass er valgt som filtermateriale for å unngå forandring i isotopsammensetning, noe som kan være tilfelle ved bruk av cellulose som material (Hsiao, 2010). Etter at prøvene er filtrert kan vannet tilføres ampullene så de er klar for analyse. Prøvene med overvann filtreres for sikkerhets skyld på lik linje med spillvannsprøvene.

Det har blitt utført måling av vannføring i spillvannsrenna på Risvollan. Det er omtalt i kapittel 5. Det kom frem at den naturlige konduktiviteten er i området 400 – 1000 µS/cm. Ved omregning til total dissolved solids (TDS) kan det benyttes en faktor på 0,7 noe som gir et estimat på maksimalt saltinnhold tilsvarende 700 mg/L (Fondriest Environmental, 2014). Dette er en svært overfladisk beregning av saltinnhold og den blir kun betraktet for en illustrativ sammenligning med maskinens kapasitet. Produsenten slår fast at maskinen gir korrekte verdier med et saltinnhold opp til 200 g/L, altså bør ikke salt være en innvirkende faktor på instrumentets ytelse (Picarro). Salt i fordampermodulen er likevel uønsket, så for å unngå å rense fordampermodulen jevnlig brukes et eget saltfilter installert i innsprøytningsåpningen til fordampermodulen. Dette filteret må rengjøres etter hvert som salt samles opp.

Ved prøvetakning av spillvann vil det være en andel organisk materiale tilstede i vannet. Hvordan organisk stoff påvirker det optiske spekteret vil avhenge av konsentrasjon som er presentert, men også individuelle forskjeller mellom ulike forbindelser. De analytiske feilene, nevnt i kapittel 3.8, kan bli vesentlige selv ved små konsentrasjoner av enkelte forbindelser (Martín-Gómez et al., 2015). Den ulike påvirkning forbindelsene har på CRDS-analysatoren kan kategoriseres ved å dele organisk stoff i tre komponenter (Picarro, 2015b).

- a) Forbindelser som ikke påvirker spektrometeret. Den største andelen av organisk materiale faller innunder denne kategorien. Dette er forbindelser som ikke vil påvirke resultatene selv om de utgjør 10-20% av den totale vannprøven.

- b) Store forbindelser som består av mer enn 6-8 atomer. Disse forbindelsene vil normalt ikke påvirke resultatet ettersom deres absorpsjonsspekter kan differensieres fra vannmolekylenes spekter. Ved enkelte tilfeller vil likevel forskyvninger av spekteret finne sted, noe som kan påvirke presisjonen til instrumentet.
- c) Små forbindelser som består av mindre enn 6-8 atomer. Disse forbindelsene har absorpsjonsspektre som kan forstyrre analysen av vannmolekylene. Som følge av dette vil de rapporterte isotopverdiene få gjennomgående systematiske feil.

Blant de organiske forbindelsene er det alkoholer (faller innunder kategori c) som i høyest grad påvirker spektrometerets nøyaktighet. Desto mindre disse forbindelsenes molekylstruktur er, desto større vil forstyrrelsen være (Hsiao, 2012). Det skyldes at disse alkoholene ligner på vannmolekyler, og deres hydroksylgruppe vil forveksles med vannmolekylers egenhet ved bestemmelse av isotopforhold ved hjelp av spektrometeret (Brand et al., 2009). Eksempel på alkoholer som har slik innvirkning er metanol og etanol, to vanlige alkoholer i menneskelig ernæring, og følgelig i menneskelig avfall (Brand et al., 2009). Begge disse danner et verst tenkelig scenario for instrumentet som følge av deres kjemiske likhet med vann. Metanol har den strukturen som er nærmest vannmolekylet og vil derfor ha størst innvirkning. En konsentrasjon i prøvene på 0,1% av denne forbindelsen er nok for at feilestimatet vil være utilfredsstillende stort (Martín-Gómez et al., 2015)

Det er ikke enkelt å fjerne organiske forbindelser uten å ødelegge prøvene som følge av fraksjonering. En mulig løsning er å benytte aktivt kull (Picarro, 2015b). Denne prosessen har derimot begrenset effekt på alkoholer, og vil ikke nødvendigvis fjerne flere av komponentene som skaper usikkerhet i tilstrekkelig grad (O'Grady et al., 2010). En slik metode er ikke brukt i denne oppgaven. Et annet alternativ for å fjerne de organiske fragmentene er å kjøre vannet gjennom en Micro Combustion Module (MCM), et instrument levert av Picarro, før prøvene blir overført til fordampermodulen. Et slikt instrument fjerner de fleste typer alkoholer (Martín-Gómez et al., 2015), men er dessverre et kostbart innkjøp og lot seg derfor ikke benytte i denne oppgaven. Disse to alternativene er de eneste metodene anbefalt av produsenten for å aktivt fjerne organisk materiale ved bruk av IRIS (Picarro, 2015b). I praksis vil det i tillegg være mulig å destillere prøvene for organiske forbindelser, men det vil utgjøre en risiko for påvirkning av isotopforholdet, og bør kun benyttes hvis det er stor andel flyktige organiske forbindelser med lavt kokepunkt (Kendall and McDonnell, 2012).

Siden det ikke er gjennomført noen form for spesifikk fjerning av organisk stoff benyttes et prosesseringsprogram etter analysen for å kontrollere påvirkningen av de organiske forbindelsene. Programmet heter ChemCorrect™ (CC™) og leveres av produsenten av analysatoren. CC™ kontrollerer prøvene for fragmenter med hydrokarboner, men kan ikke korrigere data produsert av L2130-i analysatoren for irregulære resultater (Picarro, 2015b, Winkler, 2017). Av den grunn vil programmet kun bli brukt til å flagge prøver som opplever uønsket påvirkning. En nærmere forklaring av dette finner sted i kapittel 4.3.3. Ved bruk av andre typer analysatorer levert av Picarro vil det være mulig å korrigere resultatene. Det er vanskelig å slå fast effekten av et slikt prosesseringsprogram sammenlignet med aktivt kull og MCM. Det er gjort en evaluering i artikkel Martín-Gómez et al. (2015) av MCM mot CC™ med naturlige prøver fra jord og planter, samt løsninger med metanol og etanol. Deres konklusjon er en anbefaling av CC™ når prøvene inneholder ukjent forurensning, mens MCM er mer egnet når forurensningen skaper betydelig innvirkning på spektrometeret ved lave konsentrasjoner, eksempelvis metanol.

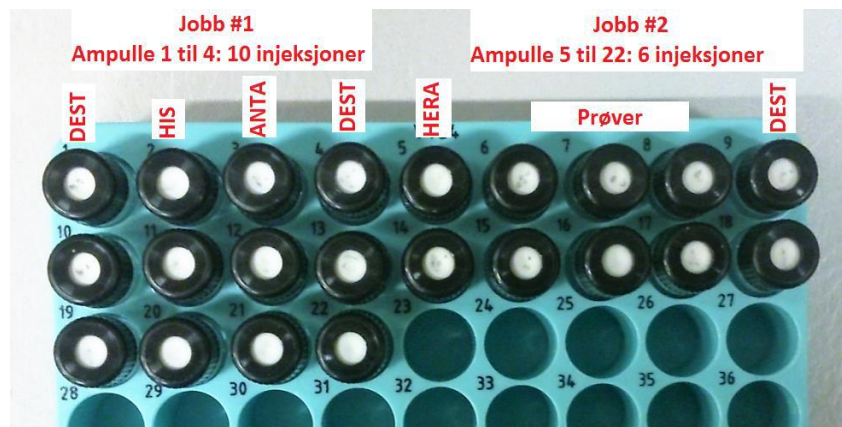
#### **4.3.1.1 Sprøyten tilhørende den automatiske prøvetakeren**

Det faktum at organisk materiale ikke fjernes og at det heller ikke blir gjort noe med saltet før prøvene er injisert i fordampermodulen betyr at sprøytene vil bli utsatt for disse komponentene. Resultatet vil være at nålen til sprøytene kan gå tett og konsentrasjonen av vann som tilføres analysatoren vil kunne bli unøyaktig og varierende. Målingene av isotopforhold vil da bli ukorrekte. For å øke sannsynligheten for en lengre levetid på sprøytene er det gjort enkelte grep. De medfølgende 5 µl sprøytene er skiftet ut med 10 µl siden disse er påvist å være mer robuste og ikke fult så lett lar seg tette (Geldern and Barth, 2012, Dennis, 2013a, Picarro, Geldern, 2017). Hastigheten på injeksjon og utsprøyting er justert ned fra instrumentinnstillingene for å unngå at sprøytetempet blir utsatt for en mekanisk feil. Etter hver analyse vaskes sprøyten manuelt i deionisert vann, og stempelet trekkes helt ut ettersom den automatiske vaskesyklusen under analysen ikke får gjort dette. Mellom hver gang maskinen benyttes oppbevares sprøytene dykket i deionisert vann. Antagelsen er at dette vil holde materie vekk fra å feste seg og størkne på både glass og stempel.

### 4.3.2 Prosedyre for analyse

Ved analyse plasseres alle ampullene med prøver på et brett, hvor standardene er plassert i et fast mønster. Den bestemte rekkefølgen av standardene er hensiktsmessig for å optimalisere korreksjon av prøvene for minne, drift og for å normalisere resultatene etter den internasjonale skalaen ved etter-prosessering. For dette formålet benyttes fire arbeidsstandarder som er kalibrert opp mot referanser tilhørende International Atomic Energy Agency (IAEA). Oppsettet ved en tilfeldig analyse er vist i figur 4-5. Standardene er nærmere utdypet i appendiks A. I denne oppgaven er det i all hovedsak brukt 27 ampuller i hver sekvens. Det tilsvarer en kjøretid på om lag 21 timer. Ved å kjøre analyser som ikke er lengre enn dette vil det være mulig å gjennomføre daglig vedlikehold som å rense saltfilteret, vaske hele sprøyten manuelt og bytte septum i innsprøytningsåpningen. I tillegg tillates det en jevnlig evaluering av dataen som produseres, noe som gjør det mulig å kontrollere og korrigere systematiske feil til neste analyse. Slike feil er i all hovedsak rettet mot uforholdsmessige høye verdier av minne og drift. I enkelte tilfeller har det derimot vært kjørt både lengre og kortere sekvenser, avhengig av hvilke prøver det har vært ønskelig å analysere sammen.

For å kunne kjøre en analyse er det nødvendig med en spesifikk jobb og en tilhørende metode på den automatiske prøvetakeren. Metoden tar i all hovedsak for seg injeksjonsvolum, injeksjonshastighet og antall vaskesykluser. Tilpasninger som er gjort i forhold til fabrikkinnstillingene er å senke injeksjonshastigheten til 400 nl/s, øke antallet vaskesykluser til 2 etter injeksjonen og tilpasse injeksjonsvolumet så det tilsvarer en 10 µl sprøyte. Disse endringene er gjort for å ta hensyn til at det stort sett er spillvann og ikke rent drikkevann som injiseres, noe som legger mer press på sprøyten. En mer skånsom behandling vil derfor kunne øke levetiden. Antall injeksjoner bestemmes når det opprettes en jobb. Det blir brukt 4 injeksjoner av hver ukjente prøve, det er i utgangspunktet tilstrekkelig for et nøyaktig resultat ved behandling av dataen. Etter at analysen er startet opp må det lastes inn en fil med beskrivelse av hver enkelt prøve. Det er viktig for identifikasjon, men og helt avgjørende for at prosesseringsprogrammet CC<sup>TM</sup> kan skille ut standardene fra de ukjente prøvene.



Figur 4-5: Eksempel på en analyse med arbeidsstandarder for etter-prosessering

### 4.3.3 Prosessering av resultater

Rådataen produsert av IRIS behøver korreksjon for de analytiske effektene minne og drift. Ytelsen til instrumentet vil trolig ikke være konstant over en hel sekvens. I stedet vil maskinens resultater komme noe ut av kurs. Denne effekten kalles drift og bør bli tatt hensyn til. Minneeffekt er påvirkning fra en prøve til den neste som følge av at analysatoren ikke presterer å kvitte seg fullstendig med det injiserte vannet mellom hver repetisjon. Minnekorreksjon justerer med andre ord for restprodukter i analysatoren. Effekten uttrykkes som hvor nært prøvens sanne verdi målingene av instrumentet når etter et visst antall injeksjoner, noe som er avhengig av effektens amplitude. Trolig er innsprøytningsåpningen den største årsaken til minneeffekt (Geldern and Barth, 2012).

#### 4.3.3.1 Prøver med innvirkende forurensing

Når analysen er ferdig kan rådataen kontrolleres i CC<sup>TM</sup>. Enkelte av resultatene vil være flagget av programmet, noe som betyr at de mest sannsynlig inneholder forurensning som påvirker resultatet. Det er et forbehold om mest sannsynlig, ettersom CC<sup>TM</sup> av og til flagger upåvirkede prøver og derfor ikke er fullstendig pålitelig (Picarro, 2015b). Det er, som nevnt i kapittel 4.3.1, ikke mulig å korrigere forurenset data med L2130-i modellen fra Picarro. I stedet vil det, basert på en totalvurdering av resultatene, bli gjort en forenkling hvor de påvirkede prøvene blir betraktet som rene. De vil likevel være markert under resultater som flagget av CC<sup>TM</sup>.

Ved analyse med CC<sup>TM</sup> er det nødvendig å benytte output filen med rådata fra hver analyse, en standard fil med kalibrerte verdier og et instruksjonssett for L2130-i. I tillegg til disse tre filene kan antall injeksjoner som blir ignorert justeres. I denne oppgaven er det valgt å ignorere 3



injeksjoner, ettersom det er anbefalt som standard innstillinger av produsenten. Funksjonen til programmet bygger på at standardene blir antatt å være uten forurensning. Via en statistisk test sammenligner programmet spektrene til standardene og de ukjente prøvene for så å flagge hvis de statistiske ulikhetene er større enn satte grenseverdier. Eksempel på når prøvene flagges; hvis de ukjente prøvenes residual, basislinjeskift eller basislinjekurvatur er henholdsvis  $1,5\sigma$ ,  $18\sigma$  eller  $3\sigma$  unna gjennomsnittet av standardenes residual, basislinjeskift eller basislinjekurvatur (Picarro, 2015b). Desto flere injeksjoner som ignoreres, desto mindre vil standardavviket til standardenes kjente basislinjer være. Det resulterer i at toleransen for å akseptere avvik i ukjente prøver vil minske, og det vil da være en streng linje for flagging (Picarro, 2015b, Winkler, 2017).

Det er mulig å benytte CC<sup>TM</sup> som et prosesseringsprogram for all data. Likevel blir Excel arket, vanGeldern-and-Barth-WebAppendix\_v2013-04-18, utviklet av Geldern and Barth (2012) foretrukket for å korrigere samtlige prøver i denne oppgaven. Årsaken til dette skyldes at CC<sup>TM</sup> ikke korrigerer for drift. I tillegg går minnekorraksjonen ut på å ignorere de første 3 injeksjonene for så å benytte de påfølgende til å regne ut den endelige verdien. Metoden til programmet gir større unøyaktighet i resultatene og er mer arbeidsom i form av at det minimum må være 6 injeksjoner fra hver ampulle.

#### **4.3.3.2 Prøver uten innvirkende forurensning**

Når analysen er ferdig og verdiene har blitt kontrollert i CC<sup>TM</sup> vil alle verdiene overføres til Excel arket, vanGeldern-and-Barth-WebAppendix\_v2013-04-18, utviklet av Geldern and Barth (2012). Det er uavhengig av om resultatene er flagget for forurensning eller ikke, slik forklart i kapittel 4.3.3.1.

I regnearket vil verdiene tilhørende den første ampullen i sekvensen bli utnyttet som anker i drift korreksjonen. Justeringene som blir gjort skjer med hensyn på målinger av prøver med tilsvarende innhold i enden av hver rad, og som siste ampulle i slutten av en sekvens. De ampullene som benyttes for driftkorreksjon inneholder alle standarden med springvann fra Trondheim (DEST).

Drift er en lineær effekt, men stigningstallet kan variere noe mellom hver runde, og må derfor betraktes på nytt for hver analyse. Korreksjon av effekten beregnes separat for oksygen og hydrogen, noe som også er tilfelle ved minnekorraksjon. Det skyldes at de analytiske effektene gjerne har ulik størrelse mellom de to isotopene (Geldern and Barth, 2012). I følge Geldern and

Barth (2012) er driften av referansene ved en analysetid på et døgn typisk  $< 0,2\text{‰}$  for  $\delta^{18}\text{O}$  og  $< 1\text{‰}$  for  $\delta^2\text{H}$ . I regnearket blir det utført en kvalitetskontroll hvor det er satt en grense på  $\pm 0,1 \delta^{18}\text{O}$  mellom gjennomsnittsverdien av samtlige verdier av DEST korrigert for drift i analysen, og verdien av DEST bestemt i instrumentkalibreringen. Er avstanden større enn dette bør prøven i utgangspunktet analyseres på nytt (Geldern and Barth, 2012).

De påfølgende tre ampullene etter ankeret for driftkorleksjon inneholder standarder med destillert vann fra fjorden utenfor Trondheim (HIS), flaskevann fra Imsdal (ANTA) og DEST, i denne eksakte rekkefølgen. Disse prøvene har stor ulikhet i isotopforhold, noe som medfører en tilsvarende stor minneeffekt som igjen er positivt for beregning av minnekoeffisientene. Disse koeffisientene bestemmes iterativt ved å se på overgangen mellom alle de fire første ampullene på brettet, og de benyttes for å korrigere minne til de ukjente prøvene. Uten minnekorleksjon vil standardavviket tilhørende resultatene typisk være  $> 0,2\text{‰}$  for  $\delta^{18}\text{O}$  og  $> 3\text{‰}$  for  $\delta^2\text{H}$ . Det skyldes at de første injeksjonene i hver ampulle vil kunne ha en påvirkning som gir et meget feilaktig utslag (Geldern and Barth, 2012). Etter at koeffisientene er fastsatt kan alle injeksjoner med ukjent innhold benyttes i det endelige resultatet. Det betyr at ingen prøver må forkastes som følge av venting på en avtagende minneeffekt som vannes ut. I teorien tilsvarer det at det kun er nødvendig med en injeksjon per ampulle, men for å få en god statistisk analyse er det anbefalt et minimum på 4 injeksjoner fra de ukjente prøvene (Geldern and Barth, 2012). I regnearket blir det utført en tilsvarende kvalitetskontroll som for driftkorleksjon, med de samme grenseverdiene; gjennomsnittsverdien av samtlige DEST injeksjoner fra ampullen plassert i 4. posisjon korrigert for både minne og drift blir kontrollert mot DEST bestemt i instrumentkalibreringen. Er avstanden større enn anbefalt bør prøvene i utgangspunktet analyseres på nytt (Geldern and Barth, 2012).

Ampullen i sekvensen som er navngitt HERA inneholder en tidligere analysert prøve. Denne prøven, betraktes kun som en uavhengig kvalitetskontroll og benyttes ikke i noen korleksjon av rådataen.

Siste steg i regnearket er en normalisering av verdiene etter VSMOW-SLAP skalaen. Se appendiks A for nærmere beskrivelse av skalaen. Tilpasningen blir gjort med hensyn på standardene HIS og ANTA etter at deres verdier er korrigert for minne og drift.

#### 4.3.4 Kvantifisering av infiltrasjonsmengde med tilhørende usikkerhet

Fraksjonen fremmedvann kan beregnes ut fra formel 3-9 etter at rådataen er korrigert for effekter. Fraksjonen må ligge i intervallet [0, 1] for at resultatet skal betraktes som gyldig. I de tilfeller husholdningsvannet eller infiltrasjonsvannet har stor variasjon i isotopkomposisjon vil den stabile isotopmetoden gi upresise estimat og være uegnet. Metoden kan ikke benyttes i de tilfeller variasjonen er for stor. For å avgjøre om metoden gir et tilstrekkelig tydelig og relevant resultat, er det mulig å kontrollere den relative usikkerheten,  $\Delta X/X$ .

når:  $\frac{\Delta X}{X} < \text{terskelverdi} \rightarrow \text{Resultatet kan benyttes}$

når:  $\frac{\Delta X}{X} > \text{terskelverdi} \rightarrow \text{Resultatet kan ikke benyttes}$

X – fraksjonen fremmedvann

$\Delta X$  – usikkerhet til fraksjonen fremmedvann

Det er mulig å justere terskelverdien etter behov og ønske. De Benedittis and Bertrand-Krajewski (2005) benytter en terskelverdi tilsvarende lik 1, mens Schilperoort et al. (2007) benytter et strammere krav med en verdi på 0,5. I denne oppgaven gjør praktiske årsaker det hensiktsmessig at en terskelverdi på 2 blir benyttet for Hallset, mens det for Jonsvatnet og Risvollan benyttes en verdi på 1. For å unngå å forkaste resultater med lav fraksjon av fremmedvann som ikke har tilfredsstillende usikkerhet, er det gjort en tilpasning av metoden. Verdier med  $\Delta X \leq 0,2$  blir ikke forkastet selv om de ikke tilfredsstiller kontrollen av den relative usikkerheten.

For å beregne usikkerheten til fraksjonen fremmedvann benyttes Gaussian analyse (Ort and Siegrist, 2009, De Benedittis and Bertrand-Krajewski, 2005), formel 4-1. I artikkel De Benedittis and Bertrand-Krajewski (2005) er formelen tilpasset bruk av én enkelt verdi for spillvann. I denne oppgaven benyttes derimot et gjennomsnitt av injeksjonene fra hver enkelt prøve, på lik linje med verdiene for infiltrasjonsvann og husholdningsvann (Bertrand-Krajewski, 2017).

$$\Delta X = 2 \cdot \sqrt{u(\overline{\delta_{spv}})^2 \left( \frac{1}{\overline{\delta_{inf}} - \overline{\delta_{hus}}} \right)^2 + u(\overline{\delta_{hus}})^2 \left( \frac{\overline{\delta_{spv}} - \overline{\delta_{inf}}}{(\overline{\delta_{inf}} - \overline{\delta_{hus}})^2} \right)^2 + u(\overline{\delta_{inf}})^2 \left( \frac{\overline{\delta_{spv}} - \overline{\delta_{hus}}}{(\overline{\delta_{inf}} - \overline{\delta_{hus}})^2} \right)^2}$$

(4-1)

$u$  – usikkerhet

$\bar{\delta}$  – gjennomsnittlig delta

$\delta_{spv}$  – spillvann

$\delta_{inf}$  – potensielt infiltrasjonsvann

$\delta_{hus}$  – husholdningsvann (drikkevann)

I formel 4-2, 4-3 og 4-4 adderes to ulike kilder til usikkerhet (De Benedittis and Bertrand-Krajewski, 2005, Bertrand-Krajewski, 2017). Den romlige heterogeniteten i prøvene er representert ved standardavviket og beregnes i første ledd. Etter anbefaling av Bertrand-Krajewski (2017) beregnes denne usikkerheten etter formel 4-5 hentet fra Kracht et al. (2008). I det andre leddet beregnes måleusikkerheten tilhørende analysatoren.

$$u(\overline{\delta_{spv}})^2 = \sigma(\overline{\delta_{spv}})^2 + u(\delta)^2 \quad (4-2)$$

$$u(\overline{\delta_{hus}})^2 = \sigma(\overline{\delta_{hus}})^2 + u(\delta)^2 \quad (4-3)$$

$$u(\overline{\delta_{inf}})^2 = \sigma(\overline{\delta_{inf}})^2 + u(\delta)^2 \quad (4-4)$$

$\sigma(\delta)^2$  – standardavviket tilhørende en prøve

$u(\delta)^2$  – usikkerheten tilknyttet analysatoren

Utrekning av standardavviket til en prøve illustrert med  $^{18}\text{O}$  i formel 4-5.

$$\sigma(\delta) \rightarrow \sigma(\delta^{18}\text{O}) \approx \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{pr\ddot{o}ve=1}^n (\delta^{18}\text{O}_{injeksjon} - \overline{\delta^{18}\text{O}_{pr\ddot{o}ve}})^2} \quad (4-5)$$

$n$  – antall injeksjoner av en prøve

Utrekning av måleusikkerhet tilknyttet analysatoren følger formel 4-6 (Kracht et al., 2008).

$$u(\delta) \approx \sqrt{\sigma^2_{analysator} \cdot \left(1 - \frac{1}{\sqrt{n}}\right)^2} \quad (4-6)$$

$\sigma_{analysator}$  – analysatoren har en viss usikkerhet i sin analyse. Dennis (2015) oppgir denne usikkerheten for hver injeksjon til å være ca. 0,025‰ for  $\delta^{18}\text{O}$  og 0,1‰ for  $\delta^2\text{H}$ .

Infiltrasjonsvannføringen bestemmes ut fra formel 3-10. Utregning av usikkerheten tilhørende infiltrasjonsvannføringen følger formel 4-7 (De Benedittis and Bertrand-Krajewski, 2005).

$$\Delta Q_{inf} = \sqrt{\Delta X^2 Q_{spv}^2 + X^2 \Delta Q_{spv}^2} \quad (4-7)$$

$\Delta Q_{inf}$  – usikkerhet tilhørende infiltrasjonsvannføringen

$Q_{spv}$  – vannføringen i spillvannsledningen

$\Delta Q_{spv}$  – usikkerhet tilhørende vannføringen i spillvannsledningen

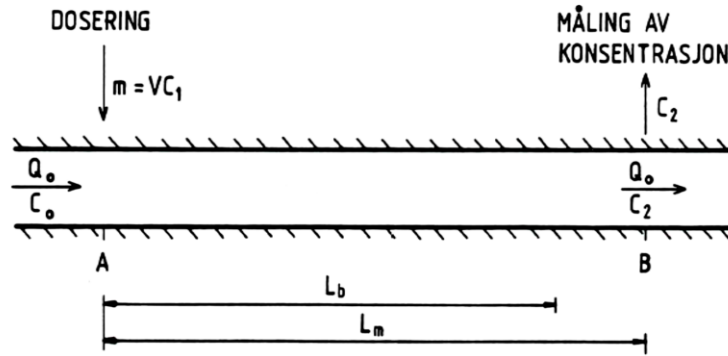
## 5 Måling av vannføring på Risvolla

For å kunne bestemme infiltrasjonsvannføring er det nødvendig å bestemme den totale vannføringen i spillvannsnettet. For området som betraktes på Risvolla er det dannet en vannføringskurve for spillvannet ved hjelp av integrasjonsmetoden. Dette vil bli beskrevet i det kommende kapittelet.

### 5.1 Vannføringsmåling ved hjelp av integrasjonsmetoden

For å måle vannføring ved hjelp av sporstoff finnes det prinsipielt to forskjellige måter det kan bli gjort på; konstant dosering av sporstoff over lengre tid eller dosering av sporstoff over kort tid (Mosevoll et al., 1991). Den sistnevnte er navngitt integrasjonsmetoden, som for øvrig er metoden som blir benyttet for å bestemme spillvannføring i denne oppgaven. Bordsalt (NaCl) vil fungere som sporstoff og TQ-System levert av Sommer Messtechnik vil registrere sporstoffkonsentrasjonen i vannstrømmen og beregne den endelige vannføringen.

Metoden er basert på momentan dosering av en kjent mengde sporstoff. Saltet tilsettes avløpsledningen i punkt A, en viss avstand,  $L_m$ , oppstrøms målepunktet, punkt B. En vesentlig faktor for det endelige resultatet er at sporstoffet fordeles jevnt i vannet. For å kunne være sikker på en god fordeling må innblandingslengden,  $L_b$ , være kortere enn  $L_m$ . I følge Mosevoll et al. (1991) bør innblandingslengden være tilstrekkelig hvis  $L_b = 200D$ , hvor  $D$  er rørets diameter. I utgangspunktet vil fordelingen bli jevnere desto lengre avstanden er mellom doseringspunktet og målepunktet, men bend, bakevjer og en lav fyllingsgrad kan gjøre det hensiktsmessig å forkorte lengden. Etter en viss tid vil «saltbølgen» nå frem til målepunktet hvor konduktivitetsmålere neddykket i strømmen vil måle endringen av ledningsevne kontinuerlig. Spillvannet vil inneholde en bakgrunnskonsentrasjon av salt,  $C_0$ , denne konsentrasjonen vil fungere som grunnlinjen i målingene, slik vist i figur 5-1, under registreringen av konsentrasjonen tilhørende «saltbølgen»,  $C_2$ .



Figur 5-1: Skissert integrasjonsmetoden (Mosevoll et al., 1991)

Programvaren tilhørende TQ-System beregner vannføring numerisk basert på utregningen demonstrert i formel 5-1. Arealet under fortynningsdiagrammet,  $A_f$ , vist i figur 5-2 benyttes i denne sammenheng, derav navnet på metoden. Formelen forutsetter at vannføringen er konstant over tidsrommet saltkurven integreres (Moore, 2005).

$$Q = \frac{m}{A_f} = \frac{m}{\int_0^{\infty} (C_2(T) - C_0) dT} \quad (5-1)$$

$Q$  – vannføring [l/s]

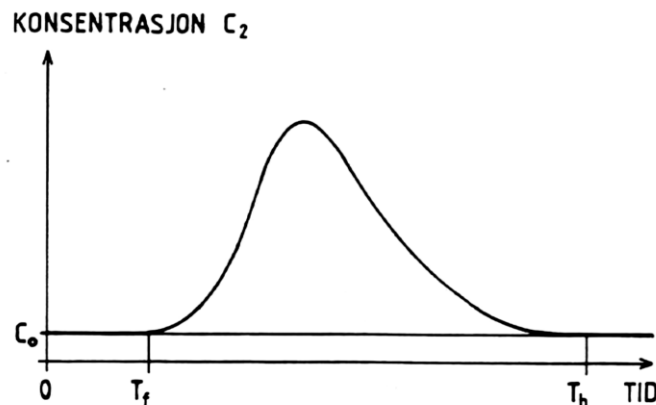
$m$  – masse til det doserte sporstoffet [kg]

$C_2$  – konsentrasjon av sporstoff under «sporstoffbølgen» [kg/l]

$C_0$  – bakgrunnskonsentrasjon av sporstoff i avløpsvannet [kg/l]

$dT$  – måleintervall, arealet beregnes mellom tidspunkt  $T_f$  og  $T_h$

Usikkerheten knyttet til målinger i spillvannsledninger er ifølge Mosevoll et al. (1991) normalt i området 5- 20%.



Figur 5-2: Sporstoffkonsentrasjonen i målepunktet som funksjon av tiden etter dosering (Mosevoll et al., 1991)

## 5.2 Metode

### 5.2.1 Prosedyre for vannføringsmåling på Risvolla

Når TQ-System benyttes for å måle ledningsevne i avløpsvann er det nødvendig med en kalibrering av sensorene. Under målinger av vannføring i spillvannsledningen i forskningsfeltet på Risvolla blir kalibreringen gjennomført ved å legge sensorene i 250 ml destillert vann, deretter tilsettes 0,5 ml av en 10 g/l saltløsning. Den nye konduktiviteten registreres av sensorene og logges i programmet. Dette blir gjentatt minimum fire ganger, før kalibreringen avsluttes. Ved en god kalibrering vil den lineære korrelasjonen mellom den registrerte konduktiviteten og konsentrasjonen av tilsatt salt være opp mot 0,9998. Hver sonde får en tilpasset kalibreringskoeffisient som tilsvarer stigningstallet på den lineære tilpasningen til kalibreringspunktene.

For å oppnå best mulig nøyaktighet er det viktig med gode arbeidsrutiner. Saltet som tilføres ved doseringspunktet må helles momentant i renna, uten at noe går til spille. Saltmengden må være tilstrekkelig stor slik at ledningsevnen som et minimum fordobles i forhold til bakgrunnskonsentrasjonen under selve målingen. I tillegg må begynnelsen og slutten av fortynningskurven tydelig kunne bestemmes. For lav saltmengde kan skape problemer med å vite når målingen bør avsluttes, kurven vil da være flat mot slutten (Mess-Systemtechnik, 2011). En bønne med tauverk er egnet for å få god presisjon på salttilførselen. I målepunktet bør sensorene være mest mulig fri for tilsmussing i form av artikler ført med vannet. Det er hensiktsmessig for at sensorene skal måle korrekt konduktivitet. Det innebærer at de må overvåkes under målingene.

