



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Årstidsvariasjon i konsentrasjon av sporgrunnstoffer i grunnvann fra norske fjellbrønner

Seasonal variation in the concentration of trace
elements in Norwegian bedrock groundwater wells

Bitá Joudi

Lektorutdanning i realfag

Forord

Denne masteroppgaven ble gjennomført ved faktuelte for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), og markerer slutten på fem års lektorstudie i realfag med fordypning i matematikk og kjemi. Bakgrunn av valget om temaet var min interesse for norsk drikkevannskvalitet, og har et ønske at oppgave kunne ha vært nytteverdi.

Jeg vil gjerne rette en stor takk til hovedveileder førsteamanuensis Elin Lovise Folven Gjengedal for gode råd i alle fase av oppgaven, oppmuntringen, gjennomlesing av oppgaven og tilbakemeldinger underveis for dette arbeidet. Jeg vil takke Michael Heim, førsteamanuensis i geologi, for gode råd og veiledning. Videre takker Solfrid Lohne, Mina Marthinsen Langfjord og Susanne Birkeland ved institutt for miljøvitenskap og naturforvaltning som har utført analyse av vannprøver ved bruk av ICP-MS. En takk rettes til Pia Frostad for analyse av vannprøver ved bruk av IC.

En stor takk rettes til seniorforsker Vidar Lund ved Folkehelseinstituttet for oppgaven, oppfølging, og hjelp til utsending av prøvetakingsutstyr til vannverk, og ikke minst hyggelige samtale. Videre takker Inger-Lise Karin Steffensen, doktorgrad i toksikologi og cellebiologi, ved Folkehelseinstituttet for gode råd og forslag for oppgavens struktur. Jeg takker Carl Fredrik Nordheim, senioringeniør i vannforsyning og beredskap, for hjelp med opplysninger om vannverk og drikkevannskilder. Jeg vil også takke vannverkseiere som har vært behjelpelig med selve prøvetakingen, og deres interesse for dette arbeidet.

Til slutt vil jeg takke mine foreldre som har vært støtende og oppmontert, og en spesiell takk til min 16 åring datter for tålmodighet.

Sammendrag

Drikkevannsforskriften gir grunnlag for å sikre trygg drikkevannsforsyning i Norge. Grunnvannstanden varierer naturlig gjennom året avhengig av nedbørmengde, snøsmelting og fordamping. Dette kan føre til at vannkvaliteten for en grunnvannskilde endrer seg etter årstiden. I en vurdering av vannkvaliteten til en fjellbrønn vil det derfor være viktig å få kunnskap om endringer over tid.

Dette mastergradsarbeidet har kartlagt årstidsvariasjoner i konsentrasjonen av sporgrunnstoffene aluminium (Al), arsen (As), jern (Fe), lantan (La), mangan (Mn), uran (U) og anionet fluorid (F^-) i drikkevannskilder (råvann) som hadde overskridelser i en landsdekkende undersøkelse av drikkevannskvalitet i 2016. Arbeidet har hatt hovedfokus på grunnvann fra fjellbrønner, men i tillegg ble noen vannverk med grunnvann fra løsmasser invitert med for å verifisere resultater fra undersøkelsen i 2016. Mulige sammenhenger mellom grunnstoffkonsentrasjon i råvann og faktorer som berggrunnsgeologi, nedbørsforhold og dybde på fjellbrønn er også undersøkt.

I dette arbeidet inngår 18 vannverk som hadde overskridelser i råvann og rent vann i 2016. I tillegg ble det invitert med nye vannverk som har fjellbrønner med lignende geologi som de utvalgte vannverkene. Totalt 24 vannverk, inkludert private og små vannverk fra hele landet inngår dette arbeidet. Vannverk leverte fem prøver av råvann og ferdigbehandlet vann i perioden februar-november 2019. Råvann ble analysert for 64 grunnstoffer ved bruk av induktivt koblet plasma-massespektrometri (ICP-MS). Anionene fluorid, nitrat og sulfat ble bestemt ved bruk av ionekromatografi (IC). Parameterne pH, konduktivitet, ledningsevne, farge og turbiditet er bestemt ved bruk av norske standardmetoder i rent vann. I den statistiske analysen ble benyttet regresjonsanalyse, variansanalyse (ANOVA), prinsipal komponent analyse (PCA) og Spearmans korrelasjonsanalyse.

Konsentrasjoner for de fleste grunnstoffene var høyere i grunnvann fra fjellbrønner enn løsmassebrønner (unntatt aluminium og sjeldne jordgrunnstoffer). Grunnvann fra fjellbrønner hadde høyere pH, alkalitet og ledningsevne enn grunnvann fra løsmasser. Resultatene viste ingen signifikant sammenheng mellom konsentrasjonene av grunnstoffene Al, As, Mn, La og anionet F^- og nedbørmengde. For uran ble det funnet en signifikant sammenheng mellom grunnstoffkonsentrasjon og nedbørmengde ved Midtre Høylandet vannverk ($p=0,03$).

Forekomsten av uran i grunnvann er vesentlig bestemt av berggrunnsgeologien hvor de høyeste konsentrasjonene av uran ble målt i området med berggrunn av gneisbergarter og granittisk gneis i nordvestlige Trøndelag. Det ble funnet en signifikant forskjell i middelveiden i konsentrasjonen av uran i grunnvann fra to stasjoner ved Midtre Høylandet ($p<0,001$). Dette kan skyldes bergarttype som er forskjellige ved to stasjonene.

Resultatene fra dette arbeidet tyder på at forekomsten av fluorid i grunnvann er mer påvirket av hydrologiske og lokale forholdet enn geologiske forholdet. Den høyeste konsentrasjonen av fluorid (5,3 mg/l) ble målt i fjellbrønn ved kysten. Signifikant positiv korrelasjon ($p=0,04$) mellom fluorid og natrium indikerer at forhøyet fluorinnhold i grunnvann har sammenheng med sjøsalter, særlig i grunnvann fra fjellbrønn i kystnære områder. Totaldyp på fjellbrønn var signifikant positivt korrelert med grunnstoffene Ca ($p=0,02$), Mn ($p=0,04$), Rb ($p=0,003$) og Cs ($p<0,0001$), samt signifikant negativt korrelert med grunnstoffene Cl ($p=0,008$), Br ($p=0,02$) og anionet Cl^- ($p=0,004$).

Av de undersøkte grunnstoffene var det kun konsentrasjon av Mn i grunnvann fra løsmassebrønn ved Børmark vannverk som viste signifikant årstidsvariasjon ($p=0,01$). Generelt viser resultatene fra dette arbeidet ingen signifikant variasjon i grunnstoffkonsentrasjon i 2019, men dette kan endre over en lengre tidsperiode. Hyppige kraftige nedbør vil kunne øke forvitring av bergarter og bidra til økte konsentrasjoner av grunnstoffer i grunnvann og dette vil påvirke drikkevannsvannkvaliteten. Derfor er det viktig å foreta en vurdering av grunnstoffkonsentrasjon over lengre tid, særlig for uran i områder med forhøyet uraninnhold i grunnvann.