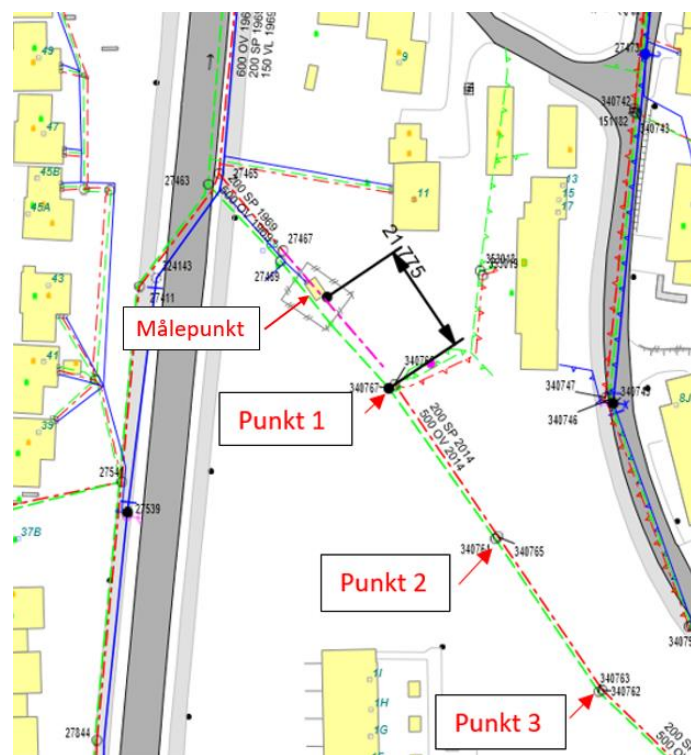
Det er tre ulike parametere som blir forsøkt justert i arbeidet med å kartlegge vannføringen, med tanke på å oppnå en mest mulig optimal prosedyre og godt resultat.

- Tilsette ulik saltmengde. Det blir forsøkt med 0,15 kg, 0,3 kg og 0,5 kg. Denne parameteren justeres i programvaren til TQ-System.
- Variere avstand mellom doseringspunkt og målepunkt. Det blir forsøkt med tre ulike punkter for dosering. Punkt 1 er i kum 340768 med en avstand på 22 m fra målepunkt, punkt 2 er kum 340765 med avstand 59 m fra målepunkt og punkt 3 er kum 340762 med avstand 92 m fra målepunkt. Se figur 5-3.

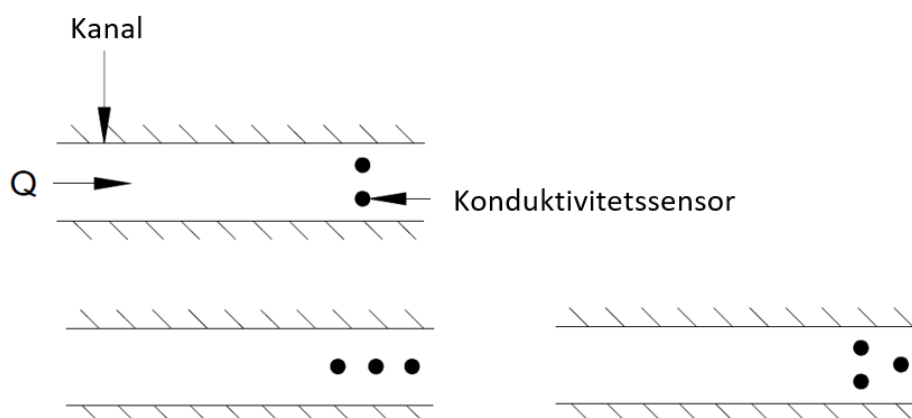


- Variere oppsettet av sensorene i spillvannskanalen. Tre ulike oppsett blir testet ut. Disse er illustrert i figur 5-4.

Vannstanden blir bestemt ved bruk av meterstokk. Det måles før saltbølgen når frem til punktet og rett etter at den har passert. En middsverdi av disse målingene blir benyttet.



Figur 5-3: Kartutsnitt fra Gemini VA av Risvollan forskningsstasjon med tre ulike doseringspunkt



Figur 5-4: Oppsett av sensorene i måletverrsnittet (Nordvåg, 2017)

### 5.2.2 Prosedyre for utregning av vannføring

TQ-System baserer utregningen av vannføring på prinsippet vist i formel 5-1. Den korrekte numeriske utregning som programvaren utfører skjer etter følgende uttrykk:

$$Q_i = \frac{m}{\alpha \cdot \int_{T_f}^{T_h} (L - L_0) dT} \quad (5-2)$$

Q – vannføring målt av sonde i [l/s]

m – masse til det doserte sporstoffet [kg]

L – ledningsevne når «sporstoffbølgen» passerer målepunktet [S/cm]

L<sub>0</sub> – opprinnelig ledningsevne i vannet før ankomst av «sporstoffbølgen» [S/cm]

dT – måleintervall, arealet beregnes mellom tidspunkt T<sub>f</sub> og T<sub>h</sub>. Tiden ved begynnelsen av sporstoffpassasjen, T<sub>f</sub>, til enden av sporstoffpassasjen, T<sub>h</sub>

α = kalibreringskoeffisienten, helning av kalibreringslinjen [s]

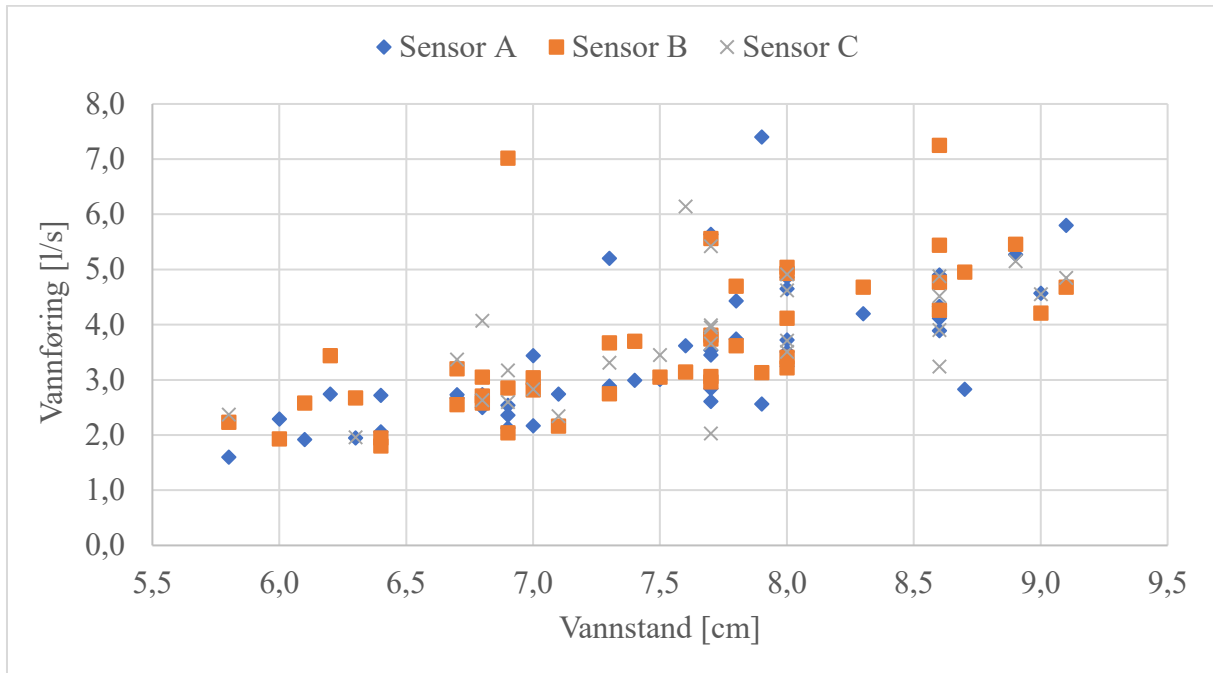
## 5.3 Resultater

I tabell 5-1 er rådataen fra samtlige vannføringsmålinger presentert. Måling #1-6 er gjennomført 20. mars, måling #7-25 er gjennomført 21. mars og måling #26-47 er gjennomført 30. mars. De målingene som er åpenbart gale er markert rødt, og ikke tatt med i den grafiske fremstillingen av dataen presentert i figur 5-5 og 5-6.

Tabell 5-1: Resultater av samtlige vannføringsmålinger

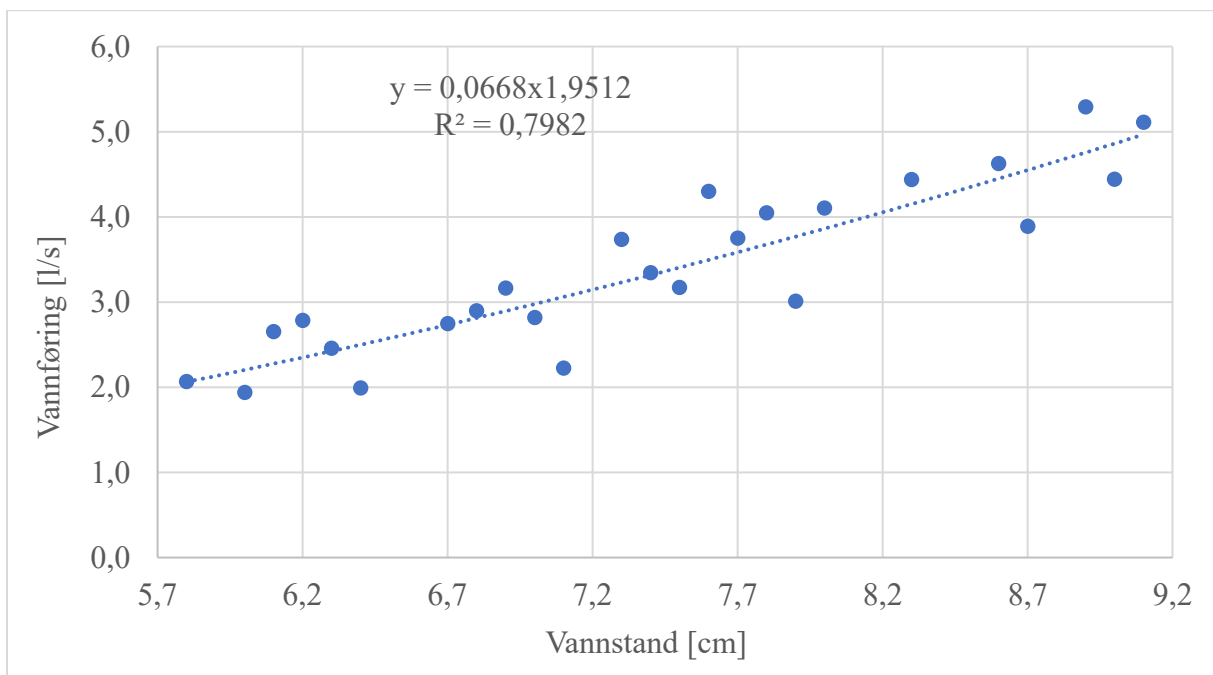
Måling #	Tidspunkt	Vannstand [cm]	Saltmengde [kg]	Doseringspunkt	Sensornavn og målt vannføring [l/s]			Gjennomsnittlig målt vannføring [l/s]	Data fjernet ved korleksjon
					A	B	C		
1	15:30	6,8	500	2	11,41	3,05	-	7,23	A
2	16:00	7,4	500	2	2,99	3,7	-	3,34	
3	16:30	7,8	500	2	4,43	4,7	-	4,56	
4	17:00	8,3	500	2	4,2	4,68	-	4,44	
5	17:30	8,7	500	2	2,83	4,95	-	3,89	A
6	18:00	8,0	500	2	3,51	4,12	-	3,81	
7	06:00	5,8	300	1	1,6	2,23	2,37	2,07	
8	06:30	8,6	300	1	3,89	5,44	3,24	4,19	C
9	07:00	8,0	300	1	4,86	5,04	4,91	4,94	
10	07:30	8,9	300	1	5,27	5,46	5,15	5,29	
11	08:00	8,6	300	1	4,12	7,25	4,52	5,3	B
12	08:30	6,9	300	1	2,54	7,02	3,17	4,25	B
13	08:45	6,9	300	1	2,36	2,85	2,6	2,61	
14	09:00	7,7	300	1	2,84	2,96	5,42	3,74	C
15	09:30	7,3	300	1	5,2	3,67	3,31	4,06	A
16	10:00	6,8	500	2	2,5	2,58	4,07	3,05	C
17	10:30	8,0	500	3	3,72	4,93	3,71	4,12	
18	11:00	7,7	500	3	3,54	3,81	3,99	3,78	
19	11:30	8,0	500	2	4,65	3,41	3,51	3,86	
20	14:30	7,7	500	2	2,61	3,06	3,66	3,11	A
21	15:00	7,6	150	2	3,62	3,14	6,14	4,3	C
22	15:30	7,7	500	2	3,45	3,74	3,95	3,72	
23	15:45	8,6	500	2	4,33	4,26	3,9	4,16	
24	16:00	9,0	500	2	4,57	4,21	4,55	4,45	
25	16:15	9,1	500	2	5,8	4,68	4,85	5,11	
26	06:15	6,8	300	3	2,73	2,71	2,63	2,69	
27	06:30	7,7	300	3	5,64	5,56	2,03	4,41	A, B
28	07:00	8,6	300	3	4,9	4,77	4,88	4,85	
29	07:30	7,5	300	3	3,01	3,05	3,45	3,17	
30	08:00	8,0	300	3	3,25	3,22	4,62	3,7	
31	08:30	7,9	300	3	40,7	82,94	79,35	67,66	A, B, C
32	09:00	6,7	300	3	2,56	2,55	3,37	2,83	
33	09:30	7,0	300	3	2,67	3,04	2,83	2,85	
34	10:00	7,1	150	3	2,17	2,16	2,34	2,22	
35	10:30	6,3	300	3	2,74	2,67	1,96	2,46	
36	11:00	6,0	500	3	1,95	1,93	-	1,94	
37	11:30	6,4	500	3	2,29	1,95	-	2,12	
38	12:00	6,7	300	3	2,06	3,20	-	2,63	
39	13:00	6,1	300	3	2,73	2,58	-	2,66	
40	13:30	6,4	300	3	1,92	1,80	-	1,86	
41	14:00	6,9	200	3	27,83	33,22	-	30,53	A, B
42	14:30	6,9	300	3	2,72	2,04	-	2,38	
43	15:00	6,2	150	3	2,13	3,44	-	2,78	
44	15:30	7,0	500	3	2,74	2,82	-	2,78	
45	16:00	7,8	300	3	3,44	3,62	-	3,53	
46	16:15	7,3	300	3	3,74	2,75	-	3,24	
47	16:30	7,9	300	3	2,89	3,13	-	3,01	

Figur 5-5 er en grafisk illustrasjon av rådataen med vannstand plottet mot vannføring for hver enkelt måling utført av sensorene.



Figur 5-5: Plott av ukorrigert rådata

Figur 5-6 er en grafisk illustrasjon av rådataen med et gjennomsnitt av samtlige vannføringsmålinger per millimeter vannstand plottet mot vannstand. Den tilhørende trendlinjen er vist i diagrammet.



Figur 5-6: Vannføringskurve av ukorrigert rådata

I tabell 5-2 er økningen i ledningsevne ved salttilførsel satt opp mot bakgrunnskonsentrasjonen i spillvannet. Ledningsevnen oppgitt som representativ for hver enkelt saltdose, er den minste av alle målte maksimum i fortynningsdiagrammene. I all hovedsak ligger bakgrunnskonsentrasjonen på 500 – 700  $\mu\text{S/cm}$ . Det er valgt 1000  $\mu\text{S/cm}$  for å få et verst tenkelig scenario for forholdstallet.

Tabell 5-2: Doseringsmengder av sporstoff

Saltmengde [kg]	0,5	0,3	0,15
Representativ ledningsevne (L) [ $\mu\text{S/cm}$ ]	12972	8934	5154
Avrundet forholdstall (L/1000) [ $\mu\text{S/cm}$ ]	1:13	1:9	1:5

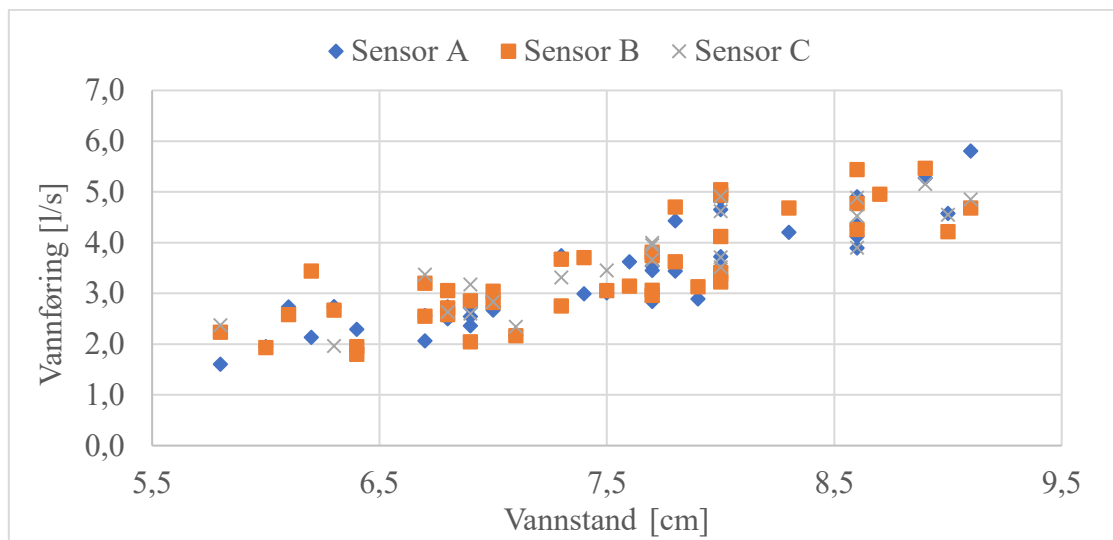
## 5.4 Diskusjon

Ideelt sett bør hvilken type sporstoff som benyttes for vannføringsmåling velges ulikt vannets fysiske og kjemiske egenskaper. Eksempelvis er litiumklorid et egnet sporstoff for vannføringsmåling i avløpsrør siden vannet ikke har noen naturlig bakgrunnskonsentrasjon av stoffet. Som en følge av begrensning på tilgjengelig utstyr, falt valget på bordsalt i denne oppgaven. Stoffet er en vanlig bestanddel i spillvann og konsentrasjonene kan være høye og variere raskt. Under målingene ble det forsøkt med ulike saltmengder. Av tabell 5-2 kommer det frem at det vil være mer enn tilstrekkelig å benytte en saltmengde på 0,15 kg for å tilfredsstille kravet om en fordobling av ledningsevne under måling.

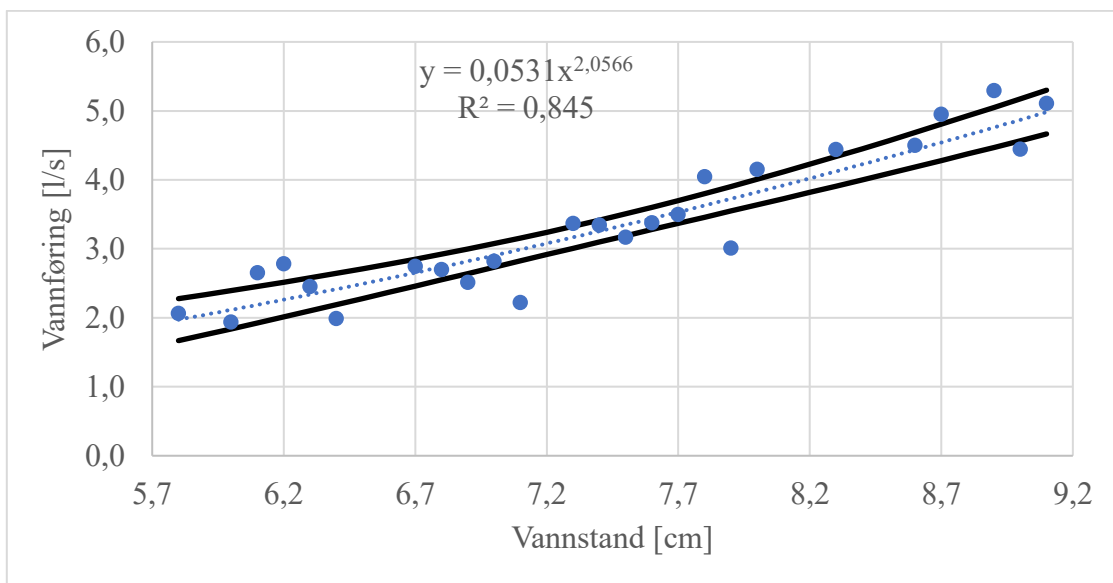
En forutsetning for bruk av metoden er at alt salt blir tilført momentant, og at tilført doseringsmengde tilsvarer hva som blir oppgitt til programmet. Ved målingene #41 og #31 ble ikke alt salt tilført spillvannsrenna i doseringspunktet. Det medførte avvik i vannføringsberegningene som følge av det skjeve forholdet mellom den observerte saltløsningens fortynning og den oppgitte mengden totalt tilsatt salt. Utregningen skjer etter formel 5-2. Siden disse resultatene ikke er representative, er de ikke tatt med i plottet av rådataen vist i figur 5-5. Denne figuren viser tydelig at enkelte verdier kan betraktes som gale ut fra normen til resterende data. For å korrigere resultatene og fjerne de mest avvikende målingene er det gjort en skjønnsbasert vurdering. Denne vurderingen er gjort med hensyn på å skape et mer samlet plott. Helt til høyre i tabell 5-1 er det markert hvilke data som er fjernet, og det resulterende plottet er vist i figur 5-7. Det er videre tatt et gjennomsnitt av den korrigerede

vannføringen per høydeenhet, det er presentert i figur 5-8. Et tilsvarende plott er gjort for rådataen, figur 5-6. Ved sammenligning av behandlet og ubehandlet data er det benyttet en trendlinje (potens). Det er en tydelig forbedring i korrelasjon fra  $R^2 = 0,798$  til  $R^2 = 0,845$  etter at en justering har blitt utført.

For å kvantifisere usikkerheten i resultatene er det benyttet et 95%-konfidensintervall. Nedre og øvre grense er skissert sammen med regresjonslinjen i figur 5-8. Intervallet er regnet ut fra gjennomsnittsverdiene av vannføringen. Det er benyttet t-fordeling siden det er et begrenset antall observasjoner ( $n = 25$ ). Resultatet er ikke kontrollert opp mot eksterne metoder, så det vil være galt å fastslå at den sanne vannføringen kan betraktes med 95% sikkerhet. Det skyldes at det potensielt kan være et avvik mellom de målte og de sanne verdiene.



Figur 5-7: Korrigert rådata. Fjernede målinger er registrert i tabell 5-1

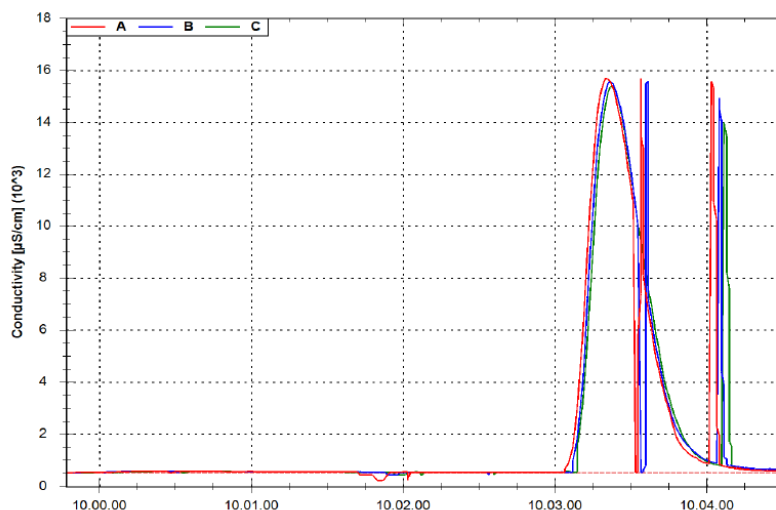


Figur 5-8: Korrigert vannføringskurve

Det er en rekke faktorer som spiller inn på nøyaktigheten i målingene og den medfølgende usikkerheten i resultatene. Videre i teksten vil det være en beskrivelse av feilkilder i forsøkene.

En faktor som åpenbart har innvirkning er materiale som fester seg til sensorene. Under en rekke målinger har det vært nødvendig å fjerne dopapir, kluter og andre store gjenstander fra sensorene for å hindre en stigende og feilaktig ledningsevne. I enkelte tilfeller har dette pekt seg ut som kilden til gale målinger, men gjentatte ganger har målingene vært avvikende fra forventet verdi uten at synlige forstyrrelser av sensorene har vært mulig å oppdage. En tenkelig forklaring kan være oppsamling av mindre partikler inne i kolben til sensorene, men dette forblir en hypotese. En annen faktor som har spilt inn på nøyaktigheten av resultatene er sensorenes plassering i kanalen. I utgangspunktet var tanken at det ville være mest mulig fordelaktig å benytte alle tre sensorene som medfølger TQ-Systems. Kryss-kontroll ved tre simultane målinger ville da vært mulig. Sensorene ble derfor plassert slik de to nederste bildene i figur 5-4 demonstrerer. Det var ønskelig å måle vannføringen i midten av kanalen og siden bredden ikke var tilstrekkelig for å få plassert alle tre, ble de derfor forsøkt stilt etter hverandre. Det viste seg å være en rekke utfordringer som fulgte med denne type oppsett. Den eller de bakenforliggende sensorene ble utsatt for en kunstig oppstuvning i front hvor ledningsevnen potensielt ikke var representativ for kanalens strømming. Samtidig fikk materiale i renna lite rom til å passere. Av den grunn ble det i stedet valgt å kun utnytte to av sensorene samtidig, se øvre tegning i figur 5-4. Dette oppsettet gav en tilstrekkelig dekning av den midtre vannføringen, og var mindre arbeidsom med tanke på oppstuvning rundt sensorene.

Illustrert i figur 5-9 er utformingen av en typisk sporstoffkurve med den registrerte konduktiviteten fra oppstart til slutt under målingene. Denne illustrasjonen skiller seg fra hva som kan betraktes som en normal måling (figur 5-2), ved at det er to tydelige forstyrrelser. Disse forstyrrelsene oppstår uavhengig av hvilke doseringspunkt (1, 2, 3) som benyttes. Det må kunne antas at målingene er reelle ettersom det ikke er oppdaget noen feil med instrumentet og sensorene fungerte fint ved innkjøring i laboratoriet. Det blir spekulativt å anslå hva som skaper disse bølge av ujevnheter i ledningsevne. Sannsynlige forklaringer kan være endring i rørdimensjon, bend, bakevjer eller fysiske hindringer. Det som derimot med sikkerhet kan stadfestes er at årsaken er lokalisert til å være på strekningen mellom punkt 1 og sensorene plassert i målepunktet.



Figur 5-9: Vannføringsmåling #14. Eksempel på forstyrrende utslag i ledningsevne.

Naturlig nok er det ikke ønskelig å oppleve disse forstyrrelsene. Det er ikke kun det faktum at disse hoppene forstyrrer arealet under fortynningsdiagrammet, men de gjør det og vanskelig å avslutte målingene uten at stopptidspunktet vil spille inn på det endelige resultatet. En varierende bakgrunnskonsentrasjon er en annen faktor som skaper utfordringer med en korrekt avslutning av målingene. I teorien vil det være mulig å stoppe en måling automatisk når ledningsevnen har falt tilbake til bakgrunnskonsentrasjonen, men når innholdet i spillvannet er varierende stiller det seg annerledes. I enkelte tilfeller er det observert en variasjon i den naturlige konduktiviteten på hele 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$  under en og samme måling. Til sammen utgjør disse faktorene at det må gjøres en skjønsmessig vurdering hver gang målingene skal stoppes. Denne vurderingen har stor påvirkning på det endelige resultatet og skaper en ikke kvantifiserbar usikkerhet, så sant resultatet ikke kontrolleres opp mot eksterne kilder i form av andre metoder.

Metoden har som nevnt i teoridelen en forutsetning om at det er konstant vannføring under målingene. Denne forutsetningen er vanskelig å holde når spillvannsproduksjonen kommer fra et fåtall abonnenter. Det er 520 husstander tilknyttet nettet ovenfor forskningsstasjonen, som betyr at variasjonen vil svinge hurtigere enn hva som er tilfelle for et større nettverk. Under forsøkene ble det flere ganger registrert en varierende vannstand, noe som er ensbetydende for en varierende vannføring. For instrumentets beregning av vannføring er det vrient å slå fast betydningen av denne innvirkningen. I de tilfeller vannstanden varierte fra målingen før saltbølgen passerte til etter den hadde passert ble midlere høyde av disse to den høyden som er oppgitt i tabell 5-1.



Metoden krever en viss innblandingslengde av sporstoffet slik at det blir fordelt homogent i hele vannmassen. I utgangspunktet skal det være tilstrekkelig med 40 m ( $L_b = 200D = 200 \times 0,2$  m), men siden turbulensen i ledningsstrekket er ukjent har ulike lengder blitt testet ut. Tidligere har det blitt nevnt at det vil være forstyrrelser i fortynningsgrafene uavhengig av doseringspunkt. En dypere analyse av de enkelte innblandingspunktene påvirkning på resultatet vil ikke bli foretatt, men det ble gjort en evaluering underveis i forsøkene. En skjønnsbasert vurdering av fortynningsdiagrammene til sensorene gir tilsynelatende best korrelasjon ved saltutslipp i punkt 3. Derfor ble dette til slutt det foretrukne doseringspunktet, se tabell 5-1.

## **5.5 Konklusjon**

Under forsøkene er det en rekke faktorer som påvirker målingene i negativ retning. At øyeblikket for når målingene avsluttes har påvirkning på den endelige vannføringen gjør det nærmest umulig å fastslå størrelsesorden av usikkerheten. I tillegg kommer faktorer som tilsmussing av sensorene, varierende bakgrunnskonsentrasjon av sporstoff og forstyrrelser i måling av saltløsningens fortynning. Det lar seg derfor ikke gjøre å si noe om målingenes samsvar med den sanne vannføringen uten å kontrollere opp mot eksterne kilder. Likevel er det vist en tydelig korrelasjon mellom vannføring og vannstand ut fra målingene som har blitt gjennomført. Den endelige vannføringskurven vil bli brukt senere i oppgaven i tilknytning til bestemmelse av infiltrasjonsvannføring gjennom målepunktet.

## 6 Resultater ved bruk av isotoper som sporstoff

I dette kapitlet vil resultatene fra analyse av isotopinnhold i vannprøvene bli presentert. Presentasjonen av rådataen er satt i kontekst med tanke på forskningsspørsmålet som utforskes i denne oppgaven. De enkelte verdiene som danner grunnlaget for de ulike fremstillingene er hentet fra tabeller med rådata plassert i appendiks B.

### 6.1 Presisjon i analyse

Analysatoren har blitt kjørt i ti separate runder for å karakterisere innholdet i totalt alle vannprøvene. Hver enkelt analyse er forsøkt korrigert for effektene minne og drift slik forklart i kapittel 4.3.3. Suksessen av korreksjonene kvantifiseres med en kvalitetskontroll. Fra instrumentkalibreringen er den sanne verdien av arbeidsstandarden DEST bestemt. Ved en normal analyserunde er det gjennomført repeterende målinger av standarden, slik vist i figur 4-5. Resultatene av DEST vil i tillegg til å korrigere ukjent data for drift, benyttes for kontroll av rundens presisjon. Denne kontrollen er todelt, en for hver analytisk effekt. Resultatene er vist i tabell 6-1. Tallene uthevet med rødt i tabellen tilfredsstillende ikke de satte grenseverdiene +/- 1,5 for  $\delta^2\text{H}$  og +/- 0,1  $\delta^{18}\text{O}$ . Dette er nærmere presentert i kapittel 4.3.3.2.

Tabell 6-1: Avvik mellom sann verdi av DEST og verdier av DEST kjørt i ulike runder korrigert for drift og minne

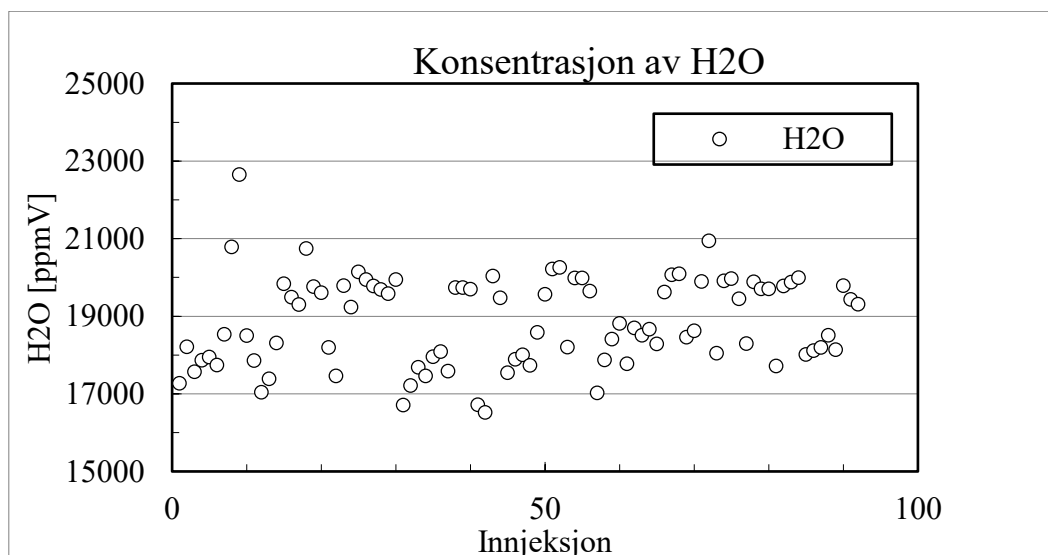
Runde #	$\delta^{18}\text{O}$ drift	DEST	$\delta^{18}\text{O}$ 4	DEST Pos.	$\delta^2\text{H}$ drift	DEST	$\delta^2\text{H}$ 4	DEST Pos.
1	-0,19		-0,16		0,9		1,2	
2	-0,05		-0,14		-1,2		-1,1	
3	-0,18		-0,02		-1,8		-1,0	
4	0,01		-0,03		0,1		0,2	
5	-0,18		-0,17		1,2		1,4	
6	-0,17		-0,14		0,3		0,7	
7	-0,31		-0,17		-1,8		-1,2	
8	-0,25		-0,15		-0,4		0,0	
9	0,43		0,18		1,6		0,8	
10	0,12		0,22		0,3		0,6	

Før det kan kjøres en analyse med L2130-i analysatoren må maskinen være kalibrert mot kjente internasjonale standarder. På den måten vil de produserte resultatene bli normalisert etter VSMOW-SLAP skalaen. I instrumentkalibreringen vil det i tillegg være en korreksjon av arbeidsstandardene slik at de kan benyttes for etter-prosessering av drift, minne og til slutt en rettelse av normaliseringen av de ukjente vannprøvene. Det er normalt at det kjøres en instrumentkalibrering hvert halvår, eventuelt oftere ved ekstraordinære tilfeller. Som en følge av avvikene presentert i tabell 6-1 er det i et forsøk på forbedring kjørt en ny kalibrering før runde 9. Resultatene fra begge kalibreringene er vist i tabell 6-2.

Tabell 6-2: Kalibrerte arbeidsstandarder ved to ulike instrumentkalibreringer

	Kalibrering runde 9-10, 10 µl sprøyte		Kalibrering runde 1-8, 1,2 µl sprøyte		Differanse [absoluttverdi]	
	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	$^{18}\text{O}$	$^2\text{H}$
HIS	-1,2277	-8,8715	-1,1562	-9,2352	0,0715	0,3637
DEST	-8,8027	-62,5116	-8,7546	-62,1765	0,0481	0,3351
ANTA	-11,1531	-86,2183	-11,6927	-89,2722	0,5396	3,0539

Isotopanalysatoren måler konsentrasjonen av vann blandet med nitrogen for hver injeksjon som analyseres av apparatet. Variasjonen i konsentrasjon for en typisk sekvens kjørt i denne oppgaven er illustrert i figur 6-1. Spredningen er representativ for samtlige runder hvor en sprøyte på 10 µl er benyttet, det vil si runde 3 – 10.



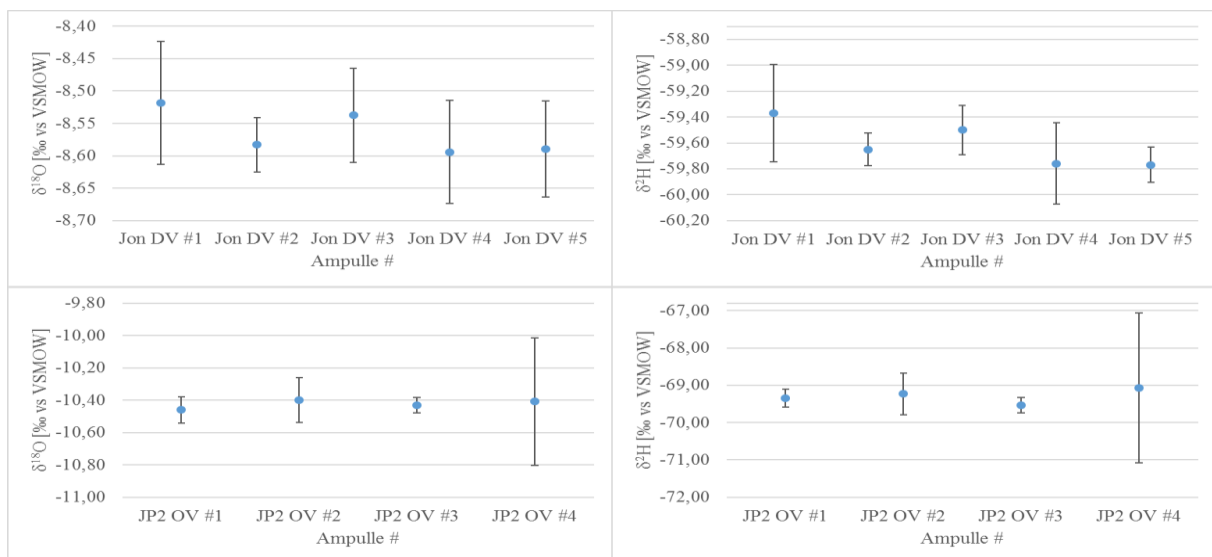
Figur 6-1: Konsentrasjonspuls av H<sub>2</sub>O hentet fra runde 9

I runde 1 og 2 ble sprøytestørrelser på respektivt 1,2 µl og 5 µl benyttet. Her er spredningen vesentlig mindre enn i analysene med 10 µl. Tabell 6-3 viser en kvalitetskontroll for drift og minne etter at disse analysene har blitt korrigert for svake pulser. Kvalitetskontrollen for drift alene blir ikke bedre som følge av for få DEST-verdier med god kvalitet.

Tabell 6-3: Runder korrigert for ujevn konsentrasjonspuls av H<sub>2</sub>O

Runde #	Grense [ppmV]	δ <sup>18</sup> O DEST drift	δ <sup>18</sup> O DEST Pos. 4
1	19.000 ± 500	-0,17	-0,09
2	20.000 ± 500	-0,14	-0,08

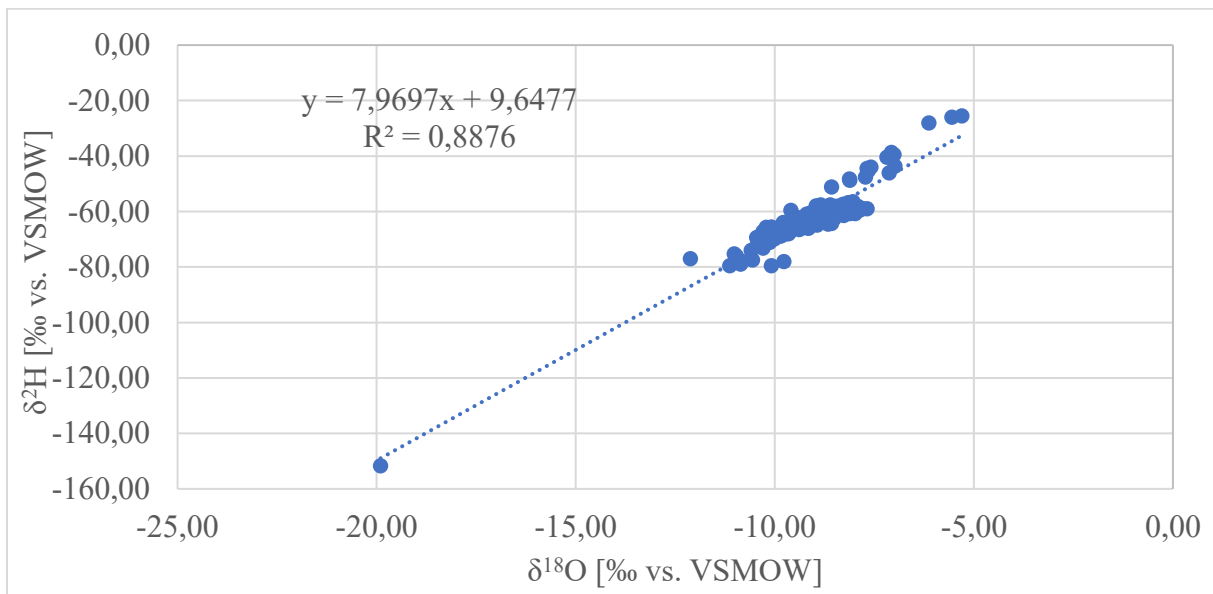
Instrumentets presisjon er undersøkt ved gjentatt analyse av samme vannprøve fordelt i ulike ampuller. Resultatene er hentet fra runde 1 før det ble korrigert for puls. Figur 6-2 viser vannprøvene som er valgt ut for repeterende analyse. Det er springvann fra Jonsvatnet 18. januar (Jon DV) og vann fra Lykkjebekken 27. januar (JP2 OV).



Figur 6-2: Gjentakende analyse av identisk prøve fra ulike ampuller innad i runde 1 før pulskorreksjon (feilfelt: σ av injeksjoner)

## 6.2 Korrelasjon mellom $^{18}\text{O}$ og $^2\text{H}$

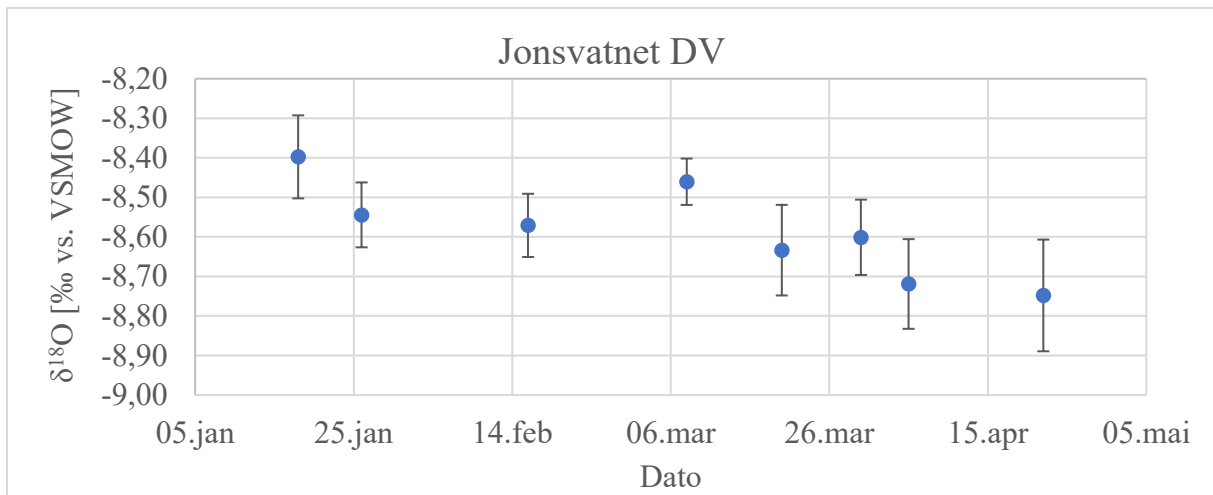
Forholdet mellom  $\delta^{18}\text{O}$  og  $\delta^2\text{H}$  i nedbør gitt et globalt perspektiv ble presentert i kapittel 3.5. Hydrologiske variasjoner gjør det derimot hensiktsmessig å danne ligninger som er tilpasset lokale forhold. For å danne en LMWL må det gjøres omfattende prøvetaking av nedbøren i et område. I denne oppgaven er det gjort en forenkling hvor det i stedet er lagd en regresjonslinje ut fra samtlige analyserte prøver. Prøven med  $\delta^{18}\text{O}$  lik -19,9 og  $\delta^2\text{H}$  lik -151,6 har svært avvikende verdier fra normen, noe som skyldes at det er en prøve tatt av snø.



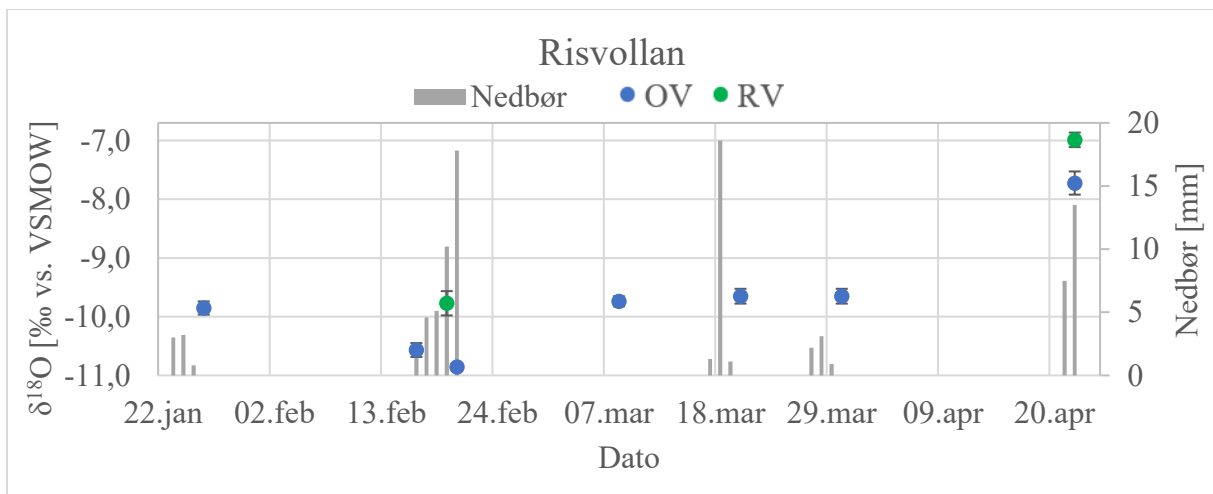
Figur 6-3: Ukorrigert regresjonslinje av prøver fra alle tre prøvetakingsområder

## 6.3 Sesongvariasjoner

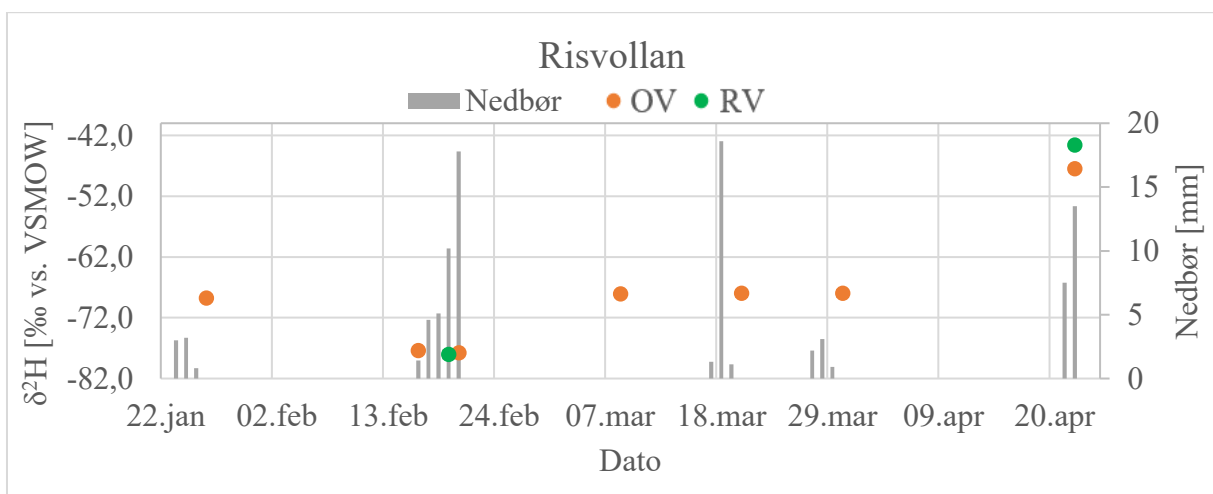
Prøvetakingen varte i perioden fra januar til april måned. I denne perioden er det foretatt jevnlig dokumentasjon av potensielt infiltrasjonsvann (OV) for de ulike områdene, samt husholdningsvann (DV). Resultatene er presentert i figur 6-4 til og med figur 6-11. Verdier er hentet fra runde 10. Nedbørsdata for Jonsvatnet og Hallset er antatt å være identisk med målte mengder ved Voll værstasjon, tilhørende meteorologisk institutt. Nedbørsdata for Risvollan er hentet fra målestasjonen plassert der. Nedbørsdata er plottet for de tre foregående dagene før prøvetaking, samt inneværende dag frem til prøvetakingstidspunktet.



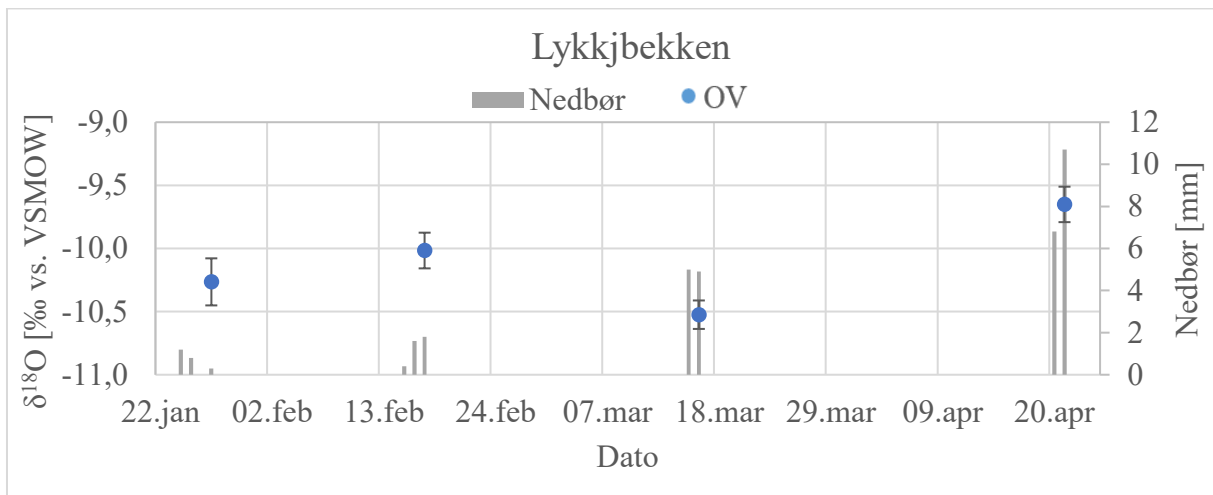
Figur 6-4: Utvikling av  $^{18}\text{O}$  i husholdningsvann fra Jonsvatnet over prøvetakningsperioden (feilfelt:  $\sigma$  av injeksjoner)



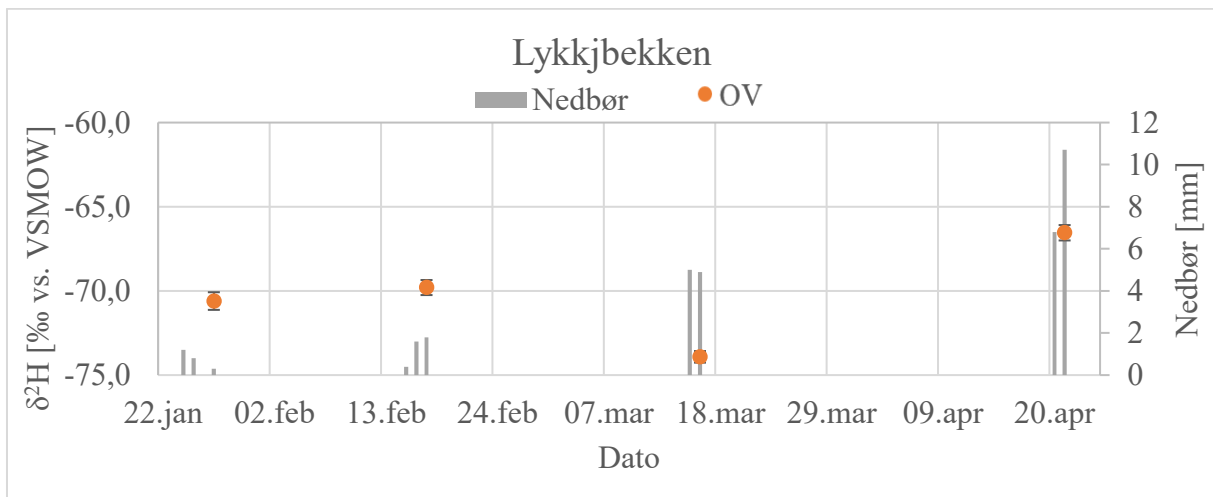
Figur 6-5: Utvikling av  $^{18}\text{O}$  i overvannet og regnvannet på Risvollan over prøvetakningsperioden (feilfelt:  $\sigma$  av injeksjoner)



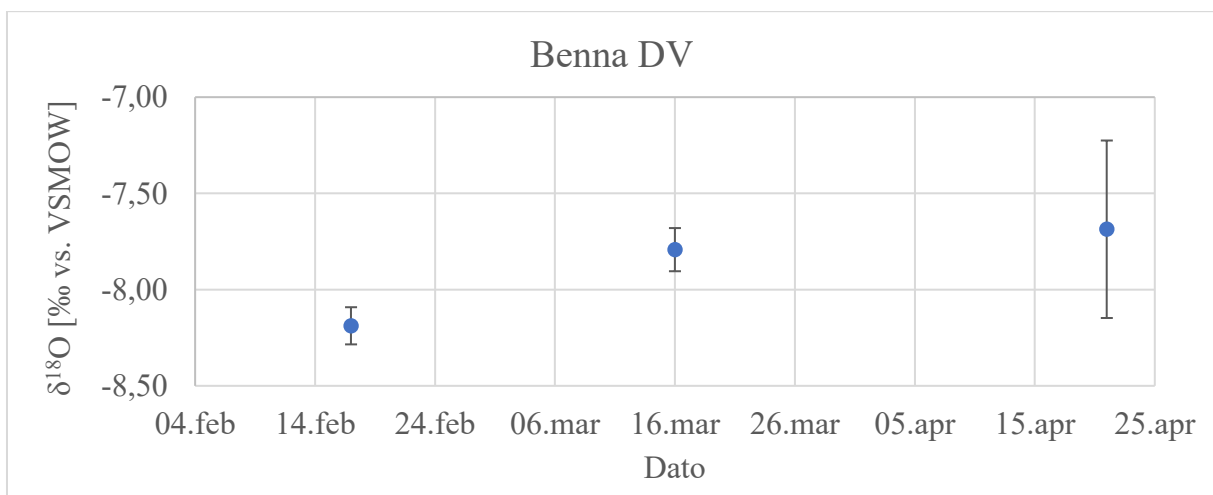
Figur 6-6: Utvikling av  $^2\text{H}$  i overvannet og regnvannet på Risvollan over prøvetakningsperioden (feilfelt:  $\sigma$  av injeksjoner)



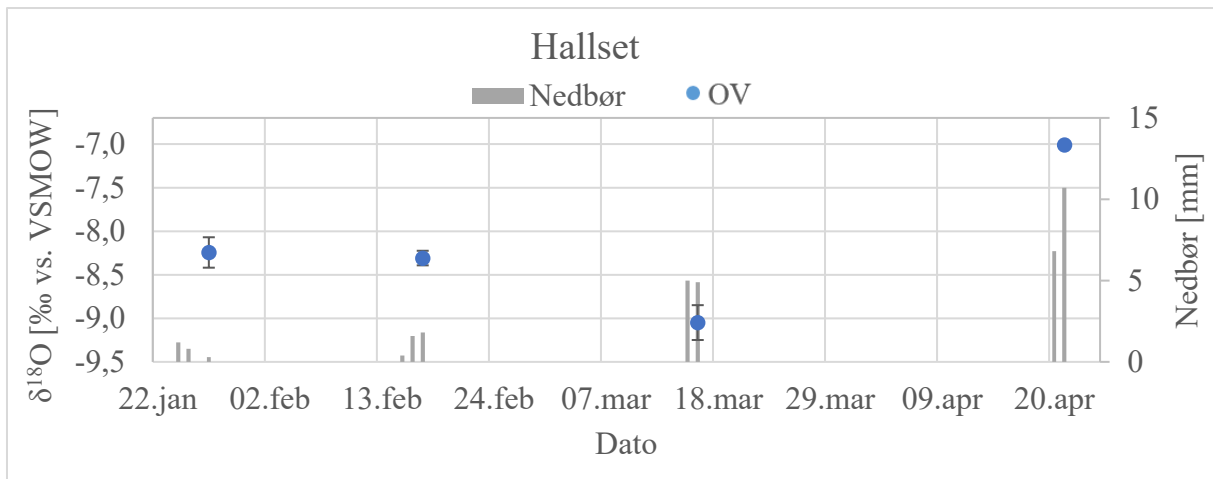
Figur 6-7: Utvikling av  $^{18}\text{O}$  i Lykkjebekken over prøvetakningsperioden (feilfelt:  $\sigma$  av injeksjoner)



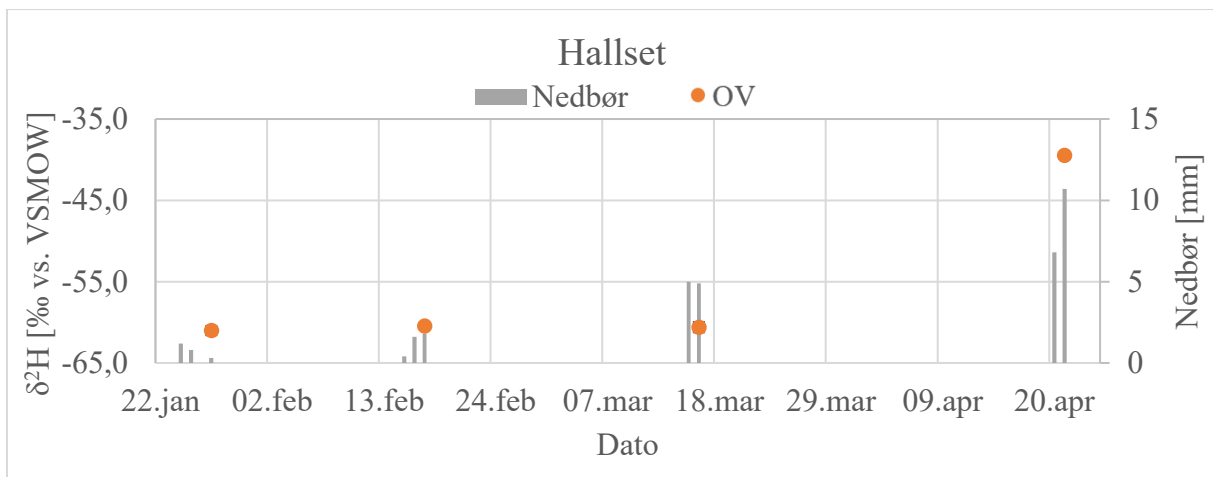
Figur 6-8: Utvikling av  $^2\text{H}$  i Lykkjebekken over prøvetakningsperioden (feilfelt:  $\sigma$  av injeksjoner)



Figur 6-9: Utvikling av  $^{18}\text{O}$  i husholdningsvann fra Benna over prøvetakningsperioden (feilfelt:  $\sigma$  av injeksjoner)



Figur 6-10: Utvikling av <sup>18</sup>O i overvannet på Hallset over prøvetakningsperioden (feilfelt: σ av injeksjoner)



Figur 6-11: Utvikling av <sup>2</sup>H i overvannet på Hallset over prøvetakningsperioden (feilfelt: σ av injeksjoner)

Tabell 6-4 viser gjennomsnittlige isotopdifferanser mellom potensielt infiltrasjonsvann og husholdningsvann for de tre ulike feltene for prøvetakning. Det er kun tatt med data for datoer hvor det finnes δ-verdi av både DV og OV i perioder med lite eller ingen nedbør. Verdier er hentet fra samtlige runder hvor grenseverdiene er analysert sammen.

Tabell 6-4: Gjennomsnittlig differanse i isotopinnhold mellom grenseverdiene

Sted (dato for prøvetakning)	Hallset (16.02)	Risvollan (26.01, 08.03, 30.03)	Jonsvatnet (26.01, 16.02)
Gjennomsnittlig differanse mellom DV og OV [δ <sup>18</sup> O]	0,7	1,2	1,7
Gjennomsnittlig differanse mellom DV og OV [δ <sup>2</sup> H]	2,4	6,6	9,4



## 6.4 Infiltrasjon

### 6.4.1 Hallset

I tabell 6-5 er resultatene av beregnet fraksjon fremmedvann i punktene HHP1, HSP1 og HSP2 på Hallset.

27. januar ble det ikke tatt noen prøve av husholdningsvann fra Benna. Av den grunn er verdien fra 17. februar benyttet som en erstatning i utregningen av infiltrasjonsfraksjonen siden den er nærmest prøvetakningsdatoen.

Tabell 6-5: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann på Hallset

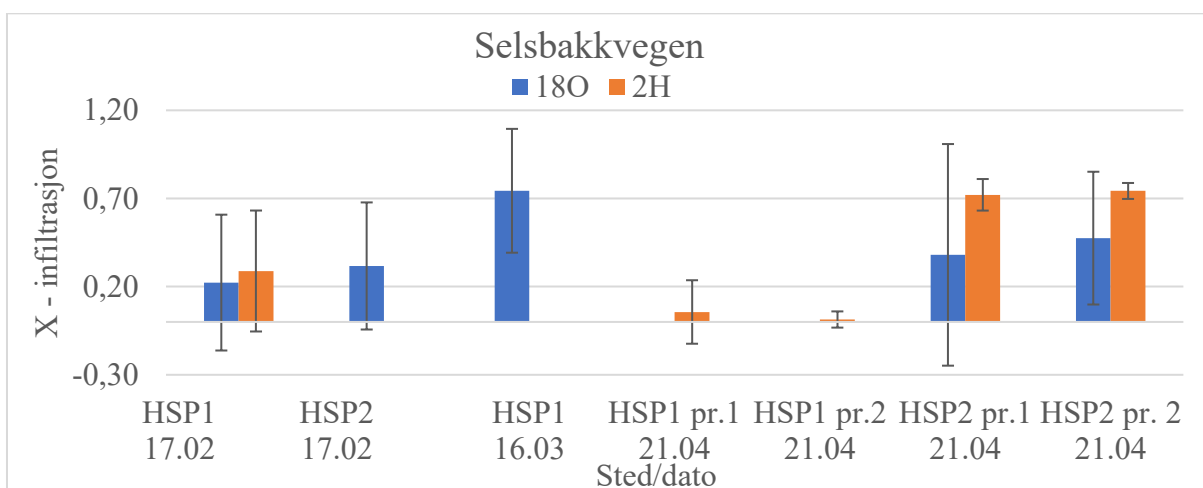
<b>27. jan.</b>		Spv.	Hus.	Inf.	X	$\Delta X$	$\Delta X/X$
HHP1	$\delta^{18}\text{O}$	-9,31 <sup>(4)</sup>	-8,11 <sup>(3)</sup>	-8,52 <sup>(2)</sup>	2,92	1,68	0,57
	$\delta^2\text{H}$	-65,33 <sup>(4)</sup>	-60,73 <sup>(3)</sup>	-62,69 <sup>(2)</sup>	2,35	0,76	0,32
HSP2	$\delta^{18}\text{O}$	-9,47 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	3,31	2,36	0,71
	$\delta^2\text{H}$	-65,91 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	2,65	1,15	0,44
HSP1	$\delta^{18}\text{O}$	-7,89 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,55	2,00	-3,63
	$\delta^2\text{H}$	-59,52 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,62	1,43	-2,31
<b>17.feb.</b>							
HHP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,04 <sup>(3)</sup>	-8,11 <sup>(3)</sup>	-8,84 <sup>(3)</sup>	-0,10	0,62	-6,24
	$\delta^2\text{H}$	-56,37 <sup>(3)</sup>	-60,73 <sup>(3)</sup>	-63,16 <sup>(3)</sup>	-1,80	1,55	-0,86
HSP2	$\delta^{18}\text{O}$	-8,34 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,32	0,36	1,14
	$\delta^2\text{H}$	-59,37 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,56	0,74	-1,32
HSP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,28 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,22	0,39	1,73
	$\delta^2\text{H}$	-61,43 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,34	1,19
<b>16.mar.</b>							
HHP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,67 <sup>(3)</sup>	-7,98 <sup>(3)</sup>	-9,04 <sup>(3)</sup>	0,65	0,49	0,76
	$\delta^2\text{H}$	-64,46 <sup>(3)</sup>	-60,67 <sup>(3)</sup>	-61,51 <sup>(3)</sup>	4,50	8,86	1,97
HSP2	$\delta^{18}\text{O}$	-10,60 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	2,47	1,29	0,52
	$\delta^2\text{H}$	-74,00 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	15,86	33,68	2,12
HSP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,77 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,74	0,35	0,47
	$\delta^2\text{H}$	-64,93 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	5,06	9,88	1,95
<b>21.apr.</b>							
HHP1 pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,29 <sup>(8)</sup>	-8,06 <sup>(8)</sup>	-7,07 <sup>(8)</sup>	-0,23	0,29	-1,26
	$\delta^2\text{H}$	-57,37 <sup>(8)</sup>	-59,33 <sup>(8)</sup>	-38,67 <sup>(8)</sup>	0,09	0,04	0,40
HHP1 pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-8,16 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,10	0,21	-2,15
	$\delta^2\text{H}$	-56,83 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,12	0,03	0,24

HSP2 pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-7,68 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,38	0,63	1,65
	$\delta^2\text{H}$	-44,43 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,72	0,09	0,12
HSP2 pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-7,59 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,48	0,38	0,79
	$\delta^2\text{H}$	-43,98 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,74	0,05	0,06
HSP1 pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-7,91 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,15	1,24	8,30
	$\delta^2\text{H}$	-58,16 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,06	0,18	3,19
HSP1 pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-8,32 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,26	0,41	-1,58
	$\delta^2\text{H}$	-59,04 <sup>(8)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,01	0,05	3,36

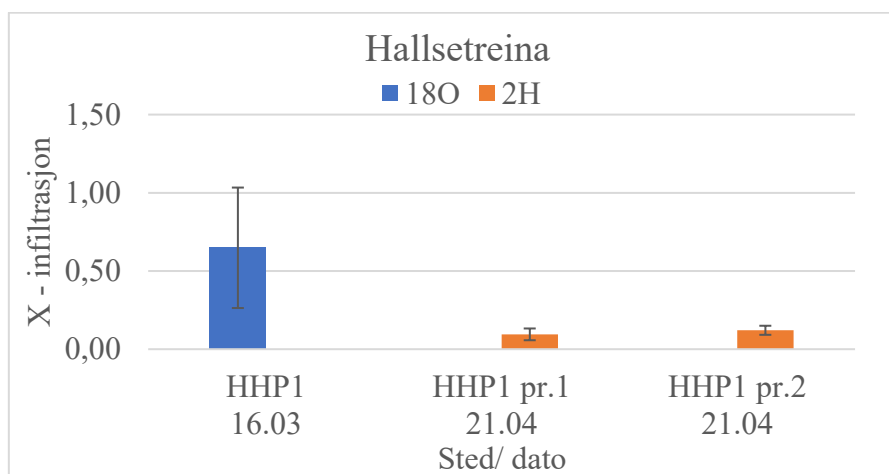
(#) – viser til hvilken runde tallene er hentet fra, verdiene kan bli funnet i appendiks B

Celle merket rødt betyr at dataen er flagget av ChemCorrect™

Ut fra kriteriet om at  $\Delta X/X \leq 2$  samtidig som fraksjonen fremmedvann må være  $0 \leq X \leq 1$  er 13 av totalt 30 verdier tilfredsstillende. De verdiene som ligger innenfor rammene er fremstilt grafisk i figur 6-12 og 6-13.