Det er ikke fastsatt grenseverdi for uran i Norge, men Canada, USA, Australia og Tyskland benytter sitt normen for uran i drikkevann. *World Health Organization* har fast satt en foreløpig grenseverdi for uran på 30 $\mu\text{g/l}$. På grunn av preventive helsemessige hensyn bør Norge også vurderes å sette inn tiltak for uran i drikkevann.

Abstract

The drinking water regulation provide a basis for securing safe drinking water supply in Norway.

Groundwater levels show natural the fluctuation over time depending on precipitation, snowmelt and evaporation. This can lead the quality of a groundwater source changing according to the season. Therefore, in assessing the water quality of a bedrock well, it will be important to gain knowledge about changes over time.

This master's thesis has mapped the seasonal variations in concentration of trace elements aluminum (Al), arsenic (As), iron (Fe), lanthanum (La), manganese (Mn), uranium (U) and the anion fluoride (F^-) in drinking water sources (raw water) that had exceeded in a nationwide drinking water quality survey in 2016. The current research has had focused mainly on groundwater from bedrock wells. In addition, some waterworks with groundwater from quaternary unconsolidated sediments were invited to verify results from the survey in 2016. Possible association between elemental concentration in raw water and factors such as bedrock geology, precipitation conditions and depth of bedrock well have also been investigated.

This research includes 18 waterworks that had exceeded in raw water and clean water in 2016. In addition, new waterworks which wells have similar geology as the selected waterworks were invited. A total of 24 waterworks including private and small waterworks from all over the country, became part of this project. Waterworks delivered five samples of raw water and after water treatment in the period February - November 2019. Raw water was analyzed for 64 elements using inductively coupled plasma-Mass spectrometry (ICP-MS). The anions fluoride, nitrate and sulfate were determined using ion chromatography (IC). The parameters pH, conductivity, electric conductivity, color and turbidity are assessed using standard Norwegian methods in pure water. The statistical analysis used regression analysis, analysis of variance (ANOVA), principal component analysis (PCA) and Spearman's correlation analysis.

Concentration of most elements (except aluminum and rare earth metals) are generally higher in groundwater from bedrock boreholes. Groundwater from bedrock has higher pH, alkalinity, and electrical conductivity compared to groundwater from quaternary unconsolidated sediments. No significant association was found in the concentration of the elements Al, As, Mn, La and the anion F^- in groundwater with precipitation. A significant positively association was found between uranium and the precipitation at Midtre Høylandet waterworks ($p = 0.03$).

The occurrence of uranium in groundwater is essentially determined by the bedrock geology where the highest concentrations of uranium were measured in the area of bedrock of gneiss rocks and *granite rich gneiss* in northwest Trøndelag. A significant difference was found in the means value of uranium concentration in groundwater from two stations at Midtre Høylandet waterworks ($p < 0.001$). This may be due to the bedrock geology that is different at the two stations.

The results from the current research indicates that the concentration of fluoride in groundwater from bedrock boreholes is more influenced by marine salts and hydrological conditions than the geology. The highest concentration of fluoride (5.3 mg/l) was measured in bedrock groundwaters in coastal areas. Significant positive correlation ($p = 0.04$) between fluoride and sodium indicates that elevated fluorine content in groundwater is related to marine salts, especially in groundwater of coastal areas. There is a possible relationship between depth of the bedrock well and concentration of some elements. Total depth of bedrock well is significantly positively correlated with Ca ($p=0.02$), Mn ($p=0.04$), Rb ($p=0.003$) and Cs ($p<0.0001$), while is negatively significantly correlated with Cl ($p=0.008$), Br ($p=0.02$) and Cl^- ($p=0.004$).

Among the analyzed elements, only the concentration of Mn in groundwater from quaternary unconsolidated sediments at Børmark waterworks showed significant seasonal variation ($p = 0.01$). In general, the results of this work show no significant variation in elemental concentration in 2019, but this could change over a longer period. Frequent heavy rainfall may increase weathering of rocks and contribute to increased concentrations of elements in the local groundwater, and this will affect the drinking water quality. Therefore, it is important to assess the concentration of element over a longer period, especially for uranium in areas with elevated uranium content in groundwater.

For uranium, no Norwegian drinking water regulations are set, while Canada, USA, Australia and Germany have norm for uranium in drinking water. The World Health Organization has set a provisional limit value for uranium at $30 \mu\text{g} / \text{l}$. Due to preventive health considerations; Norway should also consider introducing measures for uranium in drinking water.

Ordforklaring

Bias: Prosentvis avvik mellom målt og teoretisk verdi.

Geogen forurensing: Forekomsten oppløste grunnstoffer fra løsmasse og berggrunn i grunnvann (NGU, 2018).

Grenseverdi: Grenseverdi benyttes for å angi det maksimale nivå av et gitt stoff i drikkevann med bakgrunn i forskjellige helseresikoberegninger forutsatt at et menneske med 60 kg kroppsvekt drikker 2 liter vann hver dag i 70 år (WHO, 2017).

Grunnvannsspeil: "Overflaten i en akvifer hvor porevannstrykket er atmosfærisk" (NGU, 2018).

Infiltrasjon: Inntrenging av vann fra overflaten og ned gjennom markvannsonen.

Markvannsone: Sone mellom grunnvannsspeilet og overflaten.

Negativ helseeffekt: Årsakssammenheng, promotering, tilrettelegging og/eller forverring av en strukturell og/eller funksjonell abnormitet, med den implikasjonen at den avvikte abnormiteten har potensiale til å senke livskvaliteten, bidra til en funksjonshemning, eller som fører til en for tidlig død (Sherwin, 1983)

Permeabilitet: Mål på hvor lett en gass eller væske kan trenge gjennom et porøst medium (NGU, 2018).

Sporgrunnstoffer: Grunnstoff med gjennomsnittlig konsentrasjon mindre enn 100 ppma (parts per million atoms) eller mindre enn 100 µg/g (IUPAC, 1979).

Toksikologi: Læren om kjemiske forbindelsers skadelige virkinger på levende organismer (Bjerregaard, 1998)

Forkortelser

Al – Aluminium

As – Arsen

B – Bor

Ba – Barium

Be – Beryllium

Bi – Vismut

Br – Brom

Ca – Kalsium

Cd – Kadmium

Ce – Cerium

Cl – Klor

Co – Kobolt

Cr – Krom

Cs – Cesium

Cu – Kobber

Dy – Dysprosium

Er – Erbium

Fe – Jern

FHI – Folkehelseinstituttet

Ga – Gallium

Hf – Hafnium

Hg – Kvikksølv

Ho – Holmium

IC – Ionekromatografi

ICP – MS Induktivt koplet plasma massespektrometer

K – Kalium

La – Lantan

Li – Litium

Lu – Lutetium

LOD – Limit of detection (Deteksjonsgrense)

LOQ – Limit of quantification (Kvantifiseringsgrense)

Mg – Magnesium

Mn – Mangan

Mo – Molybden

Na – Natrium

Nd – Neodym

NMBU – Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

NRMMC- Natural Resource Management Ministerial Council

Forkortelser

NHMRC- National Health and Medical Research Council

NGU – Norges geologiske undersøkelse

P – Fosfor

Pb – Bly

Pr – Praseodym

Rb – Rubidium

RSD – Relativt standardavvik

REE- Rare-earth element

S – Svovel

Sb – Antimon

Se – Selen

Si- Silisium

Sm – Samarium

Sn – Tinn

Sr – Strontium

SD – Standardavvik

SRM – Standard referansemateriale

Tb – Terbium

TDI – Totalt daglig inntak

Th – Thorium

Ti – Titan

Tl – Thallium

Tm - Thulium

U – Uran

USEPA – United States Environmental Protection Agency

V – Vanadium

W – Wolfram

WHO – World Health Organization

Y – Yttrium

Yb – Ytterbium

Zn – Sink

Innholdsfortegnelse

Forord	ii
Sammendrag.....	iii
Abstract	v
Ordforklaring	vii
Forkortelser	viii
1 Innledning.....	1
1.1 Grunnvann, ikke bare vann	1
1.2 Bakgrunn for dette arbeidet.....	2
1.3 Mål og delmål	3
2 Sporgrunnstoffer	4
3 Drikkevann.....	5
3.1 Drikkevann og helse	5
3.2 Grenseverdier	7
3.3 Drikkevannskilde	10
3.3.1 Overflatevann.....	10
3.3.2 Grunnvann	10
3.4 Grunnvannskvalitet	11
3.5 Tidligere undersøkelser i Norge	12
4 Grunnstoff med grenseverdier i drikkevannsforskriften.....	13
4.1 Aluminium	13
4.1.1 Forekomst av aluminium i grunnvann.....	13
4.1.2 Helseeffekter av aluminiumeksponering via drikkevann	13
4.2 Arsen.....	14
4.2.1 Forekomst av arsen i grunnvann	14
4.2.2 Helseeffekter av arseneksponering via drikkevann.....	14
4.3 Fluor.....	14
4.3.1 Forekomst av fluor i grunnvann	15
4.3.2 Helseeffekt av fluoreksponering via grunnvann.....	15
4.4 Jern	16
4.4.1 Forekomst av jern i grunnvann.....	16
4.4.2 Helseeffekter av jerneksponering via drikkevann	16
4.5 Mangan.....	16
4.5.1 Forekomst av mangan i grunnvann	16
4.5.2 Helseeffekter av manganeksponering via drikkevann	17
5 Grunnstoff uten fastsatte grenseverdier i Norge.....	17

5.1 Sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE)	17
5.1.1 Forekomst av sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE) i grunnvann	18
5.1.2 Lantan	18
5.1.3 Helseeffekter av lantaneksponering via drikkevann	18
5.2 Uran	19
5.2.1 Forekomst av uran i grunnvann.....	20
5.2.2 Helseeffekter av uraneksponering i drikkevann.....	20
6 Materialer og metoder	22
6.1 Prøvetaking.....	22
6.2 Berggrunnsgeologi for grunnvannsbrønner	23
6.3 Oppbevaring og forbehandling av prøver	24
6.4 Analysemetoder	24
6.4.1 ICP-MS	24
6.4.2 IC.....	25
6.4.3 Fysikalsk-kjemiske parametere	25
7 Statistiske metoder.....	28
7.1 Databehandling	28
7.2 Prinsipal komponent analyse (PCA).....	28
7.2.1 Loading plot	28
7.2.2 Score plot.....	29
7.3 Regresjonsanalyse	29
8 Resultater	30
8.1 Vannets kjemiske sammensetning i fjell- og løsmassebrønner	33
8.2 Årstidsvariasjon i grunnstoffkonsentrasjon.....	34
8.3 Sammenheng mellom nedbørmengde og grunnstoffkonsentrasjon	36
8.4 Grafisk fremstilling av regresjonsresultater	38
8.4.1 Aluminium	38
8.4.2 Arsen.....	39
8.4.3 Lantan	39
8.4.4 Mangan.....	40
8.4.5 Uran	42
8.4.6 Fluorid.....	43
8.5 Grunnstoffkonsentrasjon i grunnvann og sammenheng med geologiske forhold.....	45
8.6 Sammenheng mellom dybde på brønn og totalkonsentrasjon av grunnstoff	46
9 Diskusjon	48
9.1 Årstidsvariasjon i grunnstoffkonsentrasjon.....	48

9.1.1 Aluminium	48
9.1.2 Arsen.....	50
9.1.3 Jern	51
9.1.4 Mangan.....	52
9.1.5 Lantan	54
9.1.6 Uran	55
9.1.7 Fluor.....	58
9.2 Vannets kjemisk sammensetning i fjell -og løsmassebrønn.....	62
9.3 Sammenheng mellom dybde på brønn og totalkonsentrasjon av grunnstoff	63
9.4 Sammenligning av målte grunnstoffkonsentrasjoner i forhold til grenseverdier i drikkevannsforskriften og andre veiledende og nasjonale grenseverdier	63
9.4.1 Aluminium	65
9.4.2 Arsen.....	65
9.4.3 Mangan.....	65
9.4.4 Jern	65
9.4.5 Fluorid.....	66
9.4.6 Lantan	66
9.4.7 Uran	66
10 Konklusjon	67
11 Referanseliste	69
Vedlegg A1. Prosedyre for prøvetaking av drikkevann	i
Vedlegg A2. Skjema for prøvetaking	ii
Vedlegg B. Oversikt over datoer for mottatte prøver	iii
Vedlegg C. Sertifiserte referansematerialer	iv
Vedlegg D: En oversikt over målte verdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann i råvann.....	vi
Vedlegg E. Oversikt over målte verdier for fysikalsk-kjemiske parameterne i rent vann	xi
Vedlegg F: Månedsoversikt for totalnedbør ved aktuelle områder januar-november 2019.....	xii
Vedlegg G: Totaldyp av fjellbrønn ved aktuelle vannverk.....	xii