Figur 6-12: Fraksjon fremmedvann i Selsbakkvegen, Hallset (feilfelt: beregnet  $\Delta X$ )



Figur 6-13: Fraksjon fremmedvann i Hallsetreina, Hallset (feilfelt: beregnet  $\Delta X$ )

## 6.4.2 Lykkjebekken

I tabell 6-6 er resultatene av beregnet fraksjon fremmedvann i punktene JP1 og JP2 ved Lykkjebekken nært Jonsvatnet.

27. januar ble det ikke tatt noen prøve av husholdningsvannet fra Jonsvatnet. Av den grunn er verdien fra 26. januar benyttet som en erstatning i utregningen av infiltrasjonsfraksjonen siden den er nærmest prøvetakningsdatoen. For utregningen den 17. februar er 16. februar benyttet, for 16. mars er 20. mars benyttet.

Tabell 6-6: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann ved Lykkjebekken

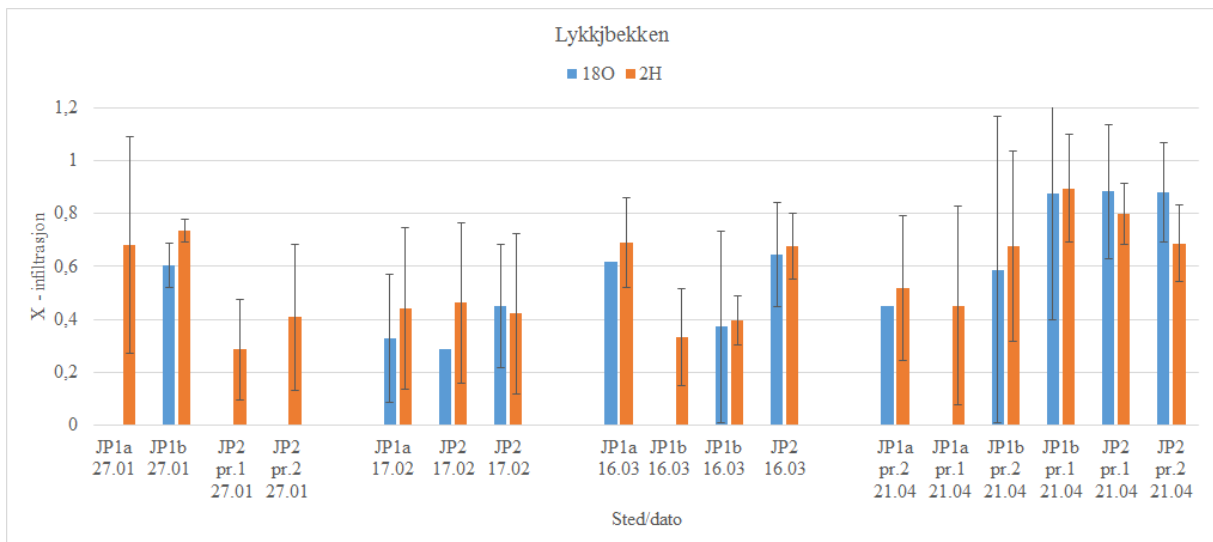
<b>27. jan.</b>		Spv.	Hus.	Inf.	X	$\Delta X$	$\Delta X/X$
JP1a	$\delta^{18}\text{O}$	-9,39 <sup>(4)</sup>	-8,53 <sup>(1)</sup>	-10,43 <sup>(1)</sup>	0,45	0,70	1,54
	$\delta^2\text{H}$	-66,45 <sup>(4)</sup>	-59,86 <sup>(1)</sup>	-69,53 <sup>(1)</sup>	0,68	0,41	0,60
JP1b	$\delta^{18}\text{O}$	-9,68 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,61	0,08	0,14
	$\delta^2\text{H}$	-66,96 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,73	0,04	0,06
JP2 pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,61 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,04	0,29	6,66
	$\delta^2\text{H}$	-62,62 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,19	0,66
JP2 pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-8,97 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,23	0,41	1,73
	$\delta^2\text{H}$	-63,81 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,41	0,28	0,68
<b>17.feb.</b>							
JP1a	$\delta^{18}\text{O}$	-9,23 <sup>(3)</sup>	-8,64 <sup>(2)</sup>	-10,44 <sup>(3)</sup>	0,33	0,24	0,74
	$\delta^2\text{H}$	-65,80 <sup>(3)</sup>	-61,05 <sup>(2)</sup>	-71,80 <sup>(3)</sup>	0,44	0,30	0,69
JP1b	$\delta^{18}\text{O}$	-8,83 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,10	0,24	2,34
	$\delta^2\text{H}$	-63,71 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,25	0,40	1,60
JP1b	$\delta^{18}\text{O}$	-8,61 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,01	0,19	-13,37
	$\delta^2\text{H}$	-61,79 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,07	0,46	6,71
JP2	$\delta^{18}\text{O}$	-9,15 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,23	0,82
	$\delta^2\text{H}$	-66,02 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,46	0,30	0,65
JP2	$\delta^{18}\text{O}$	-9,45 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,45	0,21	0,47
	$\delta^2\text{H}$	-65,58 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,42	0,30	0,72
<b>16.mar.</b>							
JP1a	$\delta^{18}\text{O}$	-10,13 <sup>(3)</sup>	-8,77 <sup>(5)</sup>	-10,97 <sup>(3)</sup>	0,62	0,37	0,59
	$\delta^2\text{H}$	-71,07 <sup>(3)</sup>	-60,20 <sup>(5)</sup>	-75,94 <sup>(3)</sup>	0,69	0,17	0,25
JP1b	$\delta^{18}\text{O}$	-9,59 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,37	0,20	0,53
	$\delta^2\text{H}$	-66,43 <sup>(3)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,40	0,09	0,24
JP1b	$\delta^{18}\text{O}$	-9,56 <sup>(4)</sup>	--- " ---	-11,02 <sup>(4)</sup>	0,35	0,37	1,05
	$\delta^2\text{H}$	-65,23 <sup>(4)</sup>	--- " ---	-75,22 <sup>(4)</sup>	0,33	0,18	0,52
JP2	$\delta^{18}\text{O}$	-10,19 <sup>(3)</sup>	--- " ---	-10,97 <sup>(3)</sup>	0,64	0,24	0,38

	$\delta^2\text{H}$	-70,83 <sup>(3)</sup>	--- " ---	-75,94 <sup>(3)</sup>	0,68	0,13	0,19
<b>21.apr.</b>							
JP1a pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,69 <sup>(9)</sup>	-8,12 <sup>(9)</sup>	-9,40 <sup>(9)</sup>	0,45	0,44	0,97
	$\delta^2\text{H}$	-62,65 <sup>(9)</sup>	-60,05 <sup>(9)</sup>	-65,06 <sup>(9)</sup>	0,52	0,27	0,53
JP1a pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-8,63 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,40	0,58	1,44
	$\delta^2\text{H}$	-62,31 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,45	0,38	0,83
JP1b pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-9,24 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,88	0,25	0,29
	$\delta^2\text{H}$	-64,53 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,90	0,20	0,23
JP1b pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-8,87 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,59	0,48	0,82
	$\delta^2\text{H}$	-63,43 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,68	0,36	0,53
JP2 pr.1	$\delta^{18}\text{O}$	-9,25 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,88	0,19	0,21
	$\delta^2\text{H}$	-64,05 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,80	0,12	0,14
JP2 pr.2	$\delta^{18}\text{O}$	-9,24 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,88	0,21	0,24
	$\delta^2\text{H}$	-63,49 <sup>(9)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,69	0,15	0,21

(#) – viser til hvilken runde tallene er hentet fra, verdiene kan bli funnet i appendiks B

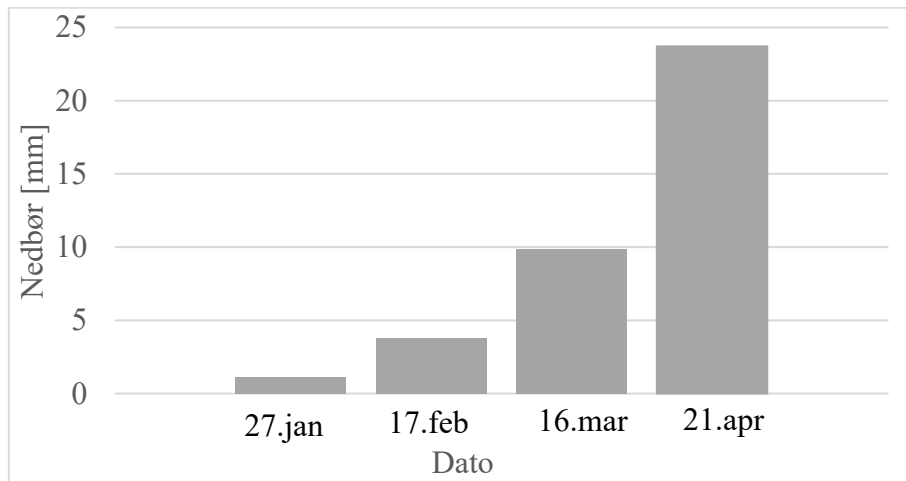
Celle merket rødt betyr at dataen er flagget av ChemCorrect™

Ut fra kriteriet om at  $\Delta X/X \leq 1$  samtidig som fraksjonen fremmedvann må være  $0 \leq X \leq 1$  er 29 av totalt 38 verdier tilfredsstillende. De verdiene som ligger innenfor rammene er fremstilt grafisk i figur 6-14.

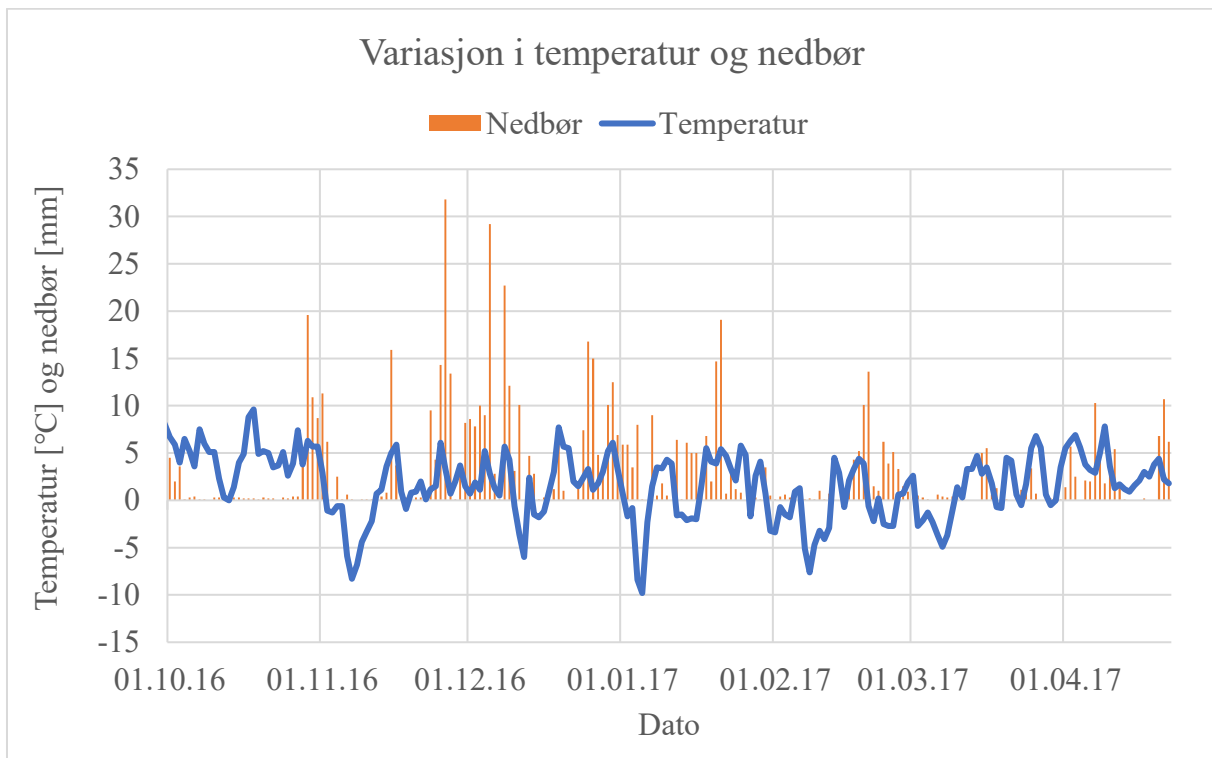


Figur 6-14: Fraksjon fremmedvann ved Lykkjebekken (feilfelt: beregnet  $\Delta X$ )

Figur 6-15 viser summert nedbør for de siste tre dagene før prøvetakningene på Hallset og ved Lykkjebekken, inkludert dagen for prøvetakning. Samme dag som prøvetakningen er gjennomført er det kun tatt høyde for nedbøren frem til prøvetakingstidspunktet. Figur 6-17 viser nedbør og temperatur over en periode fra 16.09.2016 – 22.04.2017. Værstasjonen som er benyttet tilhører metrologisk institutt og er lokalisert på Voll. Nedbørsdata er hentet fra eKlima og yr.no.



Figur 6-15: Summert nedbørsdata for de tre foregående dagene for datoene i tabellen



Figur 6-16: Nedbør og temperatur over perioden 16.09.2016 – 22.04.2017

### 6.4.3 Risvollan

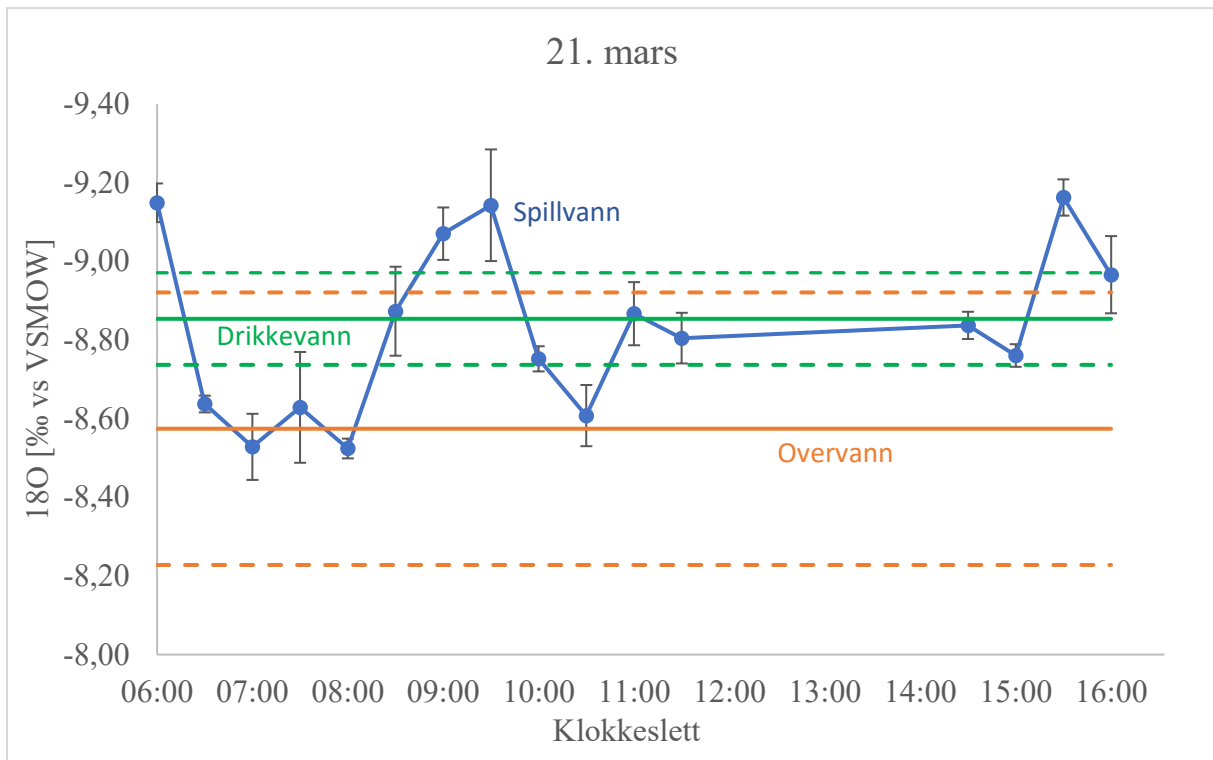
I tabell 6-7 er resultatene av beregnet fraksjon fremmedvann i målepunkt, RP1, på Risvollan for noen utvalgte datoer.

Tabell 6-7: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann på Risvollan

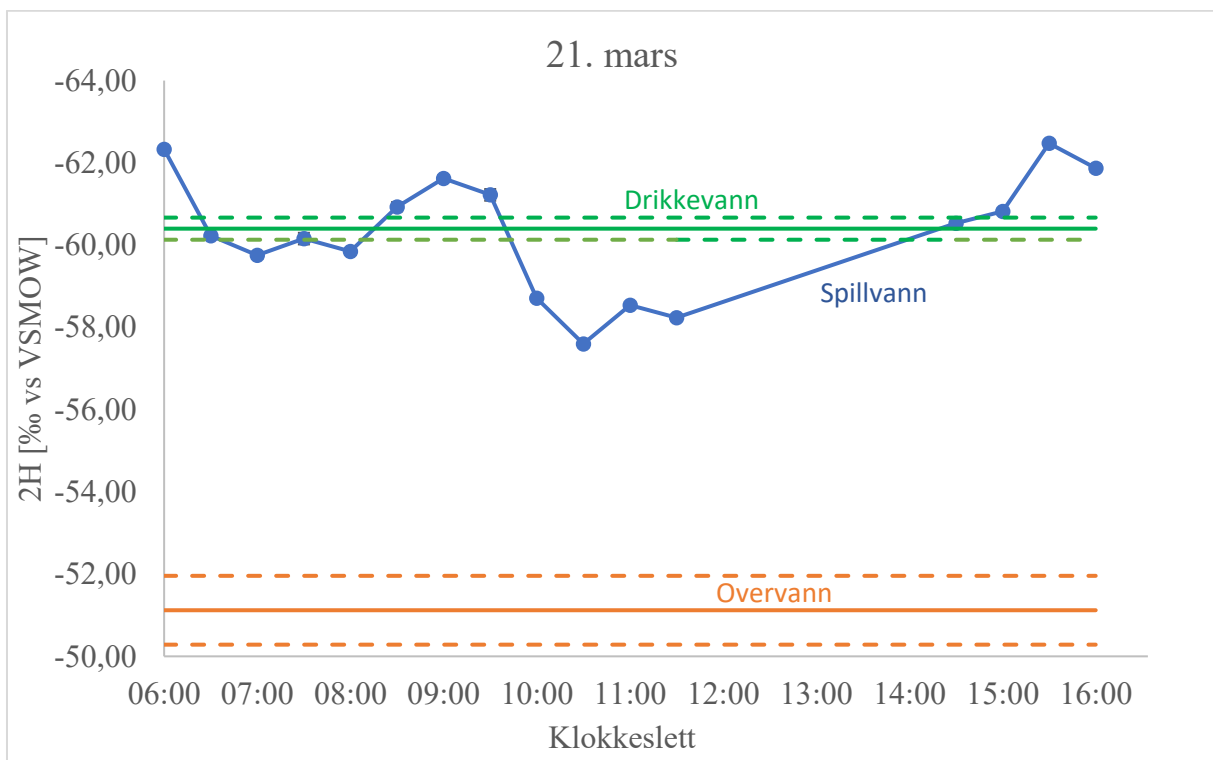
<b>26.jan.</b>		Spv.	Hus.	Inf.	X	$\Delta X$	$\Delta X/X$
RP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,44 <sup>(4)</sup>	-8,53 <sup>(1)</sup>	-10,02 <sup>(2)</sup>	-0,05	0,42	-7,64
	$\delta^2\text{H}$	-61,13 <sup>(4)</sup>	-59,86 <sup>(1)</sup>	-69,61 <sup>(2)</sup>	0,13	0,12	0,94
<b>16.feb.</b>							
RP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,58 <sup>(4)</sup>	-8,64 <sup>(2)</sup>	-10,86 <sup>(2)</sup>	-0,03	0,18	-6,88
	$\delta^2\text{H}$	-61,45 <sup>(4)</sup>	-61,05 <sup>(2)</sup>	-78,98 <sup>(2)</sup>	0,02	0,29	13,34
<b>20.feb.</b>							
RP1	$\delta^{18}\text{O}$	-8,94 <sup>(3)</sup>	-8,64 <sup>(2)</sup>	-11,13 <sup>(2)</sup>	0,12	0,15	1,20
	$\delta^2\text{H}$	-64,88 <sup>(3)</sup>	-61,05 <sup>(2)</sup>	-79,52 <sup>(2)</sup>	0,21	0,23	1,11
<b>20.mar.</b>							
kl. 16.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,13 <sup>(5)</sup>	-8,77 <sup>(5)</sup>	-9,60 <sup>(5)</sup>	0,43	0,50	1,18
	$\delta^2\text{H}$	-60,55 <sup>(5)</sup>	-60,20 <sup>(5)</sup>	-59,57 <sup>(5)</sup>	-0,54	2,82	-5,22
kl. 17.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,00 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,27	0,27	0,99
	$\delta^2\text{H}$	-60,36 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,25	1,84	-7,49
kl. 18.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,97 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,24	0,22	0,92
	$\delta^2\text{H}$	-60,79 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,91	2,89	-3,16

(#) – viser til hvilken runde tallene er hentet fra, verdiene kan bli funnet i appendiks B

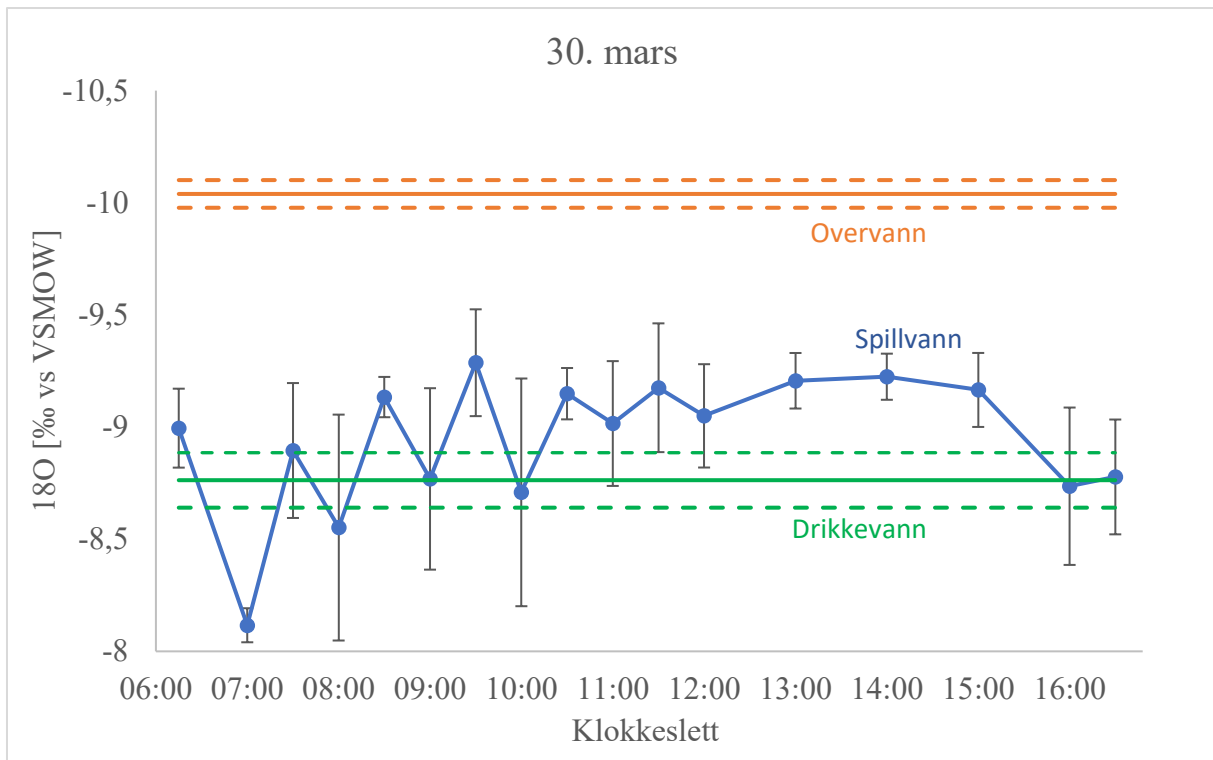
For dagene 21. mars, 30. mars og 21. april er det gjennomført gjentatt prøvetakning over ulike tidspunkt på døgnet. Fremstillingen av disse data er vist grafisk. Resultatene av de beregnede fraksjonene fremmedvann er plassert i appendiks C. Figur 6-17 til og med 6-22 er en presentasjon av  $\delta$ -verdier for ubehandlet rådata. Figur 6-23 og 6-24 viser resultatene etter korreksjon ut fra kriteriet om at  $\Delta X/X \leq 1$  samtidig som fraksjonen fremmedvann må være  $0 \leq X \leq 1$ . Det er ikke tatt med noe korrigeret diagram fra 21. mars og 21. april med den begrunnelse at verdiene ikke har tilfredsstillende kvalifikasjoner.



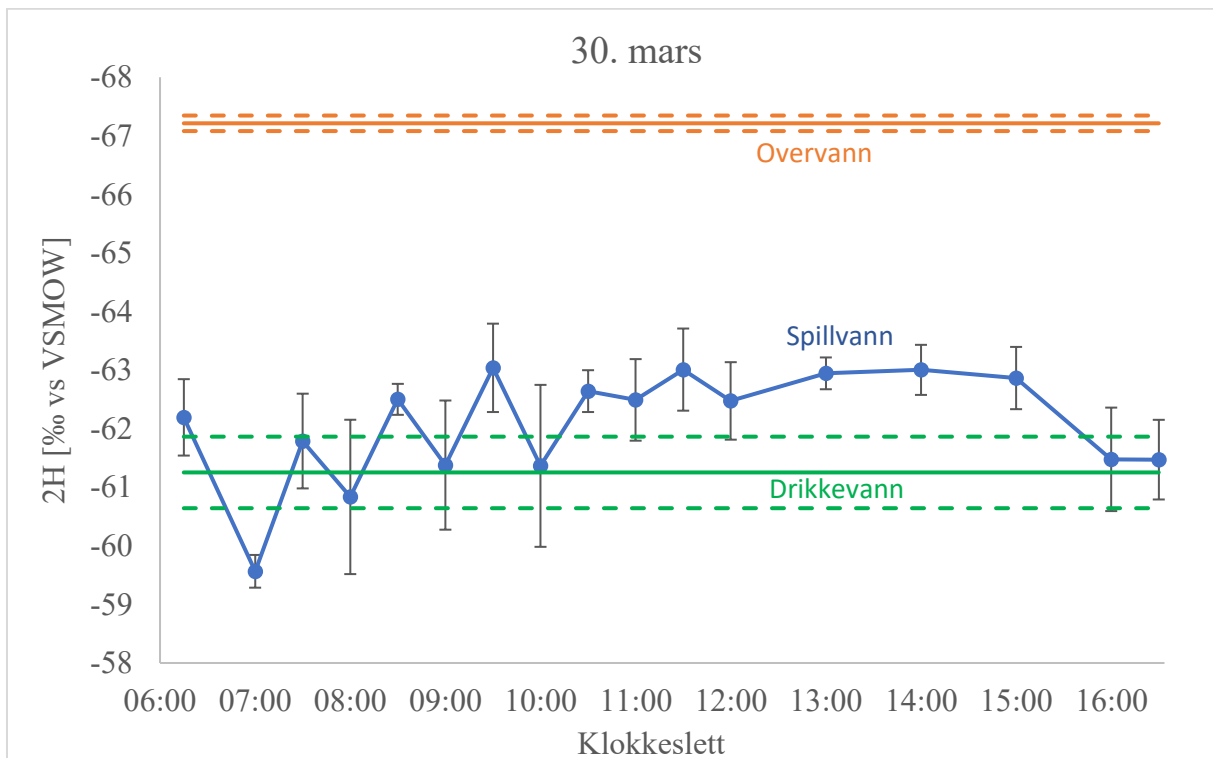
Figur 6-17: Målt isotopkomposisjon av  $^{18}\text{O}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)



Figur 6-18: Målt isotopkomposisjon av  $^2\text{H}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)

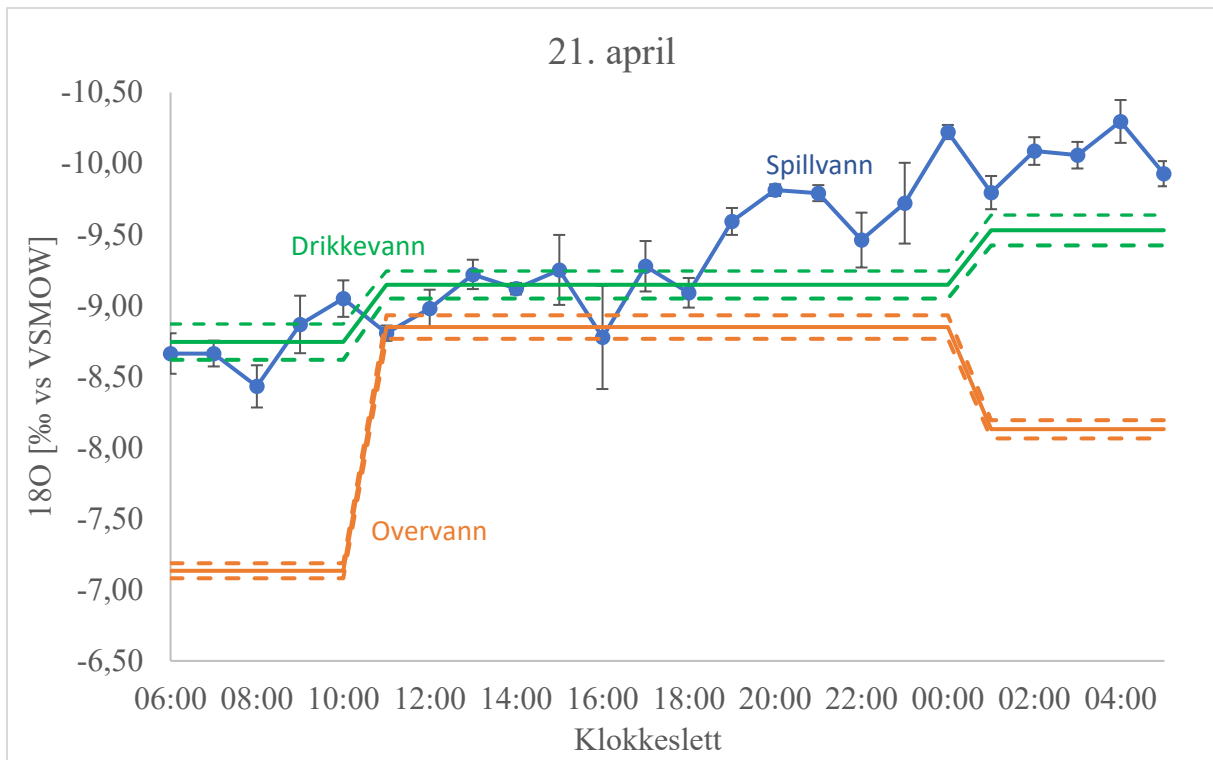


Figur 6-19: Målt isotopkomposisjon av  $^{18}\text{O}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)