Figurlister

Figur 8.1 Resultater fra PCA for grunnstoffer, anioner i grunnvann perioden februar-mars 2019.	33
Figur 8.4.1 Årstidsvariasjon i aluminiumkonsentrasjon ved Gyland vannverk	38
Figur 8.4.2 Årstidsvariasjon i arsenkonsentrasjon ved Ulsberg vannverk.....	39
Figur 8.4.3 Årstidsvariasjon i lantankonsentrasjon ved Gyland vannverk	39
Figur 8.4.4.1 Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved Ulsberg vannverk.....	40
Figur 8.4.4.2 Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved Øvre Eiker vannverk	40
Figur 8.4.4.3 Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved Børmark vannverk	41
Figur 8.4.4.4 Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved Lillehammer vannverk.....	41
Figur 8.4.5.1 Årstidsvariasjon i urankonsentrasjon ved Statland vannverk	42
Figur 8.4.5.2 Årstidsvariasjon i urankonsentrasjon ved Midtre Høylandet vannverk (stasjonA).....	42
Figur 8.4.5.3 Årstidsvariasjon i urankonsentrasjon ved Midtre Høylandet vannverk (stasjonB).....	43
Figur 8.4.6.1 Årstidsvariasjon i fluoridkonsentrasjon ved Statland vannverk.....	43
Figur 8.4.6. 2 Årstidsvariasjon i fluoridkonsentrasjon ved Høyjord vannverk	44
Figur 8.4.6.3 Årstidsvariasjon i fluoridkonsentrasjon ved Småslett og Marislett vannverk.....	44
Figur 8.5 Presentasjon av variasjon i urankonsentrasjon i boks-plott (Midtre Høylandet vannverk).	45
Figur 9.1.1.1 Bergartsfordeling i områdene Gyland vannverk (NGU, 2018)..	49
Figur 9.1.1.2 Aluminiumkonsentrasjon målt i perioden april-mai 2016 og februar-november 2019 ved Gyland vannverk.	49
Figur 9.1.2.1 Bergartsfordeling i området Ulsberg vannverk (NGU, 2018).	50
Figur 9.1.2.2 Arsenkonsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019 ved Ulsberg vannverk.	51
Figur 9.1.3.1 Bergartsfordeling i området Trevantvannverk.....	51
Figur 9.1.3.2 Bergartsfordeling i området Torhop vannverk.....	52
Figur 9.1.4.1 Bergartsfordeling i området Børmark vannverk (NGU, 2018)..	53
Figur 9.1.4.2 Mangan konsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019	53
Figur 9.1.5.2 Aluminium- og lantankonsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019 ved Gyland vannverk.	54
Figur 9.1.6.1 Bergrunnskart i områdene Trøndelag.	55
Figur 9.1.6.2 Bergartsfordeling i områdene Midtre Høylandet vannverk (NGU, 2018).	57
Figur 9.1.6.3 Urankonsentrasjon målt i periodene april-mai 2014, april-mai 2016 og februar-november 2019..	58
Figur 9.1.7.1 Bergartsfordeling i områdene Småslett og Marislett vannverk (NGU, 2018).	59
Figur 9.1.7.2 Løsmassekart i områdene Småslett og Marislett vannverk (NGU, 2018)..	60
Figur 9.1.7.3 Bergartsfordeling i områdene Høyjord vannverk.....	61
Figur 9.1.7.5: Fluoridkonsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019..	62

Tabelloversikt

Tabell 3.1 Oversikt over konsekvenser av forhøyede konsentrasjoner av sporelementer i drikkevann	6
Tabell 3.2 Grenseverdier for grunnstoffer og anioner i drikkevann. Grenseverdier for grunnstoffer og anioner er hentet fra Norge (HOD, 2017), USA (USEPA, 2018), World Health Organization (WHO, 2017) og Australia (NHMRC & NRMMC, 2011).....	9
Tabell 4.3.2: Oversikt over helseeffekter av fluorinntak i drikkevann ved ulike doser	15
Tabell 6.1: Oversikt over de ulike vannverkene, type vannkilde, vannbehandling og antall personer som forsynes	22
Tabell 6.2 Fordeling av vannverk innenfor berggrunnsgeologiske grupper	23
Tabell 8.1 Kvantifiseringsgrense (LOQ) og prosentandel under kvantifiseringsgrensen (%<LOQ)	31
Tabell 8.1.1 Sammendrag av statistisk analyse av konsentrasjoner av aluminium, arsen, lantan, mangan, uran og fluorid i grunnvann i perioden februar- november 2019	35
Tabell 8.2.2: Resultater fra regresjonsanalyse for konsentrasjoner av uran, aluminium, arsen, mangan, fluorid og lantan målt over tid	36
Tabell 8.3: Resultater fra regresjonsanalyse av forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av aluminium, arsen, mangan, fluorid og lantan	37
Tabell 8.5: Resultatet fra ANOVA analyse av urankonsentrasjoner i vannprøvene fra stasjoner.....	45
Tabell 8.6: Resultatet fra Spearmans korrelasjonsanalyse mellom totaldypt av fjellbrønn og parameterne i grunnvann for periodene april-mai og august-september 2019.....	47
Tabell 9.4: En sammenligning over målte verdier (medianverdi, minimumsverdi og maksimumsverdi) for grunnstoffene Al, As, Mn, La, U, Fe og anionet F^- , målt i råvann og etter vannbehandling for vannverk med vannbehandling. Grenseverdier for grunnstoffer og anioner er hentet fra Norge (HOD, 2017), USA (USEPA, 2018), World Health Organization (WHO, 2017) og Australia (NHMRC & NRMMC, 2011).....	64

1 Innledning

1.1 Grunnvann, ikke bare vann

I et skiftende klima er grunnvannets rolle som kilde for rent vann betydelig på grunn av sin stabilitet i kvalitet og kvantitet. Sammenlignet med overflatevann, er grunnvann ansett å være en sikrere kilde for drikkevann grunnet god beskyttelse mot virus, bakterier og dessuten innhold vannet mineraler som ofte er essensielt for menneskehelse (Banks et al., 2000).

Norge har store mengder vann fra naturen side. Oppfattingen om at vann fra private brønner er trygt å drikke er vanlig iblant mange nordmenn. Selv om at grunnvann er godt beskyttet og har god vannkvalitet, kan det imidlertid bli påvirket av naturlige prosesser i grunnen. Løselige stoffer fra berggrunnen og jordsmonnet kan havne i grunnvannet i konsentrasjoner som kan påvirke drikkevannskvaliteten. Norges geologiske undersøkelse (NGU) har påvist at grunnvann, spesielt grunnvann i fjell, i noen tilfeller kan inneholde grunnstoffer i konsentrasjoner som kan gi potensielle negative helseeffekter (Banks et al., 2000).

Grunnvann dannes som regel ved at nedbør siger gjennom jordsmonnet og fyller hulrom og sprekker i løsmasser og fjell. Nedbør inneholder oppløste naturlige gasser som oksygen og karbondioksid. Nydannet grunnvann er oksyderende og derfor vil grunnstoff som er løselig under oksyderende forhold frigjøres fra bergarter til grunnvann (Frengstad, 2002; NGU, 2018).

Effekten av klimaendringer vises allerede i flere steder i verden. Menneskeskapte utslipp har påvirket nedbørsmønstre, temperaturer og bidratt til snøsmelting isbreer. For Norge forventes at klimaet blir våtere og varmere. En økning av nedbør med høy intensitet, større flommer og tørre somrer kan påvirke både kvantitet og kvaliteten drikkevann fra grunnvannskilder (Lawrence, 2016). Mer nedbør kan føre til økt avrenning fra nedbørfeltene, erosjon og avrenning fra jordbruksområder. Kraftige nedbør kan bidra til økt forvitring og påfølgende økte konsentrasjoner av grunnstoffer i grunnvannet.

Geologi anses som en viktig faktor når det gjelder forhøyede konsentrasjoner av sporgrunnstoffer i grunnvann fra fjellet. Grunnvann i granitt har høye konsentrasjoner av grunnstoffene radon, uran og anionet fluorid, men det er store variasjoner i innen samme bergart. Dette kan skyldes en rekke faktorer som dybde på brønn i grunnfjell, oppsprekking, vannføringshastighet, oppholdstid i grunnen, pH og redokspotensiale (Frengstad, 2002).

1.2 Bakgrunn for dette arbeidet

Drikkevannsforskriften gir grunnlag for å sikre trygg drikkevannsforsyning i Norge. Ifølge drikkevannsforskriften skal alle vannverk som leverer drikkevann til minst 20 abonnenter eller minst 50 personer godkjennes av det lokale mattilsynet (HOD, 2001). Folkehelseinstituttet anslår at omtrent 600.000 personer i Norge forsynes av vannforsyningssystemer som forsyner færre enn 50 eller 20 husstander. Med tanke på at omtrent 10 % av landets befolkning forsynes av mindre vannverk og private brønner, er det en betydelig andel av den norske befolkning som har uregulert drikkevannskvalitet.

Dette arbeidet er en videreføring av en landsdekkende undersøkelse av drikkevannskvalitet fra 2016 (Abiyos, 2016). Prøver av råvann fra 201 grunnvannskilder inkludert mindre vannverk og private brønner ble analysert for bestemmelse av 64 grunnstoffer, i tillegg til parametere som pH, alkalitet, konduktivitet, farge og turbiditet. Deltakende vannverk var fordelt over alle landets fylker fra 111 kommuner med ulike geologiske forhold. Prøvene ble tatt i perioden april- juni 2016, og i tillegg til råvann ble også rent vann fra de vannverkene som hadde vannbehandling analysert. Resultatene viste at konsentrasjon av fluorid, aluminium, mangan, jern, og arsen i drikkevannskilder overskred grenseverdiene i drikkevannsforskriften. Det er ikke fastsatt grenseverdi for uran i Norge, men konsentrasjonen av uran i vann fra enkelte vannverk overskred grenseverdier fastsatt av WHO, samt i USA, og Australia.

Vannverkene som ble invitert til å delta i denne undersøkelsen, ble valgt ut på grunnlag av enkelt målinger som overskred grenseverdier i drikkevannsforskriften, eller anbefalte grenseverdier fra WHO. I tillegg ble det invitert med nye vannverk som har fjellbrønner med lignende geologi som vannverk med overskridelser i forhold parametere i drikkevannsforskriften eller anbefalte grenseverdier fra WHO.

I alt skulle 64 grunnstoffer bestemmes ved bruk av induktivt koblet plasma-massespektrometri (ICP-MS), deriblant aluminium (Al), arsen (As), kvikksølv (Hg), beryllium (Be), barium (Ba), Cesium (Cs), uran(U), mangan (Mn), og jern (Fe), sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE), hovedelementene kalsium (Ca), kalium(K), natrium (Na), magnesium (Mg), fosfor(P), svovel(S) og silisium (Si), og halogenene brom (Br), jod(I) og klor (Cl). Anionene fluorid, sulfat og nitrat skulle bestemmes ved bruk av ionekromatografi (IC). Parameterne pH, konduktivitet, ledningsevne, farge og turbiditet skulle bestemmes ved bruk av norske standardmetoder. I den statistiske analysen skulle regresjonsanalyse, variansanalyse (ANOVA), prinsipal komponent analyse (PCA) og Spearmans korrelasjonsanalyse benyttes.

1.3 Mål og delmål

Grunnvannstanden varierer naturlig gjennom året avhengig av tilført vann via nedbør, snøsmelting, og opptak av vann til vegetasjon og fordamping og dette kan føre til at vannkvaliteten for en grunnvannskilde endrer seg etter årstiden (NGU, 2018). I en vurdering av vannkvaliteten til en fjellbrønn vil det derfor være viktig å få kunnskap om endringer over tid. Det er derfor viktig å kartlegge drikkevannskvaliteten fra de utvalgte vannverkene i løpet året.

Hovedmål for denne oppgaven er å undersøke årstidsvariasjoner i konsentrasjon av sporgrunnstoffer og anioner i råvann som har vist overskridelser i forhold til parametere i drikkevannsforskriften eller anbefalte grenseverdier fra WHO.

Det ble utfra hovedmålet formulert fem delmål for oppgaven:

- 1) Å sammenligne vann fra fjellbrønn med løsmassebrønn med hensyn på kjemisk sammensetning
- 2) Å undersøke om det er sammenheng mellom konsentrasjoner av grunnstoffer i drikkevannet og mengde nedbør.
- 3) Å undersøke om det er sammenheng mellom berggrunnsgeologi og konsentrasjoner av grunnstoffer (særlig uran) i drikkevannet.
- 4) Å undersøke om det er sammenheng mellom dybde på fjellbrønn og grunnstoffkonsentrasjon.
- 5) Å sammenligne de målte konsentrasjonene av grunnstoffer med grenseverdier i drikkevannsforskriften, WHOs veiledende verdier og andre nasjonale grenseverdier fastsatt for stoffene i drikkevann.

2 Sporgrunnstoffer

Blant grunnstoffene som er kjent for å være involvert i biologiske prosesser, er 11 grunnstoffer definert som dominerende og avgjørende i biologiske systemer: hydrogen(H), oksygen (O), nitrogen (N), karbon (C), natrium (Na), magnesium (Mg), fosfor (P), svovle (S), kalium(K), kalsium (Ca) og klor (Cl). Menneskekroppen består av omtrent 99,9% av de 11 grunnstoffene, der karbon, nitrogen, oksygen og hydrogen som utgjør 99 % av totalen, mens natrium, magnesium, fosfor, svovel, kalium og klor finnes i mye lavere konsentrasjoner.