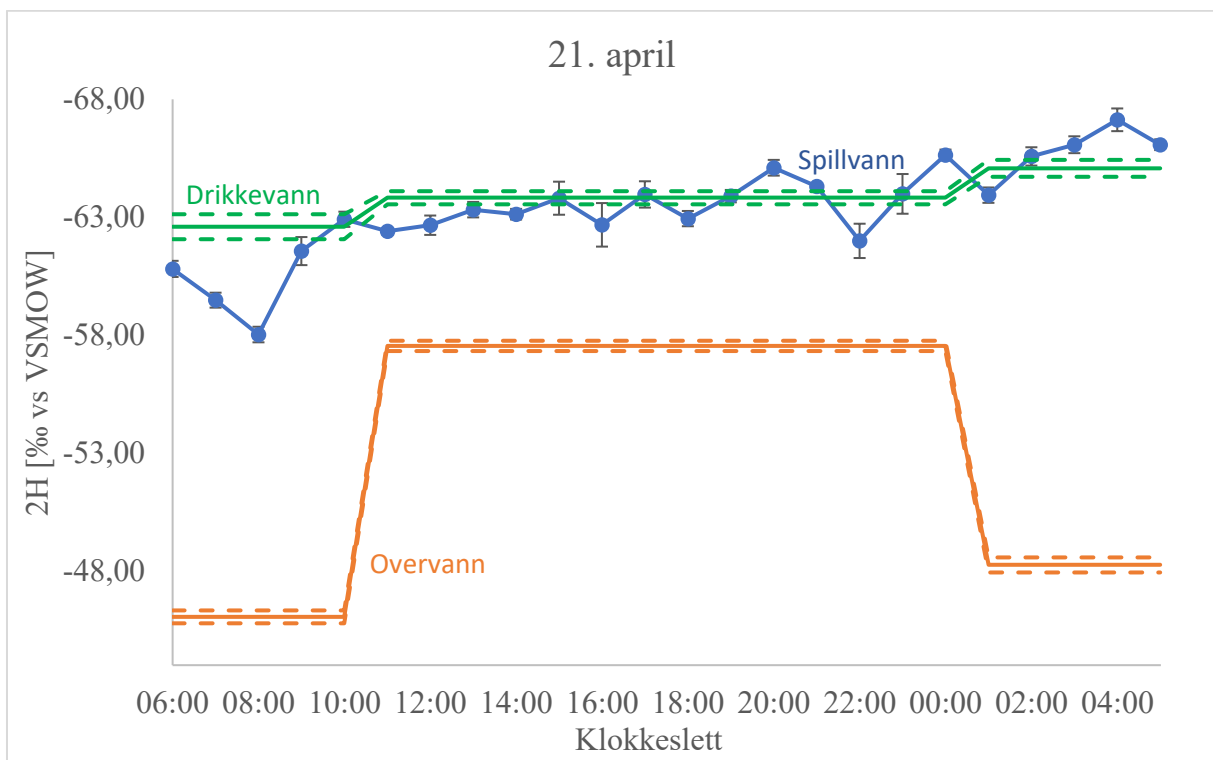


Figur 6-20: Målt isotopkomposisjon av  $^2\text{H}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)

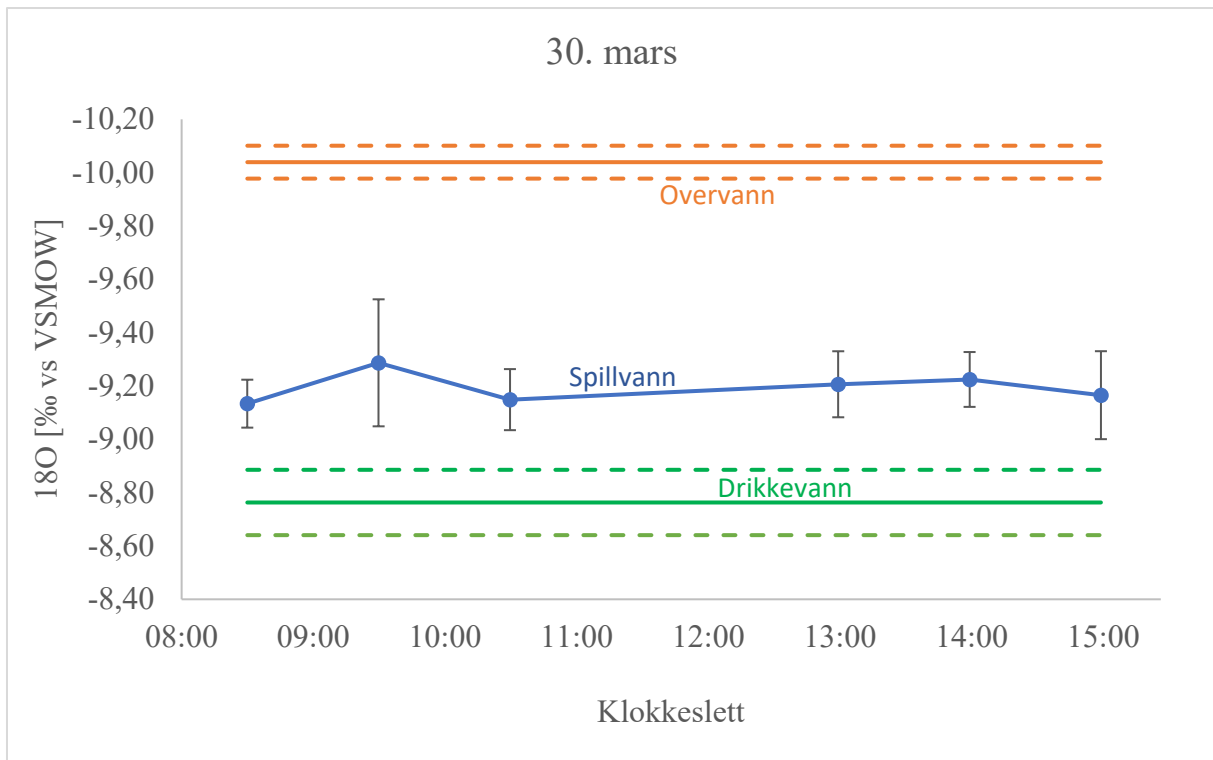




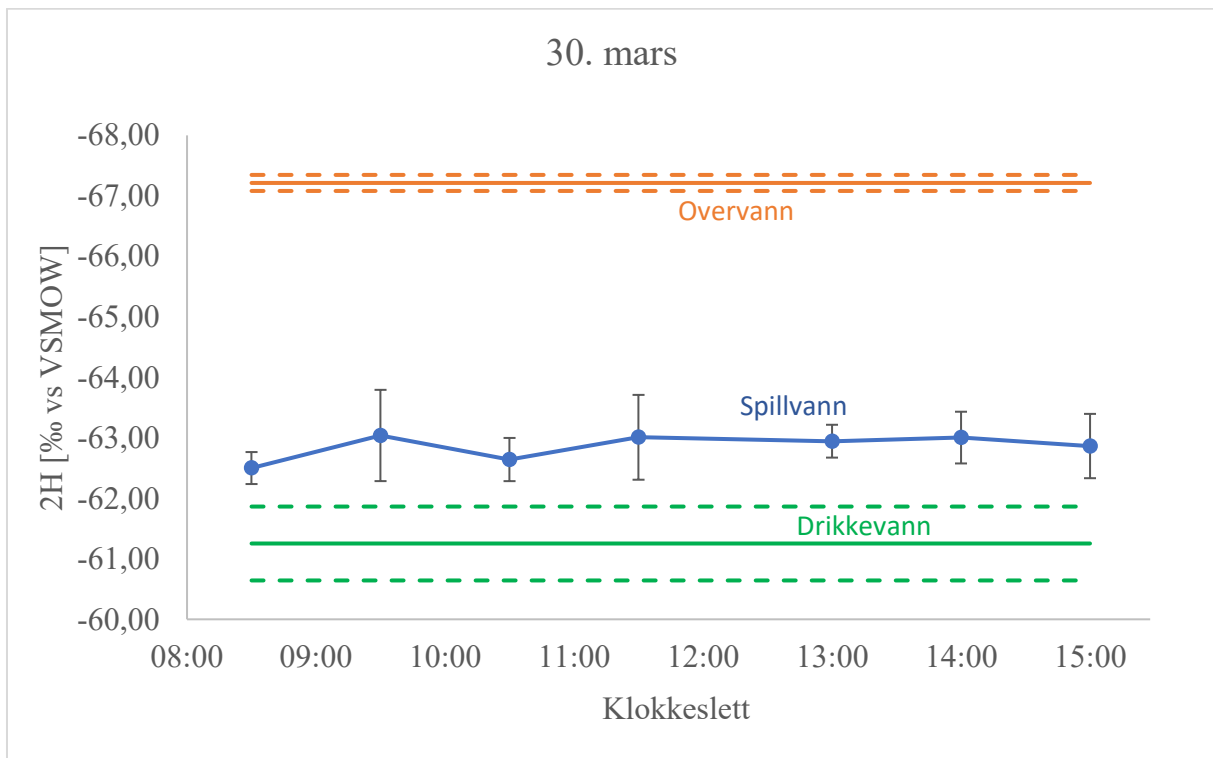
Figur 6-21: Målt isotopkomposisjon av  $^{18}\text{O}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)



Figur 6-22: Målt isotopkomposisjon av  $^2\text{H}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)

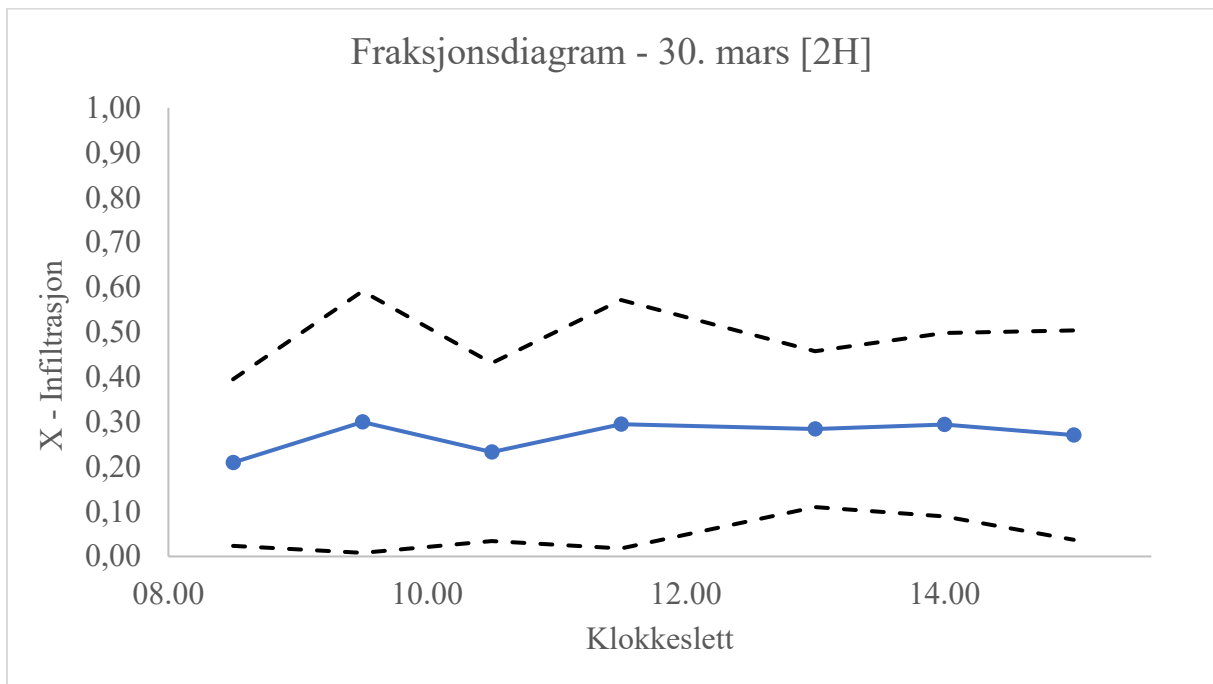


Figur 6-23: Korrigert diagram av målt isotopkomposisjon av  $^{18}\text{O}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)

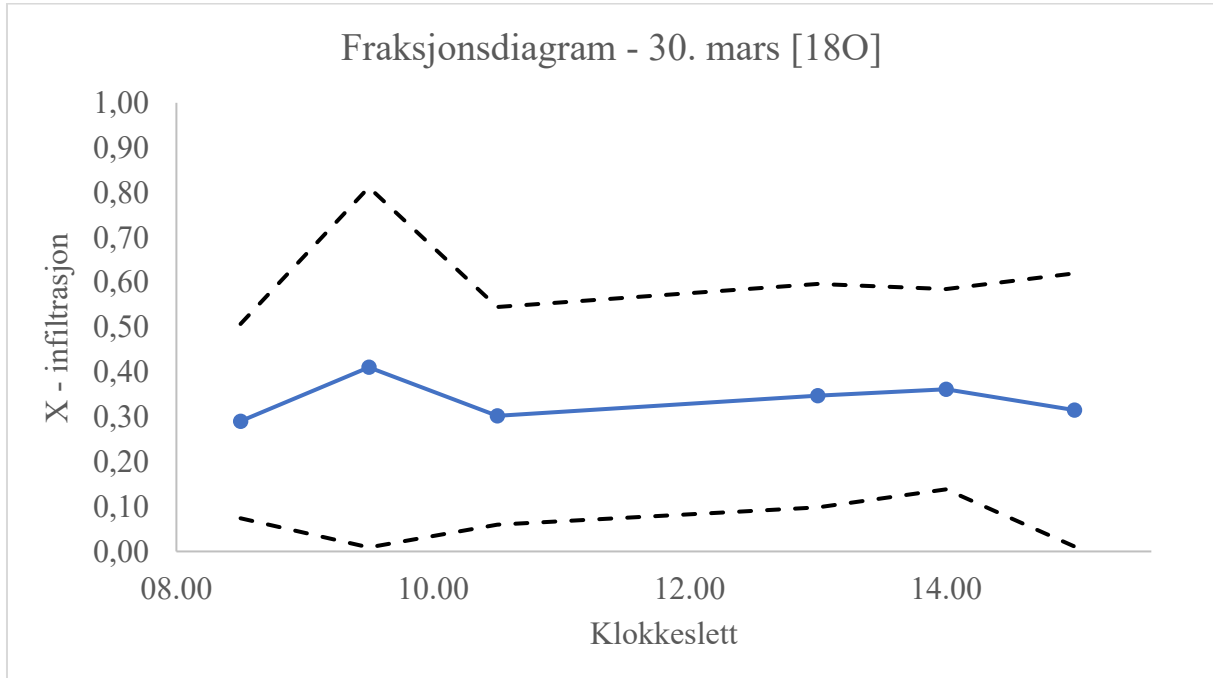


Figur 6-24: Korrigert diagram av målt isotopkomposisjon av  $^2\text{H}$  (stiplede linjer og feilfelt:  $\sigma$  tilhørende overvann, husholdningsvann og spillvann)

Infiltrasjonsraten med tilhørende usikkerhet for 30. mars er illustrert i figur 6-25 og 6-26.



Figur 6-25: Beregnet fraksjon fremmedvann basert på <sup>2</sup>H (stiplede linjer: tilhørende usikkerhet ΔX)



Figur 6-26: Beregnet fraksjon fremmedvann basert på <sup>18</sup>O (stiplede linjer: tilhørende usikkerhet ΔX)

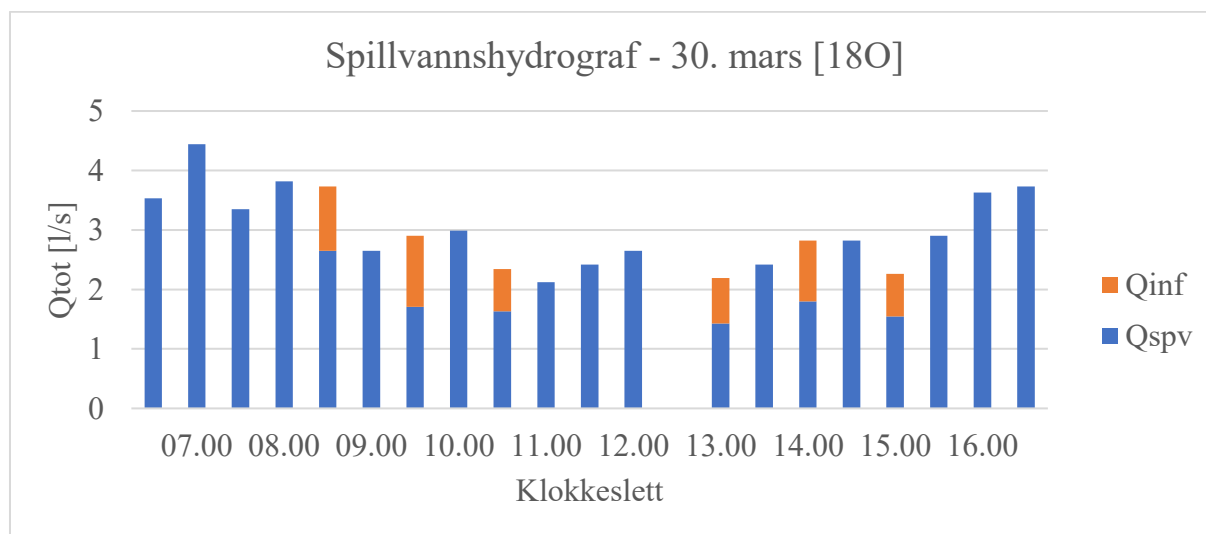
Det er dannet en vannføringskurve for spillvannsrenna i målestasjonen på Risvollan. Det er nærmere beskrevet i kapittel 5. Under prøvetakningen 30. mars ble samtidig vannstanden i kanalen registrert. Med det som grunnlag er infiltrasjonsvannføringen beregnet etter formel 3-10, med en tilhørende usikkerhet etter formel 4-7. Resultatet er vist i tabell 6-8.

Tabell 6-8: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av infiltrasjonsvannføring 30. mars på Risvollan

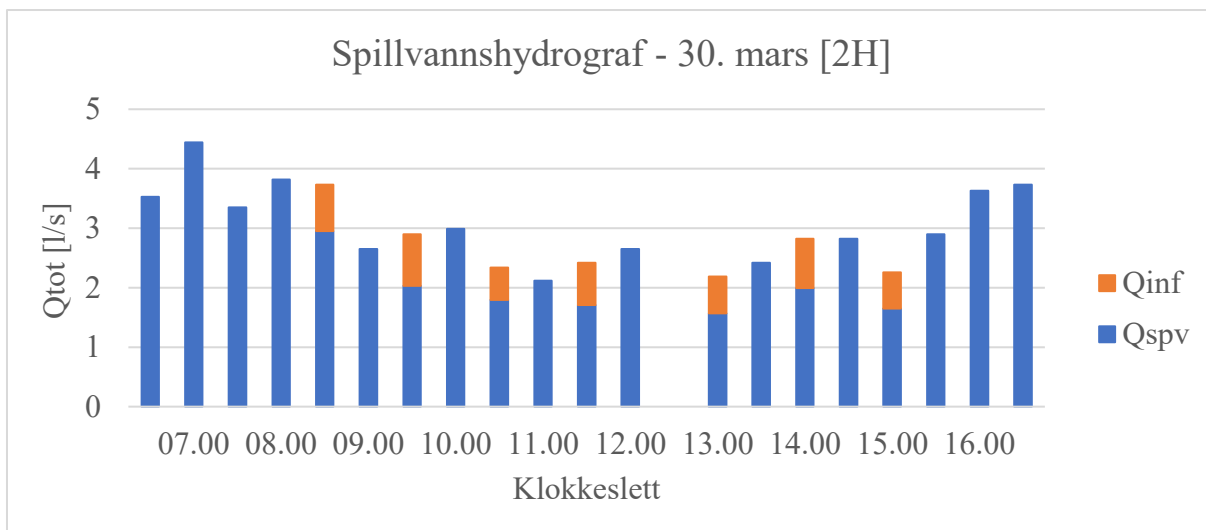
Kl.		Vannstand [cm]	$Q_{avl}$	$\Delta Q_{avl}$	X	$\Delta X$	$Q_{inf}$	$\Delta Q_{inf}$
08.30	$\delta^{18}O$	7,9	3,73	0,35	0,29	0,22	1,08	0,81
	$\delta^2H$	--- " ---	--- " ---	--- " ---	0,21	0,19	0,78	0,70
09.30	$\delta^{18}O$	7,0	2,90	0,34	0,40	0,40	1,19	1,17
	$\delta^2H$	--- " ---	--- " ---	--- " ---	0,30	0,29	0,87	0,85
10.30	$\delta^{18}O$	6,3	2,34	0,48	0,24	0,24	0,71	0,59
	$\delta^2H$	--- " ---	--- " ---	--- " ---	0,23	0,20	0,54	0,48
11.30	$\delta^2H$	6,4	2,42	0,45	0,29	0,28	0,71	0,68
13.00	$\delta^{18}O$	6,1	2,19	0,53	0,25	0,25	0,76	0,58
	$\delta^2H$	--- " ---	--- " ---	--- " ---	0,28	0,17	0,62	0,41
14.00	$\delta^{18}O$	6,9	2,82	0,36	0,22	0,22	1,02	0,64
	$\delta^2H$	--- " ---	--- " ---	--- " ---	0,29	0,20	0,83	0,59
15.00	$\delta^{18}O$	6,2	2,26	0,50	0,30	0,30	0,71	0,71
	$\delta^2H$	--- " ---	--- " ---	--- " ---	0,27	0,23	0,61	0,54

$\Delta Q$  er differansen mellom øvre og nedre 95%-konfidensplott vist i figur 5-8

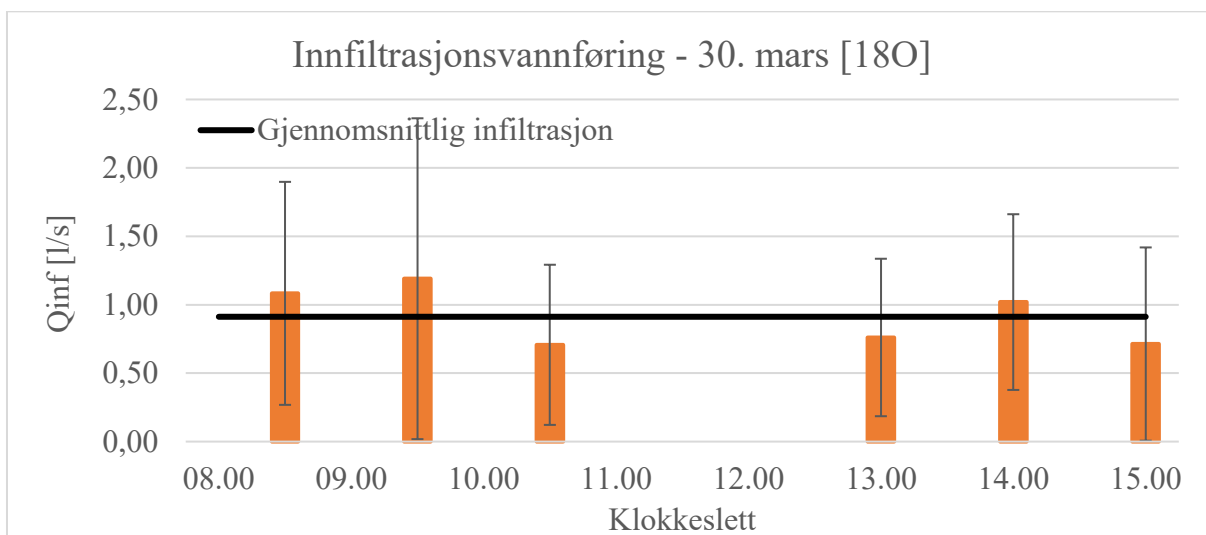
Figur 6-27 og 6-28 demonstrerer infiltrasjonsvannføringen som en andel av den totale vannføringen. Figur 6-29 og 6-30 viser infiltrasjonsvannføringen med tilhørende usikkerhet for forholdsvis  $^{18}O$  og  $^2H$ . Gjennomsnittlig  $Q_{inf}$  over perioden er markert i diagrammene.



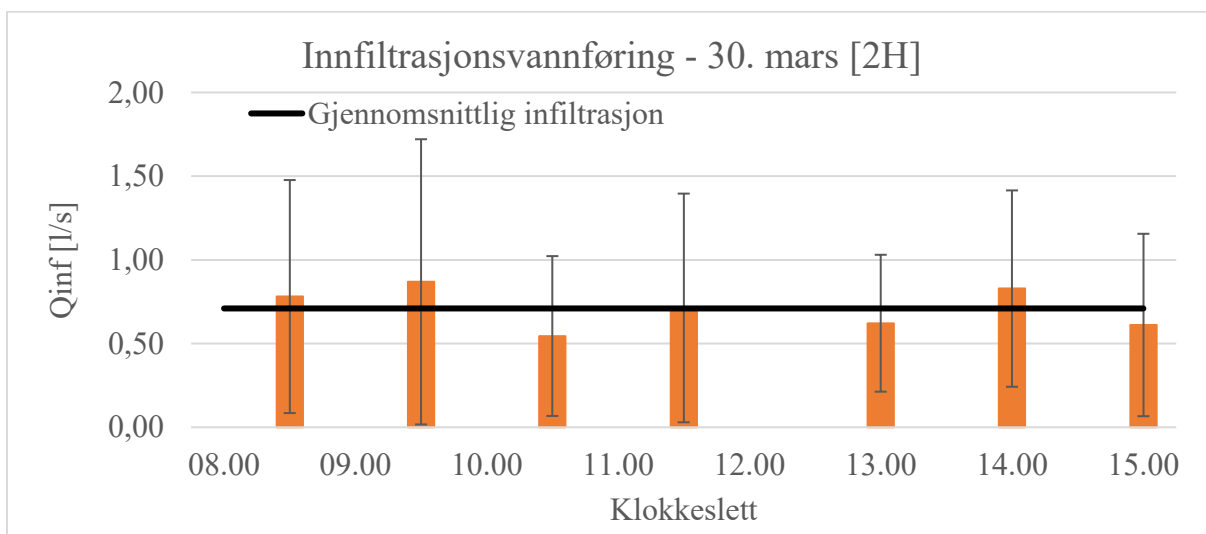
Figur 6-27: Spillvannshydrograf med gyldige infiltrasjonsvannføring basert på  $^{18}O$



Figur 6-28: Spillvannshydrograf med gyldige infiltrasjonsvannføring basert på  $^{18}\text{O}$



Figur 6-29: Gyldige verdier av infiltrasjonsvannføring basert på  $^{18}\text{O}$  (feilfelt: beregnet  $\Delta Q_{inf}$ )



Figur 6-30: Gyldige verdier av infiltrasjonsvannføring basert på  $^2\text{H}$  (feilfelt: beregnet  $\Delta Q_{inf}$ )

## 7 Diskusjon

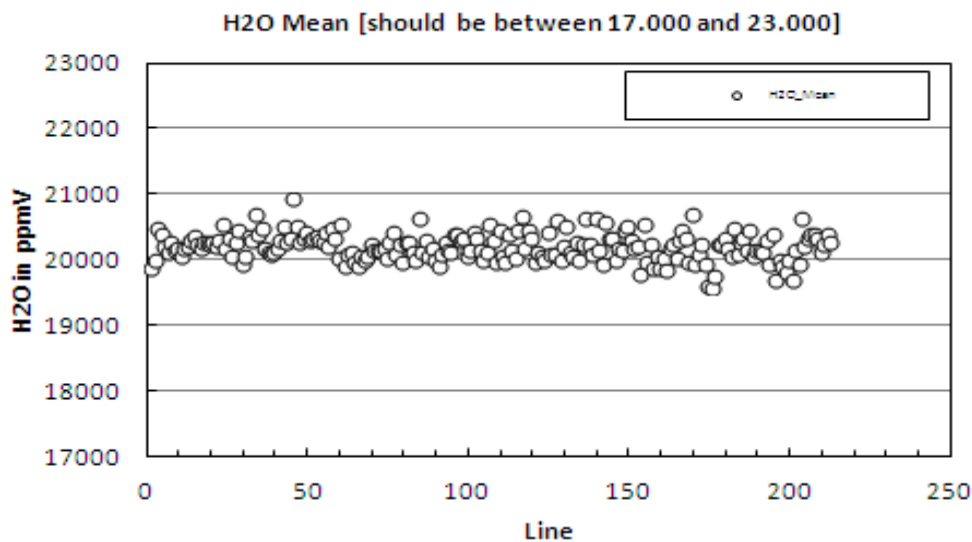
Resultatene fra infiltrasjonsanalysen vil bli drøftet i dette kapittelet. For å kunne si noe om kvaliteten på analysen må rammene for metoden belyses. Det inkluderer en betraktning av husholdningsvann og potensielt infiltrasjonsvann i de tre områdene med feltundersøkelse. I tillegg til en evaluering av kvaliteten på rådataen som danner grunnlaget for beregningene. Ut fra resultatene av analysen, vil det bli gjennomført en evaluering av fremtidige tiltak på nettet.

### 7.1 Usikkerhet

Ved bestemmelse av isotopforhold i vannprøver vil alt fra prøvetakning, oppbevaring, analyse og etter-prosessering av data spille inn på nøyaktighet av resultatene. I disse stegene er det noen faktorer som stikker seg ut som betydelige kilder til usikkerhet rundt sluttproduktet. I dette kapittelet vil disse sidene av metoden bli belyst og diskutert.

Kvalitetskontroll av ferdigkorrigert data etter normalisering mot WSMOW-SLAP skalaen og korreksjon for minne og drift er sprikende og avvikende fra anbefalte grenseverdier. Det er vist i tabell 6-1. Årsaken til den feilaktige korrigeringen kan lokaliseres til konsentrasjonspulsen av H<sub>2</sub>O. I utgangspunktet ble en konsentrasjon av vanddamp på 17.000 – 23.000 ppmV forespeilet som en tilstrekkelig presisjon for at maskinen skulle produsere presise analyser. Denne anbefalingen har blitt tilfredsstillt for stort sett samtlige injeksjoner med 10 µl sprøyte, med en typisk varians innad tilsvarende plottet i figur 6-1. Kriteriet har derimot vist seg å ikke være tilstrekkelig stramt, og konsentrasjonen burde i stedet ligge på 20.000 +/- 500. Et normalt plott av puls mot injeksjoner for en 10 µl sprøyte er vist i figur 7-1. Nøyaktig hva som gjør at pulsen ikke oppfører seg som forventet er derimot noe uklart. Det er tydelig at problemet delvis eller fullstendig kan knyttes til sprøyten. Fra runde 3 – 10 er det benyttet sprøyter på 10 µl, et valg som falt seg naturlig som en følge av komposisjonen i vannet som skulle analyseres. Ved oppstart ble injeksjonsvolumet tilpasset en puls på ca. 19.500 ppmV. Ved en gjennomgang av runde 3 var 13 av 44 injeksjoner fra de første fem ampullene (standarder) og totalt 56 av 132 injeksjoner utenfor et valgt kriterium på +/- 500 ppmV. Disse verdiene burde vært forkastet. Samme tendens gjentok seg ved et skifte av sprøyte før runde 6. Ut av dette er det tydelig at injeksjonene viste avvikende puls allerede før forurenset vann ble presentert for maskinen. Av den grunn kan en hypotese om at sprøyten går tett, forkastet i hvert fall tanken om at det er den opprinnelige kilden til problemet. Og i utgangspunktet har vaskesyklusen da heller ingen

innvirkning på problemet. Det er en gjentakende tendens til at konsentrasjonen synker mellom hver injeksjon fra en ny ampulle, før den igjen vil stige. En mulig løsning på dette, og en kandidat som delvis vil kunne løse noe av problemstillingen tilknyttet pulsen, er rengjøring av fordampermodulen. Det er mulig at det skapes restprodukter av vanndamp som følge av støv og organisk materiale i modulen, og at dette vil skape ubalanse. Noe som taler imot at det er hovedårsak til variansen er det mer samlede plottet i runde 1 og 2, hvor det følgelig har blitt benyttet 1,2 og 5 µl sprøyter. Innad i disse analysene er det vesentlig færre resultater som må forkastes, men fremdeles er det en tilstedeværelse av enkelte avvik. Siden rundene med sprøyter som har høyere presisjon gir bedre resultat enn 10 µl sprøytene, er det nærliggende at injeksjonsvolumet er en nøkkelfaktor.



Figur 7-1: Eksempel på plott av korrekt spredning av H<sub>2</sub>O konsentrasjon med 10 µl sprøyte (Geldern, 2017)

Fabrikanbefalt nitrogenstilførsel er  $2,5 \pm 0,2$  psi. I denne oppgaven har valgt tilførsel i stedet vært innstilt på 2,32 psi. Bakgrunnen for dette er at manometeret tilknyttet gasstanken ikke viser lengre enn 2,32 psi, og denne tilførselen har tidligere vært praktisert ved bruk av maskinen, riktig nok med en sprøyttestørrelse på 1,2 µl. En lav gasstilførsel krever et lavt injeksjonsvolum for å nå en korrekt konsentrasjonspuls. En kombinasjon av unøyaktig sprøyte og liten mengde vann tilført instrumentet vil kunne skape svake signaler og en varierende puls. Som kjent har en 10 µl sprøyte ikke samme presisjon som alternativer med mindre volum. Det er med andre ord ikke unaturlig at kombinasjonen injeksjonsvolum og sprøyttestørrelse vil kunne forklare instrumentets varierende tolkning og at dette er kilden til problemet. Det vil forklare forringingen av pulssignalene fra 10 µl til 1,2 og 5 µl, i tillegg til de enkelte avvikene

som er å spore i analysene tilhørende de to sistnevnte. Det som muligens vil tale imot en slik tolkning er det systematiske droppet i puls ved bytte av ampulle. Svake signaler burde i utgangspunktet gitt en usystematisk variasjon. Her kan fyllingsgraden av ampullene muligens være årsak, selv om anbefalingen om å ikke fylle ampullene helt opp er fulgt.

Tallene i tabell 6-1 viser til avviket fra hva som kan betraktes som den sanne verdien av DEST bestemt i instrumentkalibreringen, til DEST analysert og korrigert for effekter i hver runde. Sann sett forteller verdiene størrelsesorden på avvikene. Verdiene vil derimot kun gi mening hvis konsentrasjonsplottet er samlet, noe som ikke er tilfelle. Det innebærer også at normaliseringen, samt korreksjonen for drift og minne i etter-prosesseringen ikke vil utgjøre noen forskjell på dataen. Totalt sett viser resultatene en tendens mot at hvilke ampuller som får gode pulser og motsatt, i en viss grad styres av tilfeldigheter. Når standardene analysert i en bestemt runde tilfeldigvis vil få pulser som gjør at  $\delta$ -verdiene tilfredsstillende kvalitetskontrollen, vil det skape et feilaktig inntrykk av riktigheten av de ukjente prøvene. Sannheten er at verdiene i tabellen kun gir et bilde på at noe er galt, og i hvilke området forskyvningen finner sted. I utgangspunktet er alle rundene like svake. Unntaket er runde 1 og 2. For så lenge konsentrasjonsplottet er relativt samlet vil en utskillelse av injeksjoner med svake pulser gi en korrekt etter-prosessering. Det er demonstrert via en forbedring i kvalitetskontrollen for disse rundene i tabell 6-3. Her har derimot for få verdier av DEST vært i tilfredsstillende område, av den grunn er korreksjonen og kvalitetskontrollen av drift der etter.

I tabell 6-1 er det en tydelig endring mellom runde 8 og 9. Dette «skiftet» skyldes endret instrumentkalibrering. I et forsøk på å kontrollere om arbeidsstandardene var korrekt kalibrert, før puls var oppdaget som feilkilde, ble det forsøkt med en ny kalibrering av instrumentet. Kalibreringen gjennomført med 1,2  $\mu$ l har en nærmest konstant puls, noe som ikke er tilfellet for kalibreringen med 10  $\mu$ l. Med andre ord kan den første kalibreringen betraktes som sann, mens forskyvningen vist i tabell 6-2 forteller at runde 9 og 10 må forholde seg til en forskjøvet VSMOW-SLAP skala. Ved en direkte sammenligning av verdiene i runde 9 og 10 med de resterende rundene, vil det være et bortfall av forutsetningen fra kapittel 3.8 om en ignorering av systematiske feil. I utgangspunktet vil forutsetningen være gjeldene ved en korrekt instrumentkalibrering, ettersom en avvikende puls blant de ukjente prøvene i en av de normale analyserundene i stedet vil påvirke variasjonsområdet av tilfeldige feil. Forskyvningen av skalaen vil derimot ha lite å si ettersom resultatene fra runde 9 og 10 betraktes internt. Det gjør at de sanne isotopverdiene ikke vil ha noen innvirkning på beregningene av fraksjonen fremmedvann, siden det her er forholdet mellom resultatene som er avgjørende. Ved en intern



betraktning av resultatene, altså innad i en runde, vil det være lettere å skille ut trender enn hva det vil være ved en evaluering på tvers av runder. Dette tar utgangspunkt i at verdiene innad bør være utsatt for samme minneeffekt, og samme lineære drifteffekt av maskinen. En slik problemstilling vil normalt ikke vil være til stedet, men må bli tatt hensyn til i denne oppgaven. Som et utgangspunkt bør analyser som ikke lar seg korrigere i etter-prosessering som følge av varierende puls forkastes. Det faktum at hele datagrunnlaget er basert på slike resultater gjør derimot at en slik vurdering ikke kan håndheves. Selv om pulsen er varierende er det vist en god reproduksjon av resultater ved gjentatt analyse av samme prøve i ulike ampuller. Det kommer frem i figur 6-2. Noe som gir en indikasjon på at dataen kan benyttes i en videre analyse. Det som er trukket frem i dette kapittelet innebærer at det vil være et bevisst fokus på de begrensninger som ligger i presisjonen av dataen i den kommende evalueringen av resultatene.

## 7.2 Isotopforhold i prøvetakningsfeltene

Før infiltrasjonsresultatene kan diskuteres vil enkelte sammenhenger i isotopforhold for de undersøkte områdene i Trondheimsregionen bli belyst. I denne oppgaven benyttes både  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  i undersøkelsen av infiltrasjonsmengde i spillvannsnett. Forholdet mellom disse stabile isotopene i nedbør på et globalt nivå er beskrevet av GMWL. Det vil være avvik fra denne globale linjen ved nedskalering til et lokalt perspektiv som følge av kontinentale effekter og breddegraseffekten. Å etablere en representativ LMWL for et område krever omfattende prøvetakning av nedbør. I denne oppgaven er det i stedet etablert en sammenheng ut fra samtlige prøver tatt fra alle de tre forskningsfeltene. Regresjonslinjen er presentert i figur 6-3. Den lineære sammenhengen er fremstilt uten korreksjon av rådata. Ved å fjerne verdier utenfor intervallet  $-2 < d < 15 \text{ ‰}$ , som er den forventede globale variansen, vil regresjonslinjen tilsvare  $\delta^2\text{H} = 7,33 \cdot \delta^{18}\text{O} + 3,10$ ,  $R^2 = 0,91$ . Korrigering etter deuterium-excess er nærmere omtalt i kapittel 3.5. Under korreksjonen ble det totalt fjernet 17 av 181 verdier. En slik justering gir en bedre tilpasning av regresjonslinjen, men vil potensielt redigere bort verdier som er utsatt for lokale effekter.

Det er tatt en rekke prøver av husholdningsvann og overvann i prøvetakningsperioden. Disse har en funksjon som grenseverdier i infiltrasjonsbetraktningen. Analyse av disse prøvene viser enkelte trender det er ønskelig å trekke frem. Tolkningen av resultatene vil bli gjort med bakgrunn i en antagelse om at verdiene og forholdet mellom prøvene er troverdige. Det

innebærer en neglisjering av de analytiske effektene i runde 10, og ingen ekskludering av data flagget av CC<sup>TM</sup>.

Husholdningsvannet som har sin opprinnelse fra Jonsvatnet viser en jevn utarming i isotopverdi over perioden, det kommer frem av figur 6-4. Hvis vannet levert av drikkevannskilden var preget av sesongeffekt ville den motsatte utviklingen vært å forvente. Det faktum at Jonsvatnet inneholder et stort volum og at uttaksdybden ligger på ca. 50 meters dyp, gjør springvannet nærmest immunt for slik påvirkning. I stedet vil isotopforholdet som sendes ut i nettet karakteriseres av vannets dypere lag, og strømningsforhold i innsjøen. Drikkevannskilden Benna, som forsyner forsøksfeltet på Hallset, har en motsatt tendens av Jonsvatnet, figur 6-9. Selv om denne utviklingen står i stil til en typisk sesongvariasjon, en større fraksjon tyngre isotoper i nedbøren med økt temperatur, vil en slik påstand være vel drastisk. Ikke bare er det foretatt få prøvetakninger av husholdningsvann fra kilden, noe som skaper et lite sammenligningsgrunnlag, men fig. 6-16 illustrerer en vinter preget av relativt høye temperaturer og derav lite grunnlag for tydelige sesongeffekter. Benna har en uttaksdybde på 17 meter, en dybde som gjør det naturlig å lene seg mot en tilsvarende vurdering av mekanismen bak isotopvariasjonen her som for Jonsvatnet. Det er en viss høydeforskjell mellom de to drikkevannskildene, samtidig som Benna er plassert noe lengre fra kysten. Disse faktorene skulle tilsi at Benna har et lavere innhold av <sup>18</sup>O og <sup>2</sup>H enn Jonsvatnet. Det motsatte er derimot tilfelle, noe som kan skyldes at det er andre hydrologiske effekter som i dette tilfellet trumfer kontinental- og topografisk plassering.

Prøvene tatt av overvannet på Risvollan viser tilnærmet konstant verdi for dager uten nedbør. Når prøvetakningen gjennomføres ved nedbørshendelser svinger isotopinnholdet i overvannet vekk fra denne stabile «linjen». Dette er tydelig vist i figur 6-5 og 6-6. Figurene viser en god korrelasjon mellom prøvene tatt av regnvann og overvann, sett bort fra  $\delta^2\text{H}$  verdien 19. februar. Det er naturlig ettersom overvann ved nedbør tilnærmet er en direkte respons av regnvann. Ved de to sprangene vekk fra den stabile «linjen», er det ingen likhet i deltaverdi mellom nedbørshendelsene. For begge hendelsene er det målt temperaturer ved målestasjonen på plussiden. Trolig vil årsaken til variasjonen ligge i ulike fraksjoneringsmekanismer enten ved dannelse av nedbør i atmosfæren eller ved opphavet til vanndampen.

For området undersøkt ved Jonsvatnet er overvannsprøver tatt fra Lykkjebekken. Analysen gir en nærmest identisk trend i  $\delta$ -verdier mellom de to stabile isotopene, det kommer frem av figur 6-7 og 6-8. All prøvetakning for dette området og for Hallset er foretatt ved større eller mindre innslag av nedbør. I den forstand det er mulig, så kan likevel 27. januar betraktes som en

tørrværshendelse ettersom temperaturen var stabilt under null grader og nedbøren falt som snø. Antagelsen kan utvides til at punktene for både 27. januar og 17. februar, de to dagene med lavest nedbør (fig. 6-15), kan betraktes som små avvik fra en tørrværssituasjon. Da vil feltet ved Jonsvatnet ha konturen av en tilsvarende trend som for Risvollan forskningsfelt, nemlig en korrelasjon mellom nedbør og svingninger i en ellers stabil  $\delta$ -verdi. Tilsvarende karakteristikker finnes igjen på Hallset, figur 6-10 og 6-11, med unntak av en noe flatere fordeling for de tre første datoene i  $\delta^2\text{H}$  diagrammet. Denne tolkningen av at det potensielle infiltrasjonsvannet i all hovedsak faller tilbake til en konstant verdi, og at isotopinnholdet i nedbørshendelsene ikke lar seg systematisere, gjør at det ikke er mulig å trekke frem noen påviselige sesongvariasjoner ut fra datagrunnlaget. Generelt har Hallset det overvannet med størst berikelse av de stabile isotopene, sett i forhold til Risvollan og feltet ved Jonsvatnet. Tatt i betraktning at nedslagsfeltet til Risvollan og Hallset ligger på omtrentlig samme høyde er de individuelle forskjellene betydelige. Ulikheten gir en indikasjon på størrelsesorden av de lokale hydrologiske effektene. Ut fra effektene knyttet til høyde og plassering er det naturlig at Jonsvatnet har et mer utarmet innhold av isotopene enn de to andre områdene, noe som også er tilfelle.

### **7.3 Infiltrasjon**

Som et utgangspunkt for sammenligning av isotopverdier må det gjøres en rekke forenklinger i dette kapitlet. Resultater vil bli benyttet uavhengig av den manglende korreksjonen av minne, drift og normalisering. Det vil derimot ikke si at effektene blir neglisjert i diskusjonen. I stedet vil det være et fokus på å trekke rimelige slutninger innenfor de rammene unøyaktigheten setter for resultatene. Verdier flagget for forurensning av  $\text{CC}^{\text{TM}}$  vil betraktes som rene. En vurdering av merkede prøver, mot umerkede tilsier at påvirkningen trolig er minimal. Det vil heller ikke være et fokus på  $\Delta X$  som inngår som feilestimat i flere av figurene. I kapittel 7.3.1 vil det være en drøfting av forutsetningen om homogenitet innad i grenseverdiene. De påfølgende kapitlene vil ta for seg infiltrasjonsbetraktninger i de tre områdene, før forskningsspørsmålet vil bli belyst i kapittel 7.3.5.

#### **7.3.1 Homogenitetsforstyrrelse i grenseverdi**

Ved bruk av den stabile isotopmetoden for å kunne bestemme fraksjonen fremmedvann i spillvannsnett er det to grunnleggende forutsetninger som må ligge til grunn. De er begge satt som utgangspunkt for denne oppgaven, og innbefatter et krav om homogenitet innad i

grenseverdiene og tilstrekkelig avstand dem imellom. Det er etablert i kapittel 2.7. I det følgende vil kravet om homogenitet bli trukket frem.

Homogenitetsforstyrrelser i det som kan karakteriseres som fullverdig spillvann, nemlig husholdningsvann fra Jonsvatnet og Benna, vil ikke være en utfordring i et kortsiktig perspektiv. Det samme er tilfelle for grunnvannet, som kan betraktes som det potensielle infiltrasjonsvannet, så sant det ikke oppstår en endret tilførsel i form av vannlekkasje eller annen kunstig forsyning. I denne oppgaven lot det seg ikke gjennomføre å ta prøver av grunnvannet, så ved etablering av komposisjonen til potensielt infiltrasjonsvann ble det gjort en forenkling hvor overvann ble betraktet som grunnvann. Fremlagt i kapittel 4.2. I den forbindelse ble det gjort en antagelse om at variasjoner i overvannskomposisjon utgjør en ubetydelig størrelsesorden, som tillater at metoden kan benyttes uavhengig av værforhold. Et slikt utgangspunkt er interessant siden spillvannsledninger gjerne får en større påvirkning i infiltrasjonsverdi ved nedbørshendelser. Om metoden evner å dokumentere dette ville det vært særdeles gunstig i videre rehabiliteringsarbeid. Antagelsen som ble gjort var i tråd med forutsetningen om nødvendig homogenitet innad i grenseverdiene, gitt at grunnvannskomposisjonen ikke bærer preg av en annen forsyning enn nedbør.

Antageligvis har prøvene tatt av overvannet i en tørrværsperiode nært opp mot eller tilsvarende isotopinnhold som grunnvannet. Slik diskutert i kapittel 7.2. Ved nedbør svinger derimot konsentrasjonen av isotopene. Disse svingningene er som påvist, av betydelig størrelse. Det vil si at svingningene fører overvannsverdien langt vekk fra hva som kan betraktes som grunnvannskomposisjonen. Resultatet er at det vil være to kilder til lekkasje med ulikt isotopinnhold, henholdsvis nedbør og grunnvann. Noe som resulterer i to ulike representanter som grenseverdi for det potensielle infiltrasjonsvannet. Enten  $\delta$ -verdien av overvannet ved tørrværsforhold eller en kontinuerlig måling under nedbørshendelsen (pga. variasjon innad i samme nedbørshendelse som følge av en gradvis utarming i isotopinnhold). Uansett hvilke av disse som benyttes i utregningene vil fraksjonen fremmedvann bli basert på et galt grunnlag, ettersom metoden ikke kan ta høyde for to ulike infiltrasjonskonsentrasjoner. Som følge av dette vil antagelsen om en neglisjerbar variasjon i nedbør være urimelig. Den videre drøftingen av infiltrasjonsresultatene i kapittel 7.3.2 – 7.3.4 vil være i lys av dette, selv om prøvetakningen er basert på at antagelsen er korrekt.

### 7.3.2 Hallset

For å analysere mengde infiltrert fremmedvann på Hallset ble terskelverdien økt fra 1 til 2. Det gav en ramme som inkluderer ytterligere fire injeksjoner i betraktningen, så totalt 13 av 30 verdier faller innenfor usikkerhetskriteriet. Konsekvensen av en slik endring medfører at større usikkerhet blir tillatt, samtidig gir det mulighet til å få vist et bedre bilde av datagrunnlaget. I den videre drøftingen vil likevel fraksjonesestimaterne spille en underordnet rolle i forhold til selve isotopverdiene. I tabell 6-5 er resultatene av utregningene for samtlige prøver presentert.

Ved prøvetakningen 27. januar er spillvannsprøven tatt i punkt HHP1 plassert såpass langt over på «feil» side av overvannsprøven at det kan spekuleres i om de har blitt forvekslet. Det at samme logiske brist går igjen i resultatet av spillvannsprøven tatt i HSP2, tyder i stedet på en feil i beregningsgrunnlaget. Trolig har mangel på prøve av husholdningsvann for denne datoen, samt en bruk av verdier på tvers av tre runder med nokså begrenset presisjon, mye av skylden for de svake fraksjonsverdiene. Av den grunn vil ikke data fra denne prøvetakningen bli diskutert ytterligere. De tre andre prøvetakningsdatoene har blitt analysert i fullstendighet i hver sin sekvens, og med husholdningsvann fra korrekt dato.

I Selsbakkvegen er det foretatt prøvetakning fra to ulike kummer langs spillvannsstrekket. Resultatene er vist i figur 6-12. I punkt HSP1 er det gyldige fraksjonsresultater for prøvetakningene både i februar, mars og april. I likhet med prøvetakningen gjennomført 27. januar blir 17. februar også vurdert til å være et tørrværstilfelle. Nedbørmengdene er så små at de neglisjeres for betraktningen sin del, slik diskutert i kapittel 7.2. Siden 27. januar blir sett bort i fra, representerer 17. februar fraksjonen fremmedvann ved tørrvær. For punkt HSP1 innebærer det fraksjoner på 0,22 og 0,29 beregnet ut fra  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$ . Det bør bemerkes at usikkerheten i fraksjonene for denne datoen er av en betydelig størrelsesorden. Ved prøvetakningen 16. mars er infiltrasjonsvannet, representert av overvannsverdien, direkte påvirket av en avvikende nedbørssammensetning (fig. 6-10). Prøven tatt av overvannet viser et utarmet isotopinnhold, noe som tyder på en underestimert fraksjonsverdi. Tatt i betraktning det allerede høye utgangspunktet virker dette voldsomt. Det kan likevel ha flere ulike forklaringer. En mulighet er at de antatte tørrværsperiodene (27.01 og 17.02) ikke representerer den ekte grunnvannssammensetningen. Grunnvannet kan være mer utarmet enn først antatt i så fall vil et økt grunnvannsnivå forklare fraksjonsmengdene, men ikke ellers. En annen mulig årsak kan være at isotopinnholdet i nedbøren har variert lokalt, og vært mer utarmet enn hva som kommer frem av overvannsprøven. Begge disse alternativene kan potensielt forklare en ytterligere

utarming av  $^{18}\text{O}$  verdien i punkt HSP2, forbi overvannsverdien. På en annen side er det i samme analyse beregnet en tilsvarende høy fraksjonsmengde i punkt HHP1 for den uavhengige spillvannsledningen opp Hallsetreina. Med det som et faktum er det sannsynlig at størrelsen på fraksjonsmengden skyldes en forvrengning av data. For det er rimelig å anta at en fraksjonsmengde på 65-75% er mye, selv ved en kraftig nedbørsperiode. At det derimot er en regn-indusert infiltrasjonsmengde er sannsynlig siden det er en økt fraksjonsmengde fra 17. februar til 16. mars, basert på isotopverdier og fraksjonsverdier innad i runde 3. Tatt i betraktning at det er stor usikkerhet tilknyttet fraksjonsmengdene 16. mars vil en vektlegning av utviklingen mellom to punkter muligens være en mer robust evaluering. Selv om fraksjonen i punkt HSP2 ikke er tilfredsstillende peker isotopverdiene på en økt infiltrasjonsmengde fra HSP1 til HSP2. En økning som relativt sett er større enn den marginale, men tilsvarende trenden som vises den 17. februar.

Den 21. april er det en berikelse av isotopinnhold i overvannet sett i forhold til antatt grunnvannskomposisjon. Endringen er av en slik størrelsesorden at bidraget fra regn-indusert infiltrasjon og grunnvann havner på hver sin side av husholdningsvannet. Siden grenseverdiene for potensiell infiltrasjon trekker fra hver sin retning er det vrient med en fraksjonsevaluering i punktene, og verdiene presentert for denne datoen i figur 6-12 og 6-13 vil gi et galt inntrykk. I enkelte tilfeller vil det derimot være mulig å si noe om kilden til infiltrasjonsbidraget. Basert på utviklingen i spillvannets isotopinnhold mellom HSP1 og HSP2 er det en trend som tilsvarer et økende bidrag fra nedbør. Tatt til etterretning at grunnvannsbidraget i utgangspunktet vil visualisere en mindre fraksjonsmengde, basert på antatt isotopforhold i grunnvannet og tørrværsfraksjon i nettet, vil den illustrerte fraksjonsmengden gi et lavt estimat. Spennet i variasjonen mellom beregningene utført av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  i HSP2 påpeker at nøyaktigheten i analysen er begrenset.

For spillvannsstrekket som blir analysert ved prøvetakning i HHP1 er rådataen fra 21. april av  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  sprikende, og gir ingen entydig indikasjon på størrelse eller kilde til infiltrasjonsbidraget. Ut fra datagrunnlaget er det heller ikke mulig å kvantifisere en fraksjon under tørrværsforhold. Den eneste prøvetakningen som står igjen er 16. mars, en dato som allerede er diskutert. Totalt sett er det ut fra grunnlaget ikke mulig å finne noe systematisk forhold over fraksjonen fremmedvann i dette strekket, bortsett fra at det utgjør en ukjent bestanddel.

### 7.3.3 Lykkjebekken

For analysen av området rundt Lykkjebekken er terskelverdien satt lik 1. Grunnlaget for en evaluering består av 38 verdier. Av disse tilfredsstillende 29 rammene for usikkerhet, men ikke alle gir et representativt bilde av den sanne infiltrasjonsverdien. Noe som vil bli diskutert nærmere. I dette kapittelet vil det være en gjennomgang av utfordringene knyttet til en korrekt analyse av de enkelte prøvetakningsdatoene, før en videre drøfting av infiltrasjonsmengdene.

En problemstilling som går igjen i beregningene gjort for prøvene tatt 27. januar, 17. februar, og 16. mars er at verdiene må hentes på tvers av runder. Det kommer frem i tabell 6-6. Det er spesielt utfordrende for en god evaluering når grenseverdiene er analysert uavhengig av spillvannet. I dette tilfellet er enten husholdningsvann kjørt i separat runde fra de resterende prøvene (17. februar og 16. mars), eller så er begge grensene analysert sammen, men uavhengig av spillvannet (27. januar). Noen av prøvene som er flagget i CC<sup>TM</sup>, er forsøkt analysert på nytt. Det gjelder spillvannsprøver tatt 17. februar og 16. mars. I tillegg til at både opprinnelige prøver og prøver analysert på nytt er tatt med i evalueringen, er det også inkludert separate prøver tatt fra samme punkt ved samme dato.

I punkt JP1 kommer spillvannet strømmende fra to ulike ledningsstrek, JP1a og JP1b. Hvilke av de to strekkene som har størst fraksjon fremmedvann varierer over prøvetakningsdatoene. Den 27. januar er fordelingen tilnærmet identisk, men tatt i betraktning at det er minusgrader i perioden og lite nedbør (fig. 6-15) virker fraksjonene urealistisk høye. Både overvannsverdien fra denne og den påfølgende prøvetakningen blir gjort til representanter for grunnvannet, slik diskutert i kapittel 7.2. Det skyldes at blant resultatene til rådighet ligger disse nærmest opp mot tørrværsforhold. Ved en dypere evaluering mellom de to, peker den representative overvannskomposisjonen fra 17. februar seg ut som den med minst troverdighet. Det skyldes en liten endring i isotopinnhold, som trolig er forårsaket av nedbør og gir en liten, men merkbar overestimering av fraksjonsnivå. Sammenhengen kan betraktes i figur 6-7 og 6-8. Det innebærer at datoene seg imellom har en større avstand i fraksjonsnivå enn først antatt. Ved prøvetakningen 17. februar er det ingen fraksjonsverdi av JP1b som tilfredsstillende terskelverdien satt for den relative usikkerheten, likevel er tendensen blant isotopinnholdet av både <sup>18</sup>O og <sup>2</sup>H at fremmedvannfraksjonen er størst fra JP1a. Denne trenden i tillegg til spranget i fraksjonsestimatet skiller datoene tydelig fra hverandre.

Fra JP1 til JP2 viser resultatene fra 27. januar en reduksjon i infiltrasjonsmengde. Med tanke på at det ikke er noen påkoblede abonnenter i intervallet vil en slik reduksjon i utgangspunktet

være umulig. Tilfellet kan likevel forklares ut fra varierende fraksjonsmengde i JP1. En slik variasjon skyldes at prøvene i de to kummene blir tatt med en viss tidsdifferanse og fra en ulik «bølge», derfor vil bestanddelen i JP2 teoretisk sett kunne ha sunket mellom prøvetakningene. Sett under ett virker det merkelig med en slik tydelig reduksjon. For selv om mengdene fremmedvann i JP1 virker voldsomme, slik tidligere trukket frem, kan de forklares naturlig med bakgrunn i en separert analyse av grenseverdier og spillvann. Forholdet JP1 og JP2 faller seg ikke så naturlig, noe som setter et spørsmålstegn ved troverdigheten av denne analysen. En mer naturtro utvikling mellom de to punktene er dokumentert 17. februar. Infiltrasjonsmengden fra JP1b vil være liten, ut fra hva de ugyldige verdiene hentyder, og vil av den grunn tynne ut mengden fra JP1a. På den andre siden vil vannføringen fra JP1a være dominerende som følge av størst andel abonnenter påkoblet dette strekket. Det vil derfor være logisk at fraksjonen i JP2 er høyere eller nokså samsvarende med JP1a. I dette tilfellet viser prøvene analysert i samme runde av JP1a og JP2 nærmest identisk fraksjon. Sett under ett vil 17. februar gi et overestimert bilde på tørrværsavrenningen, men på samme tid trolig det mest realistiske.

Trenden den 16. mars er identisk med den for 17. februar. Det som skiller prøvetakningene er mengden som infiltreres. Hvis i tillegg grunnvannsbidraget blir tatt til etterretning vil fraksjonen fremmedvann være underestimert som en følge av utarming i nedbøren sett i forhold til det antatte grunnvannsforholdet. Sommert vil det bli en høy infiltrasjonsmengde, noe som kan være et feilaktig inntrykk som følge av at husholdningsvannet er analysert separat. At det derimot er en tydelig indikasjon på en korrelasjon mellom nedbørsmengde og infiltrasjon er det liten tvil om.

Ut fra det faktum at samtlige prøver den 21. april er analysert i samme sekvens, burde verdiene gi en bedre indikasjon på den sanne infiltrasjonsfraksjonen enn hva som er tilfelle 21. mars. Berikelsen i nedbørens isotopinnhold gjør at så ikke er tilfelle. Verdiene som er benyttet som grense for det potensielle infiltrasjonsvannet gir i stedet en overestimering av fraksjonen fremmedvann, mens det motsatte er tilfelle den 16. mars. Det gjør det vanskelig å sammenligne fraksjonsmengdene for disse dagene direkte med hverandre. En evaluering av trenden mellom prøvetakningspunktene på tvers av datoene vil i stedet være en mindre usikker betraktning. Prøvene av JP1a og JP1b tatt i april viser et forhold som er motsatt av de to foregående målingene. Denne endringen fra de tidligere prøvetakningene kan antagelig skyldes den markante ulikheten i nedbørsmengde (fig. 6-15), noe som gir grobunn for en utvidet tolkning av kvaliteten på ledningsstrekke. Ut fra fraksjonsberegningene for 21. april opplever JP1b en mye større påvirkning av nedbørshendelsen, enn hva som er tilfelle for JP1a. Selv om



isotopforholdet i de to separate prøvene tatt fra JP1b er varierende, er trenden relativt tydelig. En mulig forklaring på de store ulikhetene mellom prøve 1 og 2 vil kunne være at det er få abonnenter påkoblet og følgelig vil konsentrasjonen av spillvann være ekstremt varierende. Den 21. april har JP2 tilsvarende fraksjon som JP1b. Hvis så er tilfellet at strekningen JP1b lar seg påvirke ved store nedbørmengder og det i samme grad ikke er tilfellet for JP1a, vil vannføringen fra JP1b potensielt kunne være størst. I så fall vil JP1b ta over som dominant, og det vil være naturlig at infiltrasjonen i JP2 samsvarer med denne.

Basert på de allerede etablerte hypotesene for dominerende vannføring ved små og store mengder nedbør, vil ledningsstrekking med størst fraksjonen fremmedvann i JP1 gjenspeiles i JP2. Om en slik betraktning holder mål er noe uvisst ettersom det tar som en forutsetning at den relativt store nedbørmengden 16. mars kan betraktes som liten ettersom den ikke skaper en tilsvarende trend som 21. april. Skulle derimot hypotesene stemme vil det tyde på at ledningene mellom JP1 og JP2 er tilnærmet tett. Om det i stedet er mer realistisk med en fraksjonsmengde som er mer utjevnet mellom JP1a og b, vil det i stedet være en uspesifisert infiltrasjonsmengde på det samme strekket. Det sistnevnte vil og være tilfelle hvis den høyeste fraksjonen påvist i JP1 ikke er representativ for hva som blir ført videre fra kummen, eksempelvis hvis prøve nr. 2 i JP1b den 21. april viser et mer korrekt bilde av den ekte infiltrasjonsmengden enn hva prøve nr. 1 illustrerer.

#### **7.3.4 Risvollan**

I likhet med analysen av området rundt Lykkjebekken er terskelverdien satt lik 1. Risvollan er det området hvor det har vært foretatt flest prøvetakninger. Det er totalt tatt 63 prøver av spillvannet, noe som tilsvarer et grunnlag på 126 verdier. Noen av prøver er tatt som enslige stikkprøver på samme måte som for de to andre lokasjonene, disse vil bli drøftet først. Den videre diskusjonen vil omhandle de resterende prøvene som er tatt i serie for å dokumentere døgnvariasjon.

Ved enkelte datoer er det tatt prøver av spillvann, husholdningsvann og overvann til samme tid. Med et slikt utgangspunkt ligger det meste til rette for en god analyse. Det viser derimot resultatene i tabell 6-7 ikke er tilfelle, og det lar seg ikke gjennomføre å foreta en betraktning ut fra terskelverdi. I stor grad skyldes det at verdiene som inngår i beregningene er hentet på tvers av runder. I tillegg må husholdningsvann fra 16. februar benyttes i utregningene av fraksjonsmengde 20. februar. Ut fra resultatene av både  $^2\text{H}$  og  $^{18}\text{O}$  er det en antydning til at 20. februar har høyere infiltrasjon enn 26. januar og 16. februar, noe som korrelerer med

nedbørsmengdene (fig 6-15). Å slå dette fast vil derimot bli synsing basert på et for usikkert grunnlag. I det store og hele kan sammenligningsgrunnlaget betraktes som oppspist. Den 20. mars er det tatt tre prøver hvor alle er analysert sammen med grenseverdiene. Det er kun to av fraksjonsverdiene som tilfredsstillter terskelverdien. Disse viser en fraksjonsverdi på henholdsvis 0,27 og 0,24. Ut fra hva som kom frem i diskusjonen i kapittel 7.2, hvor det ble etablert at grunnvannet har en komposisjon tilsvarende de nærmest konstante overvannsverdiene ved dager uten nedbør, så representerer disse fraksjonene tørrværsavrenningen. Dagen etter har derimot overvannsverdien endret seg. Det kan ha to mulige årsaker eller en kombinasjon av disse. Det kan være en måling som er gått galt, noe som kan forklare et unormalt høyt standardavvik (se tabell B-5), eller det kan skyldes en endret komposisjon i avrenningen. Sistnevnte er noe merkelig siden det ikke har falt mer nedbør siden dagen før. På en annen side har det vært en tineprosess hvor de siste rester av snø har bidratt til avrenning. Det var målt 2 cm ved Voll målestasjon 20. mars og 0 cm 21. mars. Det kan potensielt ha ført med seg en konsentrasjonsendring.

Uavhengig av årsak bak endringen av overvannsverdien så er forandringen drastisk for beregningen av infiltrasjonsmengde. Forskyvningen av overvannsverdien splitter grensen for det potensielle infiltrasjonsvannet i to. Hvor nedbørsgrensen er mer beriket enn husholdningsvannet, mens det motsatte er tilfellet for grunnvannet. Grenseverdien for grunnvannsinfiltrasjon er ikke demonstrert i figur 6-17 og 6-18, men den varierende konsentrasjonen i spillvannet kommer tydelig frem. Bortsett fra at spillvannskonsentrasjonen indikerer et varierende infiltrasjonsbidrag, vil resultatene som en følge av splittelsen ikke la seg benytte til en bestemmelse av fraksjonen fremmedvann.