Det er en gruppe av grunnstoffer, sporgrunnstoffer, som er nødvendige for levende organismer i svært begrenset mengde (Fraga, 2005). Til tross for små mengder, har sporgrunnstoffer en ekstremt viktig rolle i biologien. De er nødvendige komponenter i biologiske strukturer og viktig deler av enzymer. I

periodesystemet er 73 grunnstoffer definert som sporgrunnstoffer. I alt 18 av disse sporgrunnstoffene er essensielle eller muligens nødvendige for kroppen, litium (Li), vanadium (V), krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), kobolt (Co), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), molybden (Mo), wolfram (W), fluor(F), silisium (Si), selen (Se), arsen (As), bor (Br), tinn (Sn) og jod (I) (Kabata-Pendias og Mukherjee, 2007).

Sporgrunnstoffer er ofte definert som essensielle på grunn av interaksjon med essensielle enzymer, men de er også potensielt toksiske dersom de inntas i store doser (Vassiliev et al., 1997). All tilførsel av sporegrunnstoffer bør kontrolleres grundig på grunn av de toksiske effekter ved høyt inntak (Fraga, 2005). Menneskelig eksponering for sporelementer er vanligvis større gjennom mat og drikkevann enn via luft. Grunnen er at disse grunnstoffene og deres forbindelse er bestanddeler i jordskorpen og de er naturlige komponenter i ulike biota. Bergarter og mineraler er grunnleggende byggesteiner for planter kan bidra til økt mengde av grunnstoffene i næringskjeder og drikkevannet (Elder et al., 2105).

3 Drikkevann

3.1 Drikkevann og helse

Vogt (1986) beskriver drikkevann som en leverandør av sporgrunnstoffer til mennesker. Hun understreket at det er liten differanse mellom gunstig tilførsel og giftige mengder. Vogt mener at det finnes sporgrunnstoffer i drikkevannet som kroppen tåler i små mengder, men som fort kan ha negative virkninger. Det er ikke bare viktig hvilket grunnstoff som finnes i drikkevannet, men også hvor mye av dette stoffet som finnes. Det grunnleggende uttrykket i toksikologien: «respons er avhengig av dose» beskriver en sammenheng mellom påvirkningsdose av et stoff og risiko for en sykdom i en befolkningsgruppe. Dette kan gi uttrykk for hvor vidt av disse stoffene i drikkevannet har en positiv eller negativ helseeffekt (Banks et al., 2000).

Kikuchi et al. (1999) undersøkte nivåer av sporelementer i drikkevann og forekomst av tykktarmskreft. Det ble funnet at forekomsten av trykktarmskreften var signifikant relatert til konsentrasjon av gull (Au), magnesium (Mg), natrium (Na), fosfor(P), tinn (Sn), og strontium (Sr) i drikkevannet. Lju et al. (2000) oppdaget at det var betydelig høyere konsentrasjoner av kobber (Cu), jern (Fe), strontium (Sr), titan (Ti) og vanadium (V) i drikkevann i områder med høy forekomst av gastrisk kreft enn det var i områder med lav forekomst av gastrisk kreft. Flere epidemiologiske studier har også indikert en påvirkning fra kvaliteten av drikkevann på enkelte sykdommer. En oversikt over mulige negative helseeffekter for noen sporgrunnstoffer i forhøyede konsentrasjoner i drikkevannet er vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1: Oversikt over konsekvenser av forhøyede konsentrasjoner av sporelementer i drikkevann.

Grunnstoffer	Kreft	Reproduksjon	Nevrologisk lidelser	Annet	Referanse
Aluminium	----	-----	Økt risiko for Alzheimer og nevrologiske lidelser hos eldre.	Skjelettsykdom, skadelig for nerve- og hemopoietiske celler	Calderon, 2000; Liu et al., 2008; Ferreira et al., 2009;
Arsen	Hud, nyre, lunge, blære, fordøyelseskanalen, lever	Spontanabort	Forstyrrelser i nervesystemet	Forstyrrelser i lever, nyre, anemi, nyresvikt og hjerte- og karsykdommer	Smith et al., 2000; Tseng et al. 2000; Yuan et al., 2007; Calderon, 2000; Liu et al., 2008
Mangan	-----	Kan fører til nedgang i fosterets vekt og forsinket utvikling av skjelettet	Nevrotoksisitet, nevrologiske og kognitive effekter hos barn, økt risiko for skrumplever, muligens for spedbarnsdødelighet	-----	Khan et al., 2011; Liu et al., 2008; Grazuleviciene et al., 2009; Factor-Litvak et al., 2007; Spangler & Spangler, 2009
Jern	-----	-----	-----	Økt risiko for legionellose. Inflammatorisk tarmsykdom. Magesykdommer	Morton et al., 2005; A et al., 1985; Aamodt et al., 2008; Xiju et al., 2000.
Uran	Økt risiko for tykktarm-, bryst-, lunge- og nyrekreft	Sykdommer i reproduktive organer	-----	Nefrotoksisitet, nyresvikt, osteoporose (benskjørhet), sykdommer i skjelettet, leveren	Kurtzio et al., 2002; Liu et al., 2008; Banning & Benfer; konietzka, 2015; Wagner et al., 2012
Fluor	-----	-----	-----	Dental fluorose, alvorlig skjelettdeformitet, nyreskade hos barn	Plumlee & Ziegler 2003; Khandare et al., 2017
Lantan	-----	-----	Forsinkelse i kognitive funksjoner hos barn. Innvirkning på nervesystemet.	Økt risiko for dyspepsi, mage tarmsykdom, anoreksi.	Das et al., 1998; Fan et al., 2004; Zhu et al., 2005

****:** Det er ikke påvist noen klar årsakssammenheng mellom aluminium i drikkevann og Alzheimers sykdom (Banks, et al., 2000).

3.2 Grenseverdier

I Norge er det krav om at drikkevannet skal være tilfredsstillende og hygienisk betryggende for alle mennesker. Kvaliteten til drikkevannet er regulert i drikkevannsforskriften, som stiller strenge krav. Drikkevannsforskriften sier at drikkevannet skal være helsemessig trygt, klart og uten lukt, smak eller farge (HOD, 2016).

I drikkevannsforskriften er det ble fastsatt kvalitetskrav til drikkevann i form av grenseverdier for maksimalt innhold av ulike stoffer, deriblant metaller. En grenseverdi er basert på helseeffekter og representerer maksimumkonsentrasjon av et stoff i drikkevann som ikke medfører helserisiko i løpet av livet (WHO, 2017). I Norge følger grenseverdier for grunnstoffer i drikkevann EU's drikkevanndirektiv, som er igjen er basert på verdier fra WHO (Engelsen & Slåttsveen, 2010). Ifølge drikkevannsforskriften skal alle vannverk som leverer drikkevann til minst 20 abonnenter (husstander) eller minst 50 personer godkjennes av det lokale Mattilsyn (HOD, 2001). For hvert enkelt vannverk har vannverkseier ansvar for at drikkevannet skal være sikkert og av god kvalitet, og straks det er mistanke om avvik fra kravene skal vannverkeirene varsle Mattilsynet (HOD, 2016). Grenseverdier for kjemiske stoffer i drikkevann beregnes ut ifra tolererbar daglig dose (TDI).

En TDI er den daglige dosen av et stoff som et mennesker kan utsettes for hver dag i løpet av 70 år, per kilo kroppsvekt, uten at det utgjør en risiko for helsen. *World Health Organization* benytter en kroppsvekt på 60 kg (WHO, 2017), mens EU, USA og Australia benytter en kroppsvekt på 70 kg (EU, 2014; USEPA, 2018; NHMRC & NRMCC, 2011). Tolererbar daglig dose (TDI) er basert på dose-respons vurdering av stoffets effekt, og beregnes ut av verdier fra det ikke observert uønskede effektnivå (NOAEL), og laveste observerte uønskede effektnivå (LOAEL), se likning 1.

$$(1) \quad TDI = \frac{NOAEL \text{ eller } LOAEL}{UF}$$

NOAEL-verdien er den høyeste konsentrasjonen av et gitt grunnstoff der det ikke er observert påviselige helseskadelige effekter, mens LOAEL-verdien er den laveste konsentrasjonen av grunnstoffet hvor det er observert en negativ helseeffekt.

I beregning av tolererbar daglig dose (TDI) brukes en usikkerhetsfaktor (UF) for å ta høyde forskjellen i følsomhet mellom forsøksdyr og mennesker og mellom individer for å komme fram til sikre eksponeringsnivåer (WHO, 2017). Grenseverdi (GV) blir avledet fra TDI, se likning 2.

$$(2) \quad GV = \frac{TDI * bw * P}{C}$$

bw = kroppsvekt (kg)

P = prosent av TDI i drikkevann (%)

C = daglig inntak av drikkevann

For verdien til P, prosent av TDI i drikkevann, gjøres det beregninger for total eksponering av hvert enkelt stoff via mat og vann, og den andelen som kommer fra vann (WHO, 2011), se likning 3.

$$(3) \quad P = \frac{\text{mengden av grunnstoff i drikkevann}}{\text{total mengde av grunnstoff i mat og vann}} * 100$$

For grunnstoffer som er klassifisert som kreftfremkallende har WHO fastsatt en øvre grenseverdi basert på en akseptabel livsrisiko på 10^{-5} , mens i Norge og Europa brukes 10^{-6} . En livstid kreftrisiko på 10^{-6} indikerer at ikke mer enn ett av en million mennesker, som hver dag over en periode på 70 år drikker 2 liter vann med maksimalt tillatt innhold av stoffet, får kreft (Andersen & Løfsgaard, 2017).

Tabell 3.2 viser grenseverdier for grunnstoffer og anioner hentet fra *Guidelines for World Health Organization (WHO, 2017), European Union (EU, 2014), USA (USEPA, 2018) og Australia (NHMRC & NRMMC, 2011)*

Tabell 3.2: Grenseverdier for grunnstoffer og anioner hentet fra Norge (HOD, 2017), Europa (EU,2014), USA (USEPA, 2018), *World Health Organization* (WHO,2017) og Australia (NHMRC & NRMCMC,2011).

Grunnstoff/ anion	Enhet	Norge, 2l per dag, 70 kg, levealder 70 år	EU, 2 l per dag, 70 kg, levealder 70 år	USA, 2 l per dag, 70 kg, levealder 70 år	WHO, 2 l per dag, 60 kg, levealder 70 år	Australia, 2 l per dag, 70 kg, levealder 70 år
Antimon	µg/l	5,0	5,0	6,0	20	3,0
Aluminium	mg /l	0,2 ^e	0,2	0,2 ^e	0,9 ^b	0,2 ^d
Arsen	µg/l	10	10	10	10 ^a	10
Bly	µg/l	10	10	15	10 ^a	10
Bor	mg /l	1,0	1,0	2	2,4	4,0
Barium	mg /l	-	-	2,0	0,7	2,0
Beryllium	µg/l			4,0	12 ^b	60
Jern	mg /l	0,2 ^e	0,2	0,3 ^d	2,0 ^c	0,3 ^d
Kadmium	µg/l	5,0	5,0	5,0	3,0	2,0
Kobber	mg /l	2,0	2,0	1,3	2,0	2,0
Krom	µg/l	50	50	100	50 ^a	50
Kvikksølv	µg/l	0,5	1,0	2,0	6,0	1,0
Mangan	mg/l	0,05 ^e	0,05	0,05 ^d	0,4 ^b	0,5
Natrium	mg/l	200 ^e	200	20	200 ^c	180 ^d
Nikkel	µg/l	20	20	15	70	20
Selen	µg/l	10	10	50	40 ^a	10
Sink	mg /l	-	-	5,0 ^d	3,0 ^c	3,0 ^d
Molybden	mg/l	-	-	-	0,07 ^b	0,05
Uran	µg/l	-	-	30	30 ^a	17
Sulfat	mg /l	250 ^e	250	250	500 ^b	250 ^d
Nitrat	mg /l	50	50	10	50	50
Florid	mg /l	1,5	1,5	4,0	1,5	1,5
Nitritt	mg /l	0,5	0,5	1,0	3,0	3,0
Klorid	mg /l	250 ^e	250	250	250 ^c	250 ^d
Lantan	µg/l	-	-	-	-	2,0
Thallium	µg/l	-	-	2,0	-	-

a: Provisorisk grenseverdi. b: Helsebasert verdi. c: Ikke av bekymring for helseeffekt, men vil gi dårlig smak på vannet.
d: estetisk grenseverdi. e: tiltaksgrense.

3.3 Drikkevannskilde

I Norge hentes drikkevannet fra overflatevann og grunnvann. Det lages vannforsyningssystemer som normalt består av vanntilsigsområder, råvannkilder, vannbehandling, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem (HOD, 2016).

Overflatevann og grunnvann har forskjellige egenskaper og det er viktig å ta hensyn når det skal benyttes til vannforsyning. I Norge har 90 % av befolkningen overflatevann som drikkevannskilde. Ifølge vannverksregisterets tall får 10 % av befolkningen drikkevann fra grunnvannskilde.