Den 30. mars er det i likhet med prøvetakningen 20 og 21. mars gjort en antagelse om konstante verdier i husholdningsvannet og overvannet. Rådataen for denne datoen viser en ujevn variasjon i spillvannet mellom klokken 06.00 og 12.00. Dette er godt illustrert i figur 6-19 og 6-20. Svingningene kan forklares ut fra hvilken rekkefølge prøvene er analysert av maskinen (tabell B-6) og viser resultatet av ikke å ha en korrekt korleksjon for drift av instrumentet. Etter at rådataen er filtrert etter usikkerhetskriteriet viser de resterende resultatene en nokså jevn trend, figur 6-23 og 6-24. Fraksjonsandelen infiltrasjonsvann er vist i figur 6-25 og 6-26. Gjennomsnittet av beregningene fra  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$  er henholdsvis 0,34 og 0,27. Tidspunktet for prøvetakningen er ikke under noen nedbørsperiode, så disse verdiene bekrefter størrelsesområdet for tørrværsfraksjonen som allerede er etablert i beregningene fra 20. mars. Fraksjonsdiagrammene viser variasjoner over tidsrommet som kan betraktes som neglisjerbare.

En slik fraværende tendens til variasjon står i stil til en antagelse om at infiltrasjonen er konstant over døgnet ved tørrværsforhold. Det er da kun et bidrag fra et jevnt grunnvannstilsig. Det har blitt utarbeidet en vannføringskurve for spillvannet gjennom forskningsstasjonen på Risvollan (fig. 5-8). Ut fra denne er det dannet en spillvannshydrograf for 30. mars med både  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$ , figur 6-27 og 6-28. Bakgrunnsdataen for hydrografene er lagt ved i tabell 6-8. Grafene følger aktivitetene til beboerne med to topper, en på morgenen og en på kvelden. Med utgangspunkt i spillvannsvariasjonen kommer det relativt konstante infiltrasjonsbidraget tydeligere frem når grafene blir sett i sammenheng med  $Q_{\text{inf}}$  i figur 6-29 og 6-30. Som nevnt i kapittel 5 er det mulig at vannføringskurven er forskjøvet, så de gjennomsnittlige infiltrasjonsvannføringene på 0,9 og 0,7 l/s vil ikke nødvendigvis representere de sanne verdiene.

Med utgangspunkt i at prøvetakningen 30. mars skulle gi en indikasjon på infiltrasjon i en periode med lite nedbør, så var det ønskelig at en døgkontinuerlig prøvetakning 21-22. april skulle være motvekten av dette. Det ble benyttet en automatisk prøvetaker til å ta spillvannsprøver over 24t ved oppstart kl. 06.00. Overvann og husholdningsvann ble definert ved tre ulike tidspunkt over døgnet. Diagrammene av rådataen i figur 6-21 og 6-22 gir en illusjon om en tydelig endring i komposisjonen av husholdningsvann og følgelig spillvann, over perioden. Det skal ikke utelukkes at det kan være en liten naturlig endring, men inntrykket grafene gir skyldes drift av maskinen som ikke har latt seg korrigere. Denne effekten kommer tydelig frem av verdiene i tabell B-7. Selv om driften er årsak til den gradvise forskyvningen av husholdningsvann og spillvann vil den ikke forklare endringen i overvannskomposisjon etter at nedbøren har begynt å falle. Denne utviklingen kan forklare ut fra det faktum at isotopmengden i en lengre nedbørshendelse stadig blir mer utarmet. Driften vil heller ikke forklare svingningene i spillvannsammensetning, til ulikhet fra analysen av prøvetakningen gjennomført 30. mars. Den lar seg i stedet forklare ut fra en splittelse i infiltrasjonskomposisjon, på lik linje med hva som er tilfelle 21. mars. Grenseforskyvningene er illustrert tydelig ved å se på endringen i plasseringen av overvannet mellom diagrammene av målt isotopkomposisjon den 30. mars (fig. 6-19 og 6-20) og diagrammene tilhørende 21. mars (fig. 6-17 og 6-18) og 21. april (fig. 6-21 og 6-22). Som en følge av splittelsen vil en fraksjonsavgjørelse ikke la seg gjennomføre.

### 7.3.5 Felles evaluering

For å evaluere om de stabile isotopene i vann er egnet som sporstoff i et område må det gjøres en betraktning av de to forutsetningene som ligger til grunn for metoden. Nemlig kravet om homogenitet innad i grenseverdiene og tilstrekkelig avstand dem imellom, etablert i kapittel 2.7. Kravet om homogenitet innad i grenseverdiene brukt i denne oppgaven er drøftet i kapittel 7.3.1. Mangelen på grunnvannsprøver gjør at en god kontroll av homogenitet i det potensielle infiltrasjonsvannet ikke har vært utført. Det faktum at overvannsprøvene tatt dager uten nedbør er nokså konstante med tid over de tre områdene, gir en indikasjon på at disse kan representere grunnvannet. I så tilfelle vil homogeniteten i det potensielle infiltrasjonsvannet være god. Vel og merke er de verdiene som karakteriseres som konstante basert på et fåtall prøvetakninger. Det forutsetter også at periodene som karakteriseres som tørrværsforhold er representative, noe som er vanskelig å slå fast uten kontroll av fraksjonsverdier med en ekstern metode. Når det kommer til den andre grenseverdien, representert av husholdningsvann, så virker denne å tilfredsstillende kravet om homogenitet. Det er påvist noe variasjon over lang tid, men det er uvesentlig ut fra et prøvetakningsperspektiv hvor man opererer med et kortsiktig tidsaspekt.

For å foreta en vurdering om differensen mellom grenseverdiene er tilstrekkelig for å kunne benytte metoden i Trondheim, står mye å faller på i hvilken grad grunnvannskomposisjonen er fastsatt til korrekt verdi for de ulike områdene. En evaluering må baseres på at verdiene funnet i denne oppgaven er representative. Basert på undersøkelsene som er utført over prøvetakningsperioden er differansene ved tørrværsforhold oppsummert i tabell 6-4. Det vises tydelig at Hallset har det klart minste intervallet. Tatt i betraktning at prøvetakningen for Hallset og Jonsvatnet er foretatt samme dag, gjenspeiles størrelsesforholdet mellom intervallene i den ulike kvaliteten på beregningene. Ut fra totalinntrykket av innsamlet data er det rimelig å anta at Hallset har et intervall som er for snevert til å oppnå en treffsikker fraksjonsbestemmelse uten et betydelig feilfelt. Selv ved bedre presisjon av instrumentet vil trolig differansen være utilstrekkelig for å unngå et stort slingsmonn. Det må derimot undersøkes nærmere. Lykkjebekken har på sin side et intervall som er tilnærmet identisk med hva APUSS prosjektet benyttet i sine case-studier i Rümlang, Lyon og Roma. Resultatene viser at avstanden er velegnet for en presis analyse, og spesielt ved en ytterligere presisjon på isotopanalytoren. Det hydrologiske regimet ved Risvollan befinner seg i mellomrommet til de to andre lokasjonene. Prøvetakningen gjort i serie den 30. mars gir resultater som hentyder at metoden har potensial i området. Om dette intervallet befinner seg i grenseland for

fraksjonsberegningenes operasjonsradius gir dataen intet grunnlag for å fastslå. Til det spiller den svake presisjonen av isotopverdiene en for stor rolle.

#### **7.4 Årsak til innlekking og konkrete tiltak**

Ut fra en sammenligning av de tre feltene er det et høyere infiltrasjonspotensial ved Lykkjebekken enn for Hallset og Risvollan. Av den enkle grunn at området er utmark bestående av skog og jorder, med en liten andel tette flater. Områdene Hallset og Risvollan har ikke samme infiltrasjonskapasitet i feltet begrunnet ut fra innslaget av bebyggelse og veier. Infiltrasjonspotensialet vil derimot ikke avgjøre mengden fremmedvann i et ledningsstrek, det vil i stedet ledningskvaliteten bestemme sett bort fra direkte feilkoblinger. Ulike kilder til fremmedvann i et separatsystem er presentert i kapittel 2.2. Med utgangspunkt i resultatene drøftet i kapittel 7.3.2 – 7.3.4 vil forslag til videre tiltak i de tre områdene bli lagt frem.

I punkt HSP1 i Selsbakkvegen på Hallset er det antydnet en fraksjon fremmedvann ved tørrværsforhold på 0,2 – 0,3, med en ubestemt økning i nettet ved et nedbørstilfelle. Normalt skiftes ledninger ut på bakgrunn av rørenes tilstand i form av synlige sprekker og åpenbare feil, lokalisert ved hjelp av CCTV. I dette tilfellet må det først bli tatt en avgjørelse om fraksjonen fremmedvann er akseptert eller ikke. Hvis avgjørelsen faller på at en utbedring er nødvendig, bør kilden til lekkasje punktfestes. Det kan gjøres ved hjelp av CCTV. Skulle det vise seg at det er diffus innlekking som skaper problemet kan strekket som må skiftes ut bli forsøkt lokalisert ved hjelp av isotopmetoden. Ved prøvetakning i ulike kummer. Det forutsetter at metoden har en tilstrekkelig presisjon i området. For å videre skifte ut den ledningslengden som forårsaker infiltrasjon vil no-dig gjerne være en foretrukken løsning i et område med mye annen infrastruktur i bakken. Tatt i betraktning at de eksisterende rørene er 40-50 år gamle kan en strukturell no-dig løsning være egnet. Det valget bør gjøres ut fra styrken og tilstanden til nåværende rør. Generelt vil no-dig gjerne være en rimeligere løsning enn vanlig konvensjonell graving, og i dette tilfelle vil det være en fordel å slippe en ustrakt graveprosess. Mellom strekket HSP1 til HSP2 er det ut fra resultatene påvist liten infiltrasjon ved tørrvær, men en solid økning ved nedbør. Det vil da være hensiktsmessig å forsøke utelukke eventuelle feilkoblinger av overvann før andre tiltak vurderes. I Hallsetreina har sporstoffmetoden ikke gitt tilfredsstillende svar, det vil derfor være gunstig å prøve en annen metode.

I spillvannsledningen på Risvollan er det påvist en fraksjon fremmedvann på omtrent 0,3 i en situasjon uten nedbør. Det er i tillegg svingninger i infiltrasjonsmengde under

nedbørshendelser, så det må regnes med en ytterligere økning enkelte dager. Ledningsnettets oppstrøms målepunktet er nærmere 50 år, noe som ikke skulle tilsi en svekkelse i fysisk struktur. Likevel kan nettet ha vært utsatt for ekstern påkjenning eksempelvis trafikk, anleggsarbeid eller korrosjon som kan ha skapt slitasje. Det er et langt spillvannsnett på over 2,5 km totalt med en rekke forgreninger. Her vil den stabile isotopmetoden være et velegnet verktøy. Ved jevnlig prøvetakninger langs traseen vil området med innlekking lokaliseres, og en videre behandlingsplan kan utarbeides. Med tanke på at rørene har tilsvarende alder som de opp Selsbakkvegen vil det også her være egnet å gjøre en vurdering om total renovering av strukturell styrke. Hvis en slik løsning blir foretrukket innebærer det konvensjonell graving eller strukturell no-dig, hvor begge tilfører en lang levetid.

Ved Lykkjebekken er ledningene relativt nye, sett i forhold til de to andre områdene. Noe som er i tråd med god varsomhet mot oppstuvning og eksfiltrasjon av spillvann i nærheten av drikkevannskilden. Basert på prøvetakningen som er gjennomført er ledningsstrekke JP1a hovedsakelig utsatt for et jevnt høyt grunnvannstilslag. Det kan potensielt være diffus innlekking, og vil kunne angripes på samme måte som området på Risvollan. Nemlig med en mer omfattende analyse med den stabile isotopmetoden. Ved vedlikehold av strekket vil en ikke strukturell no-dig metode være foretrukket. Enten strømpe eller belegg. Det er billig, kjapt, enkelt og kan benytte den allerede eksisterende styrken til de nåværende ledningene. Forgreningen JP1b vil ut fra analysen i størst grad være utsatt for regn-indusert infiltrasjon. Siden det ikke er naturlig med feilkoblinger i området basert på at overvann blir drenert ut i naturen, vil det trolig være et lekkasjepunkt. Her vil CCTV være et egnet hjelpemiddel. Hvis kilden til fremmedvannet ikke kan la seg tette på samme måte som strekket JP1a, altså hvis ledningsstrekke må skiftes fullstendig, vil konvensjonell graving være å foretrekke. Man vil da i større grad operere under kontrollerbare forhold hvor det oppstår få feil, noe som er gunstig i nærheten av Jonsvatnet.

## 8 Konklusjon

Deuterium og 18-oksygen er stabile isotoper som inngår i ulike vannmolekyler. De har vært forsøkt utnyttet som sporstoff i denne oppgaven i forbindelse med kvantifisering av fraksjonen fremmedvann i separate spillvannsledninger. Til det formålet har det vært nødvendig å benytte en isotopanalysator for å bestemme forholdet av isotopene i ulike vannprøver. Ved bruk av instrumentet har det vært en utfordring å oppnå resultater med tilfredsstillende presisjon for en videre analyse. Et problem som skyldes et ustabil pulsregime. Størrelsen av usikkerheten kommer ikke i tilstrekkelig grad til syne gjennom standardavviket i vannprøvene, og  $\Delta X$ . Det vil i tillegg være en ikke kvantifiserbar forskyvning av enkelte isotopverdier med svake pulssignaler, og verken de svake eller de mer presise verdiene vil være korrigert for maskineffekter som minne og drift. Det vil heller ikke være mulig å utnytte referanseverdiene til en normalisering opp mot den internasjonale skalaen.

Ved nedbørshendelser er det påvist et betraktelig skifte i isotopkonsentrasjon vekk fra hva som er antatt å være grunnvannskomposisjonen. Det gjør at homogeniteten i det potensielle infiltrasjonsvannet faller bort. Derav er isotopene som en lekkasjedeteksjonsmetode begrenset til å kun bli benyttet ved hva som karakteriseres som tørrværsperioder. Sammen har konsekvensen av en varierende puls og mangelen på homogenitet skapt utfordringer for en vurdering av metodens egnethet i Trondheim, og en videre etablering av korrekte fraksjonsestimat. En faktor som organisk materiale i spillvannet har ut fra en kjønnsbasert evaluering vært neglisjerbar i forhold. Disse to hovedutfordringene har derimot ikke vært mer forstyrrende enn at de har satt begrensinger for nøyaktighet. Metoden i seg selv har vist seg fullt ut gjennomførbart.

Fordeling av isotoper i et område vil normalt variere over sesongen og avhenge av stedets topografiske- og kontinentale plassering. Prøvetakningen utført i felt viser at grenseverdiene, i form av overvann ved tørrvær og husholdningsvann, har en homogenitet over lengre tid. Ut fra datagrunnlaget er det ikke noe som skulle tilsi større sesongvariasjoner. Med forutsetning om en stabil indre komposisjon i grenseverdiene er det påvist en fraksjon fremmedvann ved tørrvær i spillvannsledningen i Selsbakkvegen på Hallset, i nettet ved Lykkjebekken og på Risvollan. Denne fraksjonen vil etter sigende påvirkes ytterligere ved nedbør, noe som i Selsbakkvegen og ved Lykkjebekken er tolket ut fra tendensene i resultatene. På Risvollan er den varierende spillvannssammensetning under nedbør bevis nok, med utgangspunkt i den tilnærmet konstante infiltrasjonsvannføringen ved tørrvær. Kvaliteten og presisjonen på infiltrasjonsestimatene har

riktig nok variert mellom stedene. Det skyldes den varierende grunnvannskomposisjonen områdene seg imellom. Selv om forsøksområdet på Hallset med tilhørende nedbørsfelt befinner seg på omtrentlig samme høyde som Risvollan, er differansen i isotopkomposisjon stor. For Hallset sin del innebærer det et smalt intervall mellom grenseverdiene. Selv om det har vært mulig å bestemme en fraksjonsmengde også her, virker usikkerheten å bli for høy som følge av et snevert intervall og den medfølgende begrensningen det setter for oppnåelig presisjon. Ut fra resultatene som foreligger innebærer det at i enkelte deler av Trondheim vil metoden ha en begrenset bruksmulighet, i andre deler vil det derimot være et velegnet rehabiliteringsverktøy.

### **8.1 Anbefalt videre arbeid**

Metoden har vist seg som et mulig hjelpemiddel for å karakterisere tilstanden til en ledningsstrekning. Det krever riktig nok at enkelte forutsetninger er på plass. I denne oppgaven er det påvist store lokale variasjoner i overvannskomposisjon innenfor et lite geografisk spredt område. Ved en utvidet bruk av metoden vil det derfor være lurt å foreta en bredere kartlegging av grunnvannskomposisjonen. Det innebærer å ta stikkprøver av grunnvannet opp til flere steder langs spillvannsstrekket som ønskes undersøkt. Hensikten er å dokumentere det korrekte isotopinnholdet i det potensielle infiltrasjonsvannet og påvise eventuelle lokale variasjoner i forsøksfeltet. Disse verdiene kan kontrolleres opp mot innholdet i overvannsledningen ved oppstart av en tørrværsperiode og ved jevnlig intervall flere dager inn i perioden. Det er hensiktsmessig for å finne ut om overvannet vil være representativt for grunnvannet, og for å se hvor lang tid det tar etter en nedbørshendelse før verdiene i de to kildene eventuelt er samsvarende. På sikt ville en slik oversikt kunne vist seg arbeidslønnsomt for å unngå gjentagende og tidkrevende prøvetakning av grunnvann.



## Referanser

- BENJAMIN, L., KNOBEL, L. L., HALL, L. F., CECIL, L. D. & GREEN, J. R. 2005. Development of a local meteoric water line for southeastern Idaho, western Wyoming, and south-central Montana.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J. 2017. Personlig kommunikasjon med , Jean-Luc Bertrand-Krajewski, Professor ved INSA Lyon.
- BRAND, W. A., GEILMANN, H., CROSSON, E. R. & RELLA, C. W. 2009. Cavity ring-down spectroscopy versus high-temperature conversion isotope ratio mass spectrometry; a case study on  $\delta^2\text{H}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  of pure water samples and alcohol/water mixtures. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23, 1879-1884.
- CLARK, I. D. & FRITZ, P. 1997. *Environmental isotopes in hydrogeology*, CRC press.
- DANSGAARD, W. 1964. Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16, 436-468.
- DAWSON, T. E. & BROOKS, P. D. 2001. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. *Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems*. Springer.
- DE BENEDITTIS, J. & BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. 2005. Measurement of infiltration rates in urban sewer systems by use of oxygen isotopes. *Water Science and technology*, 52, 229-237.
- DENNIS, K. 2013a. *Analyzing acidic waters* [Online]. Picarro Community. [Accessed].
- DENNIS, K. 2013b. *Syringe lifetime, NMP and samples with precipitates* [Online]. Picarro Community. [Accessed].
- DENNIS, K. 2015. Using CRDS to measure stable isotopes of water: an overview of the technology, configurations and applications.
- ELLIS, B. & BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. 2010. *Assessing Infiltration and Exfiltration on the Performance of Urban Sewer Systems (APUSS)*, Alliance House 12 Caxton Street London SW1H 0QS, UK IWA Publishing
- ELLIS, B. B.-K., JEAN-LUC 2010. *Assessing Infiltration and Exfiltration on the Performance of Urban Sewer Systems (APUSS)*, Alliance House 12 Caxton Street London SW1H 0QS, UK IWA Publishing
- ELLIS, J. B. Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. 2nd International Conference Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas—Interurba II, 2001. 19-22.
- FONDRIEST ENVIRONMENTAL, I. 2014. *Conductivity, Salinity & Total Dissolved Solids* [Online]. Available: <http://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/conductivity-salinity-tds/> [Accessed].
- FREIDMAN, I. & O'NEIL, J. 1977. Compilation of stable isotope fractionation factors of geochemical interest: US Geol. *Survey Prof. Paper*, 440.
- FROELICH, K., GONFIANTINI, R. & ROZANSKI, K. 2005. *Isotopes in lake studies: a historical perspective*, Springer.
- GAT, J. R. & GONFIANTINI, R. 1981. Stable isotope hydrology. Deuterium and oxygen-18 in the water cycle.
- GELDERN, R. 2015. *Sample storage - water isotopes* [Online]. Picarro Community: Kate Dennis. [Accessed].
- GELDERN, R. 2017. Personlig kommunikasjon med Robert Van Geldern, FAU Erlangen-Nuremberg.

- GELDERN, R. & BARTH, J. A. 2012. Optimization of instrument setup and post-run corrections for oxygen and hydrogen stable isotope measurements of water by isotope ratio infrared spectroscopy (IRIS). *Limnology and Oceanography: Methods*, 10, 1024-1036.
- GIBSON, J. & REID, R. 2010. Stable isotope fingerprint of open-water evaporation losses and effective drainage area fluctuations in a subarctic shield watershed. *Journal of Hydrology*, 381, 142-150.
- GRAY, H. E. 2012. Laboratory Methods for the Advancement of Wastewater Treatment Modeling.
- GRÖNING, M. 2007. Reference Sheet for Reference Material
- HORITA, J. & WESOLOWSKI, D. J. 1994. Liquid-vapor fractionation of oxygen and hydrogen isotopes of water from the freezing to the critical temperature. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58, 3425-3437.
- HOUHOU, J., LARTIGES, B., FRANCE-LANORD, C., GUILMETTE, C., POIX, S. & MUSTIN, C. 2010. Isotopic tracing of clear water sources in an urban sewer: A combined water and dissolved sulfate stable isotope approach. *water research*, 44, 256-276.
- HSIAO, G. 2010. *Filtering isotopic water samples* [Online]. Picarro Community. [Accessed].
- HSIAO, G. 2011. *Measuring stable water isotopes of sea water* [Online]. Picarro Community. [Accessed].
- HSIAO, G. 2012. *New Release ChemCorrect* [Online]. Picarro Community. [Accessed].
- HØSEGGEN, R. S. 2017. Personlig kommunikasjon med Rannveig S. Høseggen, Trondheim Kommune
- KENDALL, C. & CALDWELL, E. 1998. Fundamentals of isotope geochemistry. In "Isotope tracers in Catchment Hydrology." (Eds C. Kendall and JJ McDonnell.) pp 51–86. Elsevier: Amsterdam.
- KENDALL, C. & MCDONNELL, J. J. 2012. *Isotope tracers in catchment hydrology*, Elsevier.
- KEYWAN, R., SHILPA, R., VOLKER, K., CHEOLHUNG, C., VADIM, C., GUENTHER, F., GEORG, K., NEBOJSA, N. & PETER, R. 2011. RCP 8.5.
- KOENIGER, P., LEIBUNDGUT, C., LINK, T. & MARSHALL, J. D. 2010. Stable isotopes applied as water tracers in column and field studies. *Organic Geochemistry*, 41, 31-40.
- KRACHT, O., GRESCH, M. & GUJER, W. 2007. A stable isotope approach for the quantification of sewer infiltration. *Environmental science & technology*, 41, 5839-5845.
- KRACHT, O., GRESCH, M. & GUJER, W. 2008. Innovative tracer methods for sewer infiltration monitoring. *Urban Water Journal*, 5, 173-185.
- KRACHT, O. & GUJER, W. 2006. Tracer based quantification of sewer infiltration: experiences using natural isotopes ( $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^2\text{H}$ ).
- LECTURE. 2013. *Lecture 25: Stable Isotopes: applications to the Carbon Cycle and Earth's Climate* [Online]. Available: <https://www.soest.hawaii.edu/krubin/GG325/lect25.pdf> [Accessed].
- MARTÍN-GÓMEZ, P., BARBETA, A., VOLTAS, J., PEÑUELAS, J., DENNIS, K., PALACIO, S., DAWSON, T. E. & FERRIO, J. P. 2015. Isotope-ratio infrared spectroscopy: a reliable tool for the investigation of plant-water sources? *New Phytologist*, 207, 914-927.
- MARTIN, P. & GRÖNING, M. 2009. Reference Sheet for International Measurement Standards VSMOW2 and SLAP2. *International Atomic Energy Agency, Vienna*.
- MCKINNEY, C. R., MCCREA, J. M., EPSTEIN, S., ALLEN, H. & UREY, H. C. 1950. Improvements in mass spectrometers for the measurement of small differences in isotope abundance ratios. *Review of Scientific Instruments*, 21, 724-730.
- MESS-SYSTEMTECHNIK 2011. Salz-Tracer Arbeitsanleitung DEU.

- MOOK, W. G. 2006. *Introduction to isotope hydrology*, Taylor & Francis.
- MOORE, R. 2005. Slug injection using salt in solution. *Streamline Watershed Management Bulletin*, 8, 1-6.
- MOSEVOLL, G., WEDUM, K. & SÆGROV, S. 1991. *Håndbok for vannføringsmålinger i vann- og avløpsanlegg*, Trondheim, Norsk hydroteknisk laboratorium.
- MUSTE, M., LEE, K. & BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. 2012. Standardized uncertainty analysis for hydrometry: a review of relevant approaches and implementation examples. *Hydrological Sciences Journal*, 57, 643-667.
- NORDVÅG, P. 2017. Vurdering og kontroll av vannføringsmåling.
- O'GRADY, S. P., ENRIGHT, L. E., BARNETTE, J. E., CERLING, T. E. & EHLERINGER, J. R. 2010. Accuracy and precision of a laser-spectroscopy approach to the analysis of  $\delta^2\text{H}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  in human urine. *Isotopes in environmental and health studies*, 46, 476-483.
- ORT, C. & SIEGRIST, H. 2009. Assessing wastewater dilution in small rivers with high resolution conductivity probes. *Water Science and Technology*, 59, 1593-1601.
- PANETTA, R. 2011. *Why are isotopes reported by the delta ( $\delta$ ) notation?* [Online]. Picarro Community. [Accessed].
- PICARRO. *Hypersaline Solutions on Isotopic Water Analyzers* [Online]. Picarro Search Community & Knowledgebase. Available: [http://www.picarro.com/resources/knowledgebase/Water%20Isotope%20Analyzers/hypersaline solutions on isotopic water analyzers](http://www.picarro.com/resources/knowledgebase/Water%20Isotope%20Analyzers/hypersaline%20solutions%20on%20isotopic%20water%20analyzers) [Accessed].
- PICARRO 2015a. Data Sheet L2130-i High Precision Isotopic Water Analyzer.
- PICARRO 2015b. Operation, Maintenance, and Troubleshooting L2140-i, L2130-i or L2120-i Analyzer and Peripherals User's Manual.
- PICARRO 2016. Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS). [http://www.picarro.com/technology/cavity ring down spectroscopy](http://www.picarro.com/technology/cavity%20ring%20down%20spectroscopy).
- RIF 2015. State of the Nation 2015. Rådgivende ingeniørers forening.
- ROBINSON, B., YALAMANCHALI, R. & DICKINSON, N. 2014. Lithium, an Emerging Environmental Contaminant, is Mobile in the Soil-Plant System. *한국토양비료학회 학술발표회/ 초록집*, 468-468.
- ROZANSKI, K., ARAGUÁS-ARAGUÁS, L. & GONFIANTINI, R. 1993. Isotopic patterns in modern global precipitation. *Climate change in continental isotopic records*, 1-36.
- SAAD, N., KURAMOTO, D. & ZARE, R. N. 2009. Compound Specific Isotope Analysis of Carbon using Cavity Ring-Down Spectrometry.
- SCHILPEROORT, R. P., MEIJER, H. A., FLAMINK, C. M. & CLEMENS, F. H. 2007. Changes in isotope ratios during domestic wastewater production. *Water science and technology*, 55, 93-101.
- SCHOLL, M., EUGSTER, W. & BURKARD, R. 2011. Understanding the role of fog in forest hydrology: stable isotopes as tools for determining input and partitioning of cloud water in montane forests. *Hydrological Processes*, 25, 353-366.
- SCHULZ, N. & KREBS, P. 2004. Environmental impacts of rehabilitation. SINTEF.
- SKRZYPEK, G., MYDŁOWSKI, A., DOGRAMACI, S., HEDLEY, P., GIBSON, J. J. & GRIERSON, P. F. 2015. Estimation of evaporative loss based on the stable isotope composition of water using Hydrocalculator. *Journal of Hydrology*, 523, 781-789.
- STEWART, A. J. & KSZOS, L. A. 1996. Caution on using lithium ( $\text{Li}^+$ ) as a conservative tracer in hydrological studies. *Limnology and Oceanography*, 41, 190-191.
- SÆGROV, S. 2017. Personlig kommunikasjon.

- TONGIORGI, E. 1965. *Stable Isotopes in Oceanographic Studies and Paleotemperatures: Spoleto 1965*, Consiglio nazionale delle ricerche, Laboratorio di geologia nucleare.
- TRANDEM, J. H. 2015. *Innlekking i separatsystemer for avløpsvann*. Prosjektoppgave, NTNU.
- WHITE, W. M. 2013. *Geochemistry*, John Wiley & Sons.
- WINKLER, R. 2017. Personlig kommunikasjon med Renato Winkler, Picarro. .
- WOZNIAK, B. & DERA, J. 2007. *Light absorption in sea water*, Springer.

## Appendiks A

For å kalibrere isotopanalysatoren er det nødvendig å bruke kalibreringsstandarder med kjente verdier av  $\delta^2\text{H}$  og  $\delta^{18}\text{O}$ . Disse kalibreringsstandardene blir produsert av IAEA (International Atomic Energy Agency), og deres samarbeidspartnere. I denne oppgaven benyttes VSMOW2 (Vienna Standard Mean Ocean Water), SLAP2 (Standard Light Antarctic Precipitation) og GISP (Greenland Ice Sheet Precipitation).

Alle vann blir betraktet som tyngre, sammenlignet med VSMOW2. Det gjør at denne standarden er egnet som referansepunkt for  $\delta^2\text{H}$  og  $\delta^{18}\text{O}$ . Av den grunn blir alle  $\delta^2\text{H}$  og  $\delta^{18}\text{O}$  verdier rapportert som negative i forhold til denne.  $\delta$ -VSMOW2 verdiene normaliseres med  $\delta$ -SLAP2 verdiene. Det vil si at alle målte verdier med instrumentet blir plassert i forhold til VSMOW-SLAP skalaen, hvor VSMOW2 er nullpunktet og SLAP2 er et fast punkt (Martin and Gröning, 2009).

Verdiene av GISP er basert på VSMOW-SLAP skalaen. Denne standarden er ment som en kontroll av kalibreringen, mens selve kalibreringsprosessen blir utført av VSMOW2 og SLAP2 (Gröning, 2007).

Ved instrumentkalibrering av IRIS analysatoren vil de målte  $\delta$ -verdiene av disse tre standardene danne et lineært plott som sammenlignes med de kjente  $\delta$ -verdiene. Det er viktig at  $\delta$ -verdiene gitt av analysatoren plottes på den horisontale aksene, og de oppgitte eksakte verdier på den vertikale aksene. Så bestemmes det lineære forholdet ved å benytte en «best tilpasset lineær ligning» som gir stigningstall og krysningspunkt. Dette må gjøres både for  $\delta^{18}\text{O}$  og for  $\delta^2\text{H}$ . Disse to ligningene, en for hver isotop, representerer avviket mellom analysen til maskinen og de eksakte  $\delta$ -verdiene. Arbeidsstandardene analyseres samtidig med IAEA-standardene (VSMOW2, SLAP2, GISP). I denne oppgaven er det valgt følgende arbeidsstandarder; destillert vann fra fjorden utenfor Trondheim (HIS), flaskevann fra Imsdal (ANTA) og springvannet i Trondheim (DEST). HIS er den tunge standarden, ANTA er den lette og DEST ligger mellom disse to. Etter at både arbeids- og IAEA-standardene er justert for drift vil det kalkulerede stigningstallet og krysningspunktet, som beskrevet ovenfor, justere  $\delta$ -verdiene til arbeidsstandardene. Altså vil arbeidsstandardene bli direkte kalibrert mot IAEA-standardene. De nye  $\delta$ -verdiene for arbeidsstandardene overføres til Excel arket, vanGeldern-and-Barth-WebAppendix\_v2013-04-18, utviklet av Geldern and Barth (2012). IAEA-standardene er kun justert for drift, disse justerte verdiene overføres til maskinen.

Oppsummert er det er to resultater av en slik kalibrering; instrumentet blir regulert og innstilt etter VSMOW-SLAP skalaen, og arbeidsstandardene bli direkte kalibrert mot IAEA-standardene. Denne formen for kalibrering bør skje hver 6 måned, eller i de tilfeller det kreves ny kalibrering av arbeidsstandardene. Eksempelvis hvis arbeidsstandardene blir ubrukelige som følge av forurensning eller fraksjonering.

Merknad: Standardene VSMOW og SLAP har blitt erstattet av produsenten med VSMOW2 og SLAP2. Grunnen til dette er at de to førstnevnte er «oppbrukt». De nye standardene er lagd mest mulig lik de opprinnelige.