Selv om bare 10 % av befolkningen får vann fra grunnvannskilde har 35 % av alle vannverk som forsyner mer enn 20 husstander grunnvann som drikkevannskilde (FHI, 2016). Vannverksregisteret omfatter vannverk som forsyner minst 20 husstander eller minst 50 fastboende personer. Rundt i landet finnes det også en rekke små vannverk som ikke er registrert i vannverksregisteret. Små vannverk, som til sammen forsyner omtrent 600000 personer, bruker stort sett grunnvann som drikkevannskilde og det kan være private brønner eller små fellesanlegg (FHI, 2016).

3.3.1 Overflatevann

Vannet i elver, bekker, tjern og innsjøer defineres som overflatevann. Overflatevann er i større grad følsom mot forurensing enn grunnvann og kvaliteten til overflatevann påvirkes av nedbørsfelt, overgjødsling i jordbruk, utslipp av kloakk, spredning av ulike miljøgifter fra industri og vegtrafikk. Overflatevannkilder skal alltid desinfiseres selv om det er relativt lite forurenset. Ofte skyldes forurensing naturlig organisk stoff (humus) som kan endre lukt, smak og farge og derved påvirker kvaliteten til overflatevannkilder (FHI, 2016). Store, dype innsjøer har vanligvis stabil og god vannkvalitet på grunn av et stort vannvolum. Lang oppholdstid i innsjøbasseng og store fortykningseffekt mot forurensing gir bedre selvrensing i disse kildene. Grunnere innsjøer og tjern er derimot mindre selvrensende og har lavere fortykningseffekt mot forurensinger på grunn av det mindre volumet, og det er derfor ofte mer påvirket av humus. Elver og bekker har varierende kapasitet og vannkvaliteten kan lett bli påvirket av nedbørsfelt og tilfeldig forurensing (Ødegaard, Norheim, 2012).

3.3.2 Grunnvann

Grunnvann som drikkevannskilde har vært brukt gjennom århundrer og først i form av småforsyninger fra gravde brønner. Grunnvann er vann som fyller hulrom og sprekker i fjell og løsmasser og betegnes som en skjult resurs. Grunnvann i løsmasser karakteriseres som en stabil vannkilde av god kvalitet, mens grunnvann i fjell ofte har variabel kvalitet avhengig av grunnforhold og sprekksystemet vannet transporteres gjennom (Vogt, 1986; NGU, 2017). Grunnvannets overflate kalles for grunnvannsspeilet og defineres av den flaten hvor grunnvannstrykket er lik atmosfærisk trykk. Sonen under grunnvannsspeilet, der alle hulrom og sprekker er fylt med vann, kalles for mettet sone. Over denne mettede sonen ligger markvannsonen som er delvis fylt av vann og luft og derfor kalles for umettet sone. Nydannelse av grunnvann skjer gjennom nedbør og snøsmelting der

smeltevann renner inn i umettet sone og ned til grunnvannsspeilet. Denne prosessen kalles for infiltrasjon og er avhengig av løsmassenes og berggrunnens permeabilitet. I løsmasser renner vannet mellom jordpartiklene, mens i fjellet trenger vannet gjennom i sprekker og hulrom. Høy permeabilitet gir økt infiltrasjon og mer vann i grunn (NGU, 2018; Ødegaard & Norheim, 2012).

3.4 Grunnvannskvalitet

Kvalitetsproblemer i grunnvannet kan deles i to hovedgrupper: de geogene og de menneskeskapte. Geogen forurensing referer til naturlige forekommedene forhøyet konsentrasjon av visse bestanddeler i grunnvann. Kvaliteten til grunnvann vil i stor grad bli påvirket av geologien og kjemiske prosesser som skjer i grunnen. Grunnvann kan inneholde høye konsentrasjoner av grunnstoffer som finnes naturlig i bergarter og mineraler (Saha *et al.*, 2018).

Jordmonents filtreringsegenskaper sammen med lang oppholdstid og lave temperaturer kan føre til at vannet blir fritt for bakterier og mikroorganismer, men samtidig vil vannet ha lavere oppløst oksygen og det kan føre til økt mobilitet løseligheten av grunnstoffer som er lett løselig under reduserende forhold, særlig jern og mangan (NGU, 2015). Dypere brønner har ikke nødvendigvis mer oksygenfattig vann. Dype fjellbrønn kan ha sprekker med direkte kontakt mellom overflate og brønn. Vannet som transporteres i slike sprekker har hatt kort oppholdstid i grunnen og kan derfor være mettet med oksygen (Kristiansen, 1976). På grunn av sprekker i fjellet, høyere strømningshastighet og mindre selvrensing, vil grunnvann i fjell ha mindre hygienisk sikkerhet enn grunnvann i løsmasser. Fjellsprekkene går ofte opp mot markoverflatene og derfor er utsatt for forurenset vann (Kihlstrøm, 1993).

Type bergart, jord og nedbørsforhold er i hovedsak bestemmende på kvaliteten på grunnvannet, mens filtreringsegenskapene i grunnen, umettet sone og oksygenmengden i vannet kan også være avgjørende for kvaliteten til grunnvannet. Løsmasser over fjell utgjør naturlige rensefilter og det betyr at kvaliteten til grunnvann er avhengig av hvor mye løsmasser vannet passerer. Mangel på løsmasser overfjell gjør derfor grunnvannet sårbart for forurensing fra aktiviteter på overflaten (FHI, 2016).

Grunnvann i nærheten kysten kan bli påvirket av marineforhold og kan få problemer med for høyt saltinnhold. Inntrengning av saltvann fra havet og fossilt vann kan gi oppløste salter i grunnvannet (Seither *et al.*, 2102).

Menneskelig aktiviteter på overflaten kan innvirke på kvaliteten av grunnvann. De viktigste forurensningskildene er landsbruk, industri, bebyggelse, avfallsdeponier og trafikk. Nitrat og nitritt påvises i gravde brønner i områder med intensive landbruksaktiviteter (FHI, 2017).

3.5 Tidligere undersøkelser i Norge

I en nasjonal kartlegging av drikkevannskvalitet i 1982 ble det samlet inn vannprøver fra 384 vannverk som tilsammen forsynte 71 % av den norske befolkningen (Flaten, 1991). Prøvene ble tatt i perioden oktober 1982 til september 1983, og ble gjennomført ved at hvert vannverk leverte fire prøver for hver årstid. I alt 349 av vannverkene benyttet overflatevann og 35 vannverk benyttet grunnvann som drikkevannskilde.

Vannprøvene ble samlet etter vannbehandling og ble analysert for 30 parametere. Resultatene viste at den kjemiske sammensetningen av drikkevannet stort sett var tilfredsstillende i forhold til drikkevannsforskriften. Det var imidlertid en stor variasjon i parameterne som pH, konduktivitet og konsentrasjoner