Tabell A-1: IAEA referanseverdier (Gröning, 2007, Martin and Gröning, 2009)

	Referanse verdi: $10^{-3} \times$ $\delta^2\text{H}_{\text{VSMOW-SLAP}}$	Usikkerhet $10^{-3} \times$ $\delta^2\text{H}_{\text{VSMOW-SLAP}}$	Referanse verdi: $10^{-3} \times$ $\delta^{18}\text{O}_{\text{VSMOW-SLAP}}$	Usikkerhet $10^{-3} \times$ $\delta^{18}\text{O}_{\text{VSMOW-SLAP}}$
VSMOW2	0	0,3	0	0,02
SLAP2	-427,5	0,3	-55,5	0,02
GISP	-189,5	1,2	-24,76	0,09

## Appendiks B

All rådata fra samtlige runder er presentert i dette appendiks. Verdier merket «\*» inngår kun i den lineære regresjonslinjen for korrelasjonen mellom  $^{18}\text{O}$  og  $^2\text{H}$ . De er ikke benyttet til andre formål. Det skyldes i all hovedsak at resultater med mindre usikkerhet er foretrukket fremfor den representative verdien.

Celle merket rødt i første kolonne betyr at dataen er flagget av ChemCorrect™.

OV – overvann

DV – husholdningsvann

AV – spillvann

SN – snø

Tabell B-1: Rådata runde 1

<b>Runde 1</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,97	0,02	-61,47	0,06
2	WorkStand 1		-1,12	0,05	-5,99	0,24
3	WorkStand 3		-11,57	0,06	-85,42	0,24
4	WorkStand 2		-8,92	0,13	-60,96	0,45
5	RP1 OV	18.10.2016	-9,80	0,03	-67,20	0,18
6	Jon DV #1	18.jan.	-8,52	0,10	-59,37	0,38
7	Jon DV #2	18.jan.	-8,58	0,04	-59,65	0,13
8	Jon DV #3	18.jan.	-8,54	0,07	-59,50	0,19
9	WorkStand 2		-8,86	0,07	-60,83	0,26
10	Jon DV #4	18.jan.	-8,59	0,08	-59,76	0,32
11	Jon DV #5	18.jan.	-8,59	0,07	-59,77	0,14
12	JP2 OV #1	27.jan.	-10,46	0,08	-69,35	0,24
13	JP2 OV #2	27.jan.	-10,40	0,14	-69,23	0,56
14	JP2 OV #3	27.jan.	-10,43	0,05	-69,53	0,21
15	JP2 OV #4	27.jan.	-10,41	0,39	-69,07	2,01
16	Jon DV #1	26.jan.	-8,54	0,02	-59,87	0,38
*17	Jon DV #2	26.jan.	-8,53	0,04	-59,86	0,15
18	WorkStand 2		-8,98	0,15	-61,50	0,54

Tabell B-2: Rådata runde 2

<b>Runde 2</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,75	0,01	-63,18	0,04
2	WorkStand 1		-1,13	0,19	-8,92	0,83
3	WorkStand 3		-11,59	0,12	-88,54	0,35
4	WorkStand 2		-8,89	0,07	-63,23	0,76
5	RP1 OV	18.10.2016	-9,84	0,07	-69,97	0,13
6	RP1 RV	19.feb.	-10,09	0,04	-79,47	0,42
7	RP1 SN	20.feb.	-19,91	0,18	-151,63	1,04
8	Jon DV	16.feb.	-8,64	0,16	-61,05	2,65
9	WorkStand 2		-8,73	0,30	-63,13	1,15
10	RP1 OV	26.jan.	-10,02	0,02	-69,61	0,13
11	HHP1 OV	27.jan.	-8,52	0,01	-62,69	0,08
12	RP1 OV	20.feb.	-11,13	0,08	-79,52	0,36
13	RP1 OV	16.feb.	-10,86	0,12	-78,98	0,56
*14	Jon DV	08.mar.	-8,95	0,14	-63,06	0,77
*15	RP1 OV	08.mar.	-10,13	0,03	-70,14	1,01



Tabell B-3: Rådata runde 3

<b>Runde 3</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,97	0,11	-64,34	0,47
2	WorkStand 1		-1,18	0,11	-9,00	1,00
3	WorkStand 3		-11,65	0,40	-88,54	1,71
4	WorkStand 2		-8,78	0,43	-63,14	1,50
5	RP1 OV	18.10.2016	-9,00	0,44	-66,90	1,92
6	Ben DV	17.feb.	-8,11	0,17	-60,73	0,50
7	JP2 OV	17.feb.	-10,44	0,22	-71,80	0,85
8	HHP1 OV	17.feb.	-8,84	0,17	-63,16	0,64
9	WorkStand 2		-9,09	0,09	-64,33	0,26
10	Ben DV	16.mar.	-7,98	0,23	-60,67	0,71
11	JP2 OV	16.mar.	-10,97	0,22	-75,94	0,62
12	HHP1 OV	16.mar.	-9,04	0,21	-61,51	0,59
13	JP2 AV	17.feb.	-9,15	0,16	-66,02	0,67
14	JP1b AV	17.feb.	-8,83	0,16	-63,71	0,70
15	HSP1 AV	17.feb.	-8,28	0,03	-61,43	0,10
16	HHP1 AV	17.feb.	-8,04	0,13	-56,37	0,48
17	HSP2 AV	17.feb.	-8,34	0,03	-59,37	0,26
18	WorkStand 2		-8,64	0,08	-62,88	0,35
19	JP1a AV	17.feb.	-9,23	0,17	-65,80	0,58
20	HHP1 AV	16.mar.	-8,67	0,21	-64,46	0,79
21	JP1b AV	16.mar.	-9,59	0,19	-66,43	0,65
22	JP1a AV	16.mar.	-10,13	0,38	-71,07	1,25
23	JP2 AV	16.mar.	-10,19	0,22	-70,83	0,88
24	HSP2 AV	16.mar.	-10,60	0,28	-74,00	1,22
25	HSP1 AV	16.mar.	-8,58	0,38	-64,30	1,25
26	RP1 AV	20.feb.	-8,94	0,10	-64,88	0,31
27	WorkStand 2		-9,10	0,12	-64,73	0,61

Tabell B-4: Rådata runde 4

<b>Runde 4</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,69	0,45	-62,10	1,64
2	WorkStand 1		-1,16	0,14	-8,18	0,77
3	WorkStand 3		-11,66	0,18	-87,92	0,82
4	WorkStand 2		-8,78	0,28	-62,02	1,01
5	RP1 OV	18.10.2016	-9,62	0,10	-67,83	0,44
6	RP1 SN	11.mar.	-12,12	0,17	-76,92	0,86
7	HHP1 AV	27.jan.	-9,31	0,09	-65,33	0,22
8	JP1b AV	27.jan.	-9,55	0,26	-66,48	0,96
9	WorkStand 2		-8,83	0,07	-62,03	0,25
10	HSP2 AV	27.jan.	-9,47	0,28	-65,91	0,73
11	JP2 AV pr.1	27.jan.	-8,61	0,28	-62,62	0,90
12	JP1a AV	27.jan.	-9,15	0,73	-65,63	2,30
13	HSP1 AV	27.jan.	-7,89	0,31	-59,52	1,14
14	JP2 AV pr.2	27.jan.	-8,97	0,39	-63,81	1,33
15	RP1 AV	16.feb.	-8,58	0,12	-61,45	0,50
16	RP1 AV	26.jan.	-8,44	0,30	-61,13	0,58
17	JP1b AV	17.feb.	-8,61	0,05	-61,79	0,19
18	WorkStand 2		-8,73	0,09	-61,98	0,31
19	JP2 AV	17.feb.	-9,45	0,13	-65,58	0,41
*20	HSP1 AV	17.feb.	-8,40	0,31	-60,71	0,93
21	JP2 OV	16.mar.	-11,02	0,24	-75,22	0,56
22	JP1b AV	16.mar.	-9,56	0,39	-65,23	1,33
23	RP1 AV kl. 15.30	21.mar.	-9,16	0,16	-62,47	0,56
24	RP1 AV kl. 16.00	21.mar.	-8,97	0,36	-61,87	0,96
25	RP1 AV kl. 15.00	21.mar.	-8,76	0,21	-60,82	0,79
26	RP1 AV kl. 14.30	21.mar.	-8,84	0,17	-60,53	0,51
27	WorkStand 2		-8,72	0,12	-62,07	0,37

Tabell B-5: Rådata runde 5

<b>Runde 5</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-9,00	0,07	-61,29	0,23
2	WorkStand 1		-1,12	0,06	-5,94	0,26
3	WorkStand 3		-11,56	0,14	-85,39	0,62
4	WorkStand 2		-8,92	0,16	-60,81	0,61
5	RP1 OV	18.10.2016	-9,81	0,11	-67,00	0,42
6	Jon DV	20.mar.	-8,77	0,10	-60,20	0,45
7	Jon DV	21.mar.	-8,85	0,12	-60,40	0,27
8	RP1 OV	20.mar.	-9,60	0,05	-59,57	0,22
9	WorkStand 2		-8,85	0,04	-60,65	0,16
10	RP1 OV	21.mar.	-8,57	0,35	-51,12	0,84
11	RP1 AV kl. 06.00	21.mar.	-9,15	0,19	-62,33	0,67
12	RP1 AV kl. 07.00	21.mar.	-8,53	0,39	-59,75	1,12
13	RP1 AV kl. 08.00	21.mar.	-8,52	0,31	-59,85	1,08
14	RP1 AV kl. 09.00	21.mar.	-9,07	0,09	-61,62	0,27
15	RP1 AV kl. 10.00	21.mar.	-8,75	0,27	-58,71	0,71
16	RP1 AV kl. 11.00	21.mar.	-8,87	0,09	-58,54	0,24
17	RP1 AV kl. 16.00	20.mar.	-9,13	0,20	-60,55	0,56
18	WorkStand 2		-8,86	0,14	-60,73	0,35
19	RP1 AV kl. 17.00	20.mar.	-9,00	0,08	-60,36	0,16
20	RP1 AV kl. 18.00	20.mar.	-8,97	0,05	-60,79	0,25
21	RP1 AV kl. 06.30	21.mar.	-8,64	0,31	-60,23	1,00
22	RP1 AV kl. 07.30	21.mar.	-8,63	0,31	-60,16	0,84
23	RP1 AV kl. 08.30	21.mar.	-8,87	0,21	-60,93	0,57
24	RP1 AV kl. 09.30	21.mar.	-9,14	0,14	-61,22	0,38
25	RP1 AV kl. 10.30	21.mar.	-8,61	0,28	-57,60	0,76
26	RP1 AV kl. 11.30	21.mar.	-8,81	0,29	-58,23	0,84
27	WorkStand 2		-9,01	0,11	-61,35	0,52

Tabell B-6: Rådata runde 6

<b>Runde 6</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,93	0,10	-62,15	0,33
2	WorkStand 1		-1,12	0,09	-6,88	0,32
3	WorkStand 3		-11,59	0,08	-86,43	0,28
4	WorkStand 2		-8,89	0,05	-61,49	0,16
5	Jon DV	08.mar.	-8,66	0,13	-60,68	0,44
6	Jon DV	30.mar.	-8,76	0,12	-61,25	0,61
7	RP1 AV kl. 16.30	30.mar.	-8,78	0,26	-61,47	0,68
8	RP1 OV	30.mar.	-10,04	0,06	-67,21	0,13
9	WorkStand 2		-8,94	0,11	-61,69	0,40
10	RP1 AV kl. 06.15	30.mar.	-9,00	0,18	-62,19	0,65
11	RP1 AV kl. 07.00	30.mar.	-8,12	0,08	-59,57	0,28
12	RP1 AV kl. 08.00	30.mar.	-8,55	0,50	-60,84	1,32
13	RP1 AV kl. 09.00	30.mar.	-8,77	0,40	-61,38	1,10
14	RP1 AV kl. 10.00	30.mar.	-8,71	0,51	-61,37	1,38
15	RP1 AV kl. 11.00	30.mar.	-9,02	0,28	-62,49	0,70
16	RP1 AV kl. 12.00	30.mar.	-9,05	0,23	-62,47	0,66
17	RP1 AV kl. 13.00	30.mar.	-9,21	0,12	-62,94	0,27
18	WorkStand 2		-9,05	0,20	-62,22	0,65
19	RP1 AV kl. 14.00	30.mar.	-9,22	0,10	-63,00	0,43
20	RP1 AV kl. 15.00	30.mar.	-9,17	0,16	-62,86	0,53
21	RP1 AV kl. 16.00	30.mar.	-8,74	0,35	-61,48	0,88
22	RP1 AV kl. 07.30	30.mar.	-8,90	0,30	-61,79	0,81
23	RP1 AV kl. 08.30	30.mar.	-9,13	0,09	-62,50	0,26
24	RP1 AV kl. 09.30	30.mar.	-9,29	0,24	-63,04	0,75
25	RP1 AV kl. 10.30	30.mar.	-9,15	0,11	-62,64	0,36
26	RP1 AV kl. 11.30	30.mar.	-9,18	0,29	-63,01	0,70
27	WorkStand 2		-8,84	0,49	-61,71	1,34

Tabell B-7: Rådata runde 7

<b>Runde 7</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,99	0,09	-63,95	0,35
2	WorkStand 1		-1,12	0,08	-8,87	0,64
3	WorkStand 3		-11,56	0,12	-88,43	0,70
4	WorkStand 2		-8,93	0,13	-63,38	0,56
5	Jon DV	08.mar.	-8,78	0,05	-62,68	0,17
6	Jon DV pr2 kl. 11.00	21.apr.	-8,66	0,07	-62,33	0,15
7	Jon DV kl. 20.00	20.apr.	-8,74	0,13	-62,60	0,53
8	RP1 OV kl. 20.00	20.apr.	-7,13	0,05	-46,05	0,27
9	WorkStand 2		-9,09	0,24	-64,06	0,77
10	RP1 AV kl. 06.00	21.apr.	-8,66	0,14	-60,81	0,34
11	RP1 AV kl. 07.00	21.apr.	-8,66	0,09	-59,48	0,32
12	RP1 AV kl. 08.00	21.apr.	-8,43	0,15	-58,02	0,33
13	RP1 AV kl. 09.00	21.apr.	-8,87	0,20	-61,56	0,60
14	RP1 AV kl. 10.00	21.apr.	-9,05	0,13	-62,91	0,32
15	RP1 AV kl. 11.00	21.apr.	-8,81	0,05	-62,41	0,13
16	RP1 AV kl. 12.00	21.apr.	-8,98	0,13	-62,66	0,41
17	RP1 AV kl. 13.00	21.apr.	-9,22	0,10	-63,32	0,33
18	WorkStand 2		-9,18	0,12	-64,14	0,54
19	RP1 AV kl. 14.00	21.apr.	-9,12	0,04	-63,13	0,23
20	RP1 AV kl. 15.00	21.apr.	-9,25	0,25	-63,81	0,70
21	RP1 AV kl. 16.00	21.apr.	-8,78	0,36	-62,68	0,92
22	RP1 AV kl. 17.00	21.apr.	-9,28	0,18	-63,97	0,56
23	RP1 AV kl. 18.00	21.apr.	-9,09	0,10	-62,94	0,32
*24	RP1 OV pr2 kl. 11.00	21.apr.	-8,96	0,11	-57,88	0,43
25	RP1 OV pr1 kl. 11.00	21.apr.	-8,85	0,08	-57,54	0,22
26	Jon DV pr1 kl. 11.00	21.apr.	-9,15	0,10	-63,83	0,28
27	RP1 OV pr2	22.apr.	-8,13	0,06	-48,25	0,32
*28	RP1 OV pr1	22.apr.	-8,12	0,13	-48,65	0,48
29	Jon DV pr1	22.apr.	-9,53	0,11	-65,07	0,36
30	WorkStand 2		-9,57	0,17	-65,17	0,68
31	Jon DV pr2	22.apr.	-9,35	0,03	-64,30	0,18
32	RP1 RV	21.apr.	-6,13	0,10	-28,00	0,31
33	RP1 RV	22.apr.	-7,66	0,10	-45,35	0,38
34	RP1 AV kl. 19.00	21.apr.	-9,59	0,09	-63,89	0,26
35	RP1 AV kl. 20.00	21.apr.	-9,81	0,04	-65,10	0,33
36	RP1 AV kl. 21.00	21.apr.	-9,79	0,06	-64,31	0,13

37	RP1 AV kl. 22.00	21.apr.	-9,46	0,19	-62,00	0,73
38	RP1 AV kl. 23.00	21.apr.	-9,72	0,28	-63,99	0,84
39	WorkStand 2		-8,62	1,22	-63,00	3,36
40	RP1 AV kl. 24.00	21.apr.	-10,22	0,05	-65,64	0,23
41	RP1 AV kl. 01.00	21.apr.	-9,80	0,12	-63,94	0,33
42	RP1 AV kl. 02.00	21.apr.	-10,09	0,10	-65,58	0,39
43	RP1 AV kl. 03.00	21.apr.	-10,06	0,09	-66,07	0,36
44	RP1 AV kl. 04.00	21.apr.	-10,30	0,15	-67,13	0,48
45	RP1 AV kl. 05.00	21.apr.	-9,93	0,09	-66,08	0,23

Tabell B-8: Rådata runde 8

<b>Runde 8</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-9,10	0,10	-63,04	0,23
2	WorkStand 1		-1,12	0,09	-7,62	0,25
3	WorkStand 3		-11,58	0,20	-87,19	0,88
4	WorkStand 2		-8,91	0,09	-62,15	0,34
5	Jon DV	08.mar.	-8,62	0,07	-60,97	0,19
6	HHP1 AV pr2	21.apr.	-8,16	0,04	-56,83	0,18
7	HSP2 AV pr2	21.apr.	-7,59	0,18	-43,98	0,45
8	HSP1 AV pr2	21.apr.	-8,32	0,17	-59,04	0,39
9	WorkStand 2		-8,99	0,10	-62,43	0,44
10	HHP1 OV pr1	21.apr.	-7,07	0,08	-38,67	0,09
*11	HHP1 OV pr2	21.apr.	-7,18	0,14	-40,40	0,39
*12	Ben DV pr1	21.apr.	-8,09	0,11	-59,49	0,34
13	Ben DV pr2	21.apr.	-8,06	0,09	-59,33	0,26
14	HHP1 AV pr1	21.apr.	-8,29	0,09	-57,37	0,30
15	HSP2 AV pr1	21.apr.	-7,68	0,30	-44,43	0,92
16	HSP1 AV pr1	21.apr.	-8,17	0,41	-59,00	0,95
17	RP1 RV	21.apr.	-5,55	0,06	-25,96	0,15
18	WorkStand 2		-9,05	0,18	-62,90	0,56

Tabell B-9: Rådata runde 9

<b>Runde 9</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,17	0,61	-60,2	2,25
2	WorkStand 1		-1,28	0,13	-9,1	0,69
3	WorkStand 3		-11,28	0,15	-86,7	0,51
4	WorkStand 2		-8,63	0,08	-61,7	0,23
5	Jon DV	08.mar.	-8,31	0,16	-60,5	0,51
6	RP1 RV	21.apr.	-5,31	0,05	-25,5	0,48
7	JP2 AV pr1	21.apr.	-9,25	0,11	-64,0	0,21
8	JP2 AV pr2	21.apr.	-9,24	0,12	-63,5	0,28
9	WorkStand 2		-8,56	0,08	-61,4	0,25
*10	JP2 OV pr2	21.apr.	-9,39	0,15	-65,2	0,60
11	JP2 OV pr1	21.apr.	-9,40	0,05	-65,1	0,19
12	JP1b AV pr2	21.apr.	-8,87	0,29	-63,4	0,87
13	JP1b AV pr1	21.apr.	-9,24	0,15	-64,5	0,47
14	JP1a AV pr1	21.apr.	-8,69	0,25	-62,6	0,61
15	JP1a AV pr2	21.apr.	-8,63	0,35	-62,3	0,88
16	Jon DV pr1	21.apr.	-8,12	0,21	-60,0	0,59
17	WorkStand 2		-8,18	0,23	-60,3	0,72



Tabell B-10: Rådata runde 10

<b>Runde 10</b>						
Ampulle #	Prøve	Dato	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^{18}\text{O})$	$\delta^{18}\text{O}$ i ‰ vs. VSMOW	$\sigma(\delta^2\text{H})$
1	WorkStand 2		-8,69	0,10	-62,44	0,14
2	WorkStand 1		-1,29	0,05	-9,05	0,36
3	WorkStand 3		-11,31	0,10	-86,59	0,39
4	WorkStand 2		-8,58	0,18	-61,96	0,49
5	Jon DV	08.mar.	-8,46	0,06	-61,11	0,11
6	HHP1 OV	27.jan.	-8,24	0,17	-61,01	0,57
7	HHP1 OV	17.feb.	-8,31	0,08	-60,45	0,18
8	HHP1 OV	16.mar.	-9,05	0,20	-60,59	0,63
9	WorkStand 2		-8,59	0,09	-61,64	0,29
10	HHP1 OV	21.apr.	-7,01	0,01	-39,47	0,12
11	Ben DV	17.feb.	-8,19	0,10	-60,43	0,14
12	Ben DV	16.mar.	-7,79	0,11	-58,91	0,42
13	Ben DV	21.apr.	-7,69	0,46	-58,94	1,38
14	JP2 OV	27.jan.	-10,26	0,19	-70,60	0,52
15	JP2 OV	17.feb.	-10,02	0,14	-69,80	0,45
16	JP2 OV	16.mar.	-10,52	0,11	-73,91	0,34
17	JP2 OV	21.apr.	-9,65	0,14	-66,55	0,46
18	WorkStand 2		-8,74	0,16	-62,36	0,51
19	Jon DV	18.jan.	-8,40	0,10	-61,13	0,22
20	Jon DV	26.jan.	-8,54	0,08	-61,47	0,17
21	Jon DV	16.feb.	-8,57	0,08	-61,78	0,28
22	Jon DV	20.mar.	-8,63	0,07	-61,95	0,27
23	Jon DV	30.mar.	-8,60	0,10	-61,93	0,27
24	Jon DV	05.apr.	-8,72	0,11	-62,39	0,42
25	Jon DV	22.apr.	-8,75	0,14	-62,48	0,70
26	RP1 OV	26.jan.	-9,85	0,11	-68,77	0,43
27	WorkStand 2		-8,67	0,06	-62,31	0,31
28	RP1 OV	16.feb.	-10,57	0,12	-77,41	0,41
29	RP1 OV	20.feb.	-10,85	0,06	-77,76	0,15
30	RP1 OV	08.mar.	-9,74	0,09	-68,07	0,35
31	RP1 OV	20.mar.	-9,38	0,11	-61,33	0,35
32	RP1 OV	30.mar.	-9,65	0,13	-67,99	0,53
33	RP1 OV	22.apr.	-7,72	0,20	-47,48	0,52
*34	JP1a AV	27.jan.	-9,88	0,09	-68,73	0,34
35	RP1 RV	19.feb.	-9,77	0,21	-78,03	0,66
36	RP1 RV	22.apr.	-6,99	0,12	-43,58	0,41

## Appendiks C

Isotopverdiene som inngår i beregningene av fraksjonene fremmedvann ved repeterende prøvetakning på Risvollan ligger vedlagt i dette appendiks. Verdiene danner grunnlaget for samtlige figurer i kapittel 6.4.3.

Celle merket rødt i første kolonne betyr at dataen er flagget av ChemCorrect™.

Tabell C-1: Beregningsgrunnlaget, verdier og usikkerhet av fraksjon fremmedvann på Risvollan

<b>21.mar.</b>		Spv.	Hus.	Inf.	X	$\Delta X$	$\Delta X/X$
kl. 06.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,15 <sup>(5)</sup>	-8,85 <sup>(5)</sup>	-8,57 <sup>(5)</sup>	-1,06	3,42	-3,23
	$\delta^2\text{H}$	-62,33 <sup>(5)</sup>	-60,40 <sup>(5)</sup>	-51,12 <sup>(5)</sup>	-0,21	0,17	-0,80
kl. 06.30	$\delta^{18}\text{O}$	-8,64 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,78	2,97	3,83
	$\delta^2\text{H}$	-60,23 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,02	0,22	12,37
kl. 07.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,53 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	1,17	4,02	3,45
	$\delta^2\text{H}$	-59,75 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,07	0,25	3,55
kl. 07.30	$\delta^{18}\text{O}$	-8,63 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,81	3,01	3,73
	$\delta^2\text{H}$	-60,16 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,03	0,19	7,30
kl. 08.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,52 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	1,18	3,66	3,10
	$\delta^2\text{H}$	-59,85 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,06	0,24	4,02
kl. 08.30	$\delta^{18}\text{O}$	-8,87 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,07	1,75	-25,27
	$\delta^2\text{H}$	-60,93 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,06	0,14	-2,42
kl. 09.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,07 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,77	2,52	-3,25
	$\delta^2\text{H}$	-61,62 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,13	0,09	-0,70
kl. 09.30	$\delta^{18}\text{O}$	-9,14 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-1,03	3,25	-3,15
	$\delta^2\text{H}$	-61,22 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,09	0,11	-1,19
kl. 10.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,75 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,36	2,23	6,12
	$\delta^2\text{H}$	-58,71 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,18	0,16	0,90
kl. 10.30	$\delta^{18}\text{O}$	-8,61 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,88	2,97	3,37
	$\delta^2\text{H}$	-57,60 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,30	0,18	0,59
kl. 11.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,87 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,05	1,12	-24,01
	$\delta^2\text{H}$	-58,54 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,20	0,08	0,40
kl. 11.30	$\delta^{18}\text{O}$	-8,81 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,18	2,25	12,82
	$\delta^2\text{H}$	-58,23 <sup>(5)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,23	0,19	0,82
kl. 14.30	$\delta^{18}\text{O}$	-8,84 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,06	1,44	24,24
	$\delta^2\text{H}$	-60,53 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,01	0,13	-8,76
kl. 15.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,76 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,33	1,83	5,49
	$\delta^2\text{H}$	-60,82 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,05	0,18	-4,04

kl. 15.30	$\delta^{18}\text{O}$	-9,16 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-1,10	3,47	-3,14
	$\delta^2\text{H}$	-62,47 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,22	0,15	-0,66
kl. 16.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,97 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,40	3,01	-7,49
	$\delta^2\text{H}$	-61,87 <sup>(4)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,16	0,22	-1,38
<b>30.mar.</b>							
kl. 06.15	$\delta^{18}\text{O}$	-10,04 <sup>(6)</sup>	-9,97 <sup>(6)</sup>	-10,33 <sup>(6)</sup>	0,18	0,33	1,82
	$\delta^2\text{H}$	-62,19 <sup>(6)</sup>	-61,25 <sup>(6)</sup>	-67,21 <sup>(6)</sup>	0,16	0,28	1,77
kl. 07.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,79 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,51	0,34	-0,68
	$\delta^2\text{H}$	-59,57 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,28	0,28	-0,99
kl. 07.30	$\delta^{18}\text{O}$	-10,01 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,10	0,51	4,92
	$\delta^2\text{H}$	-61,79 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,09	0,33	3,67
kl. 08.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,91 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,17	0,83	-5,00
	$\delta^2\text{H}$	-60,84 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,07	0,49	-7,04
kl. 08.30	$\delta^{18}\text{O}$	-10,08 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,22	0,75
	$\delta^2\text{H}$	-62,50 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,21	0,19	0,89
kl. 09.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,97 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,00	0,67	150,42
	$\delta^2\text{H}$	-61,38 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,02	0,42	20,02
kl. 09.30	$\delta^{18}\text{O}$	-10,12 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,41	0,40	0,98
	$\delta^2\text{H}$	-63,04 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,30	0,29	0,97
kl. 10.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,96 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,04	0,83	-19,45
	$\delta^2\text{H}$	-61,37 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,02	0,51	26,84
kl. 10.30	$\delta^{18}\text{O}$	-10,08 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,30	0,24	0,80
	$\delta^2\text{H}$	-62,64 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,23	0,20	0,85
kl. 11.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,04 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,20	0,47	2,38
	$\delta^2\text{H}$	-62,49 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,21	0,29	1,37
kl. 11.30	$\delta^{18}\text{O}$	-10,09 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,32	0,48	1,48
	$\delta^2\text{H}$	-63,01 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,28	0,94
kl. 12.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,05 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,22	0,40	1,79
	$\delta^2\text{H}$	-62,47 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,20	0,28	1,35
kl. 13.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,10 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,35	0,25	0,72
	$\delta^2\text{H}$	-62,94 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,28	0,17	0,61
kl. 14.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,10 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,36	0,22	0,62
	$\delta^2\text{H}$	-63,00 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,20	0,70
kl. 15.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,08 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,32	0,30	0,97
	$\delta^2\text{H}$	-62,86 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,27	0,23	0,86
kl. 16.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,96 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,02	0,59	-28,05
	$\delta^2\text{H}$	-61,48 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,04	0,36	9,51
kl. 16.30	$\delta^{18}\text{O}$	-9,98 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,01	0,45	39,93
	$\delta^2\text{H}$	-61,47 <sup>(6)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,04	0,30	8,25

<b>21.apr.</b>							
kl. 06.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,66 <sup>(7)</sup>	-8,74 <sup>(7)</sup>	-7,13 <sup>(7)</sup>	0,05	0,23	4,58
	$\delta^2\text{H}$	-60,81 <sup>(7)</sup>	-62,60 <sup>(7)</sup>	-46,05 <sup>(7)</sup>	0,11	0,07	0,66
kl. 07.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,66 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,05	0,19	3,70
	$\delta^2\text{H}$	-59,48 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,19	0,07	0,35
kl. 08.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,43 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,19	0,22	1,16
	$\delta^2\text{H}$	-58,02 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,28	0,06	0,23
kl. 09.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,87 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,08	0,30	-3,98
	$\delta^2\text{H}$	-61,56 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,06	0,09	1,51
kl. 10.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,05 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,19	0,25	-1,30
	$\delta^2\text{H}$	-62,91 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,02	0,08	-4,02
kl. 11.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,81 <sup>(7)</sup>	-9,15 <sup>(7)</sup>	-8,85 <sup>(7)</sup>	1,15	0,75	0,65
	$\delta^2\text{H}$	-62,41 <sup>(7)</sup>	-63,83 <sup>(7)</sup>	-57,54 <sup>(7)</sup>	0,23	0,08	0,37
kl. 12.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,98 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,56	0,99	1,76
	$\delta^2\text{H}$	-62,66 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,19	0,15	0,81
kl. 13.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,22 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,24	1,08	-4,44
	$\delta^2\text{H}$	-63,32 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,08	0,13	1,66
kl. 14.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,12 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,10	0,66	6,90
	$\delta^2\text{H}$	-63,13 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,11	0,11	0,97
kl. 15.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,25 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,35	1,88	-5,40
	$\delta^2\text{H}$	-63,81 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,00	0,24	73,40
kl. 16.00	$\delta^{18}\text{O}$	-8,78 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	1,24	2,54	2,04
	$\delta^2\text{H}$	-62,68 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,18	0,30	1,66
kl. 17.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,28 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,44	1,54	-3,53
	$\delta^2\text{H}$	-63,97 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,02	0,20	-9,02
kl. 18.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,09 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,19	0,89	4,64
	$\delta^2\text{H}$	-62,94 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,14	0,13	0,92
kl. 19.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,59 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-1,49	1,94	-1,30
	$\delta^2\text{H}$	-63,89 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,01	0,12	-11,68
kl. 20.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,81 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-2,23	2,47	-1,11
	$\delta^2\text{H}$	-65,10 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,20	0,15	-0,75
kl. 21.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,79 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-2,16	2,42	-1,12
	$\delta^2\text{H}$	-64,31 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,08	0,11	-1,38
kl. 22.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,46 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-1,05	1,96	-1,86
	$\delta^2\text{H}$	-62,00 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	0,29	0,24	0,83
kl. 23.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,72 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-1,92	2,91	-1,51
	$\delta^2\text{H}$	-63,99 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,03	0,28	-10,90
kl. 24.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,22 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-3,60	3,64	-1,01
	$\delta^2\text{H}$	-65,64 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,29	0,14	-0,48

kl. 01.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,80 <sup>(7)</sup>	-9,53 <sup>(7)</sup>	-8,13 <sup>(7)</sup>	-0,19	0,25	-1,31
(22.apr.)	$\delta^2\text{H}$	-63,94 <sup>(7)</sup>	-65,07 <sup>(7)</sup>	-48,25 <sup>(7)</sup>	0,07	0,06	0,83
kl. 02.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,09 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,40	0,26	-0,65
(22.apr.)	$\delta^2\text{H}$	-65,58 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,03	0,06	-2,14
kl. 03.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,06 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,38	0,25	-0,67
(22.apr.)	$\delta^2\text{H}$	-66,07 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,06	0,06	-1,05
kl. 04.00	$\delta^{18}\text{O}$	-10,30 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,55	0,33	-0,59
(22.apr.)	$\delta^2\text{H}$	-67,13 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,12	0,08	-0,62
kl. 05.00	$\delta^{18}\text{O}$	-9,93 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,28	0,24	-0,83
(22.apr.)	$\delta^2\text{H}$	-66,08 <sup>(7)</sup>	--- " ---	--- " ---	-0,06	0,05	-0,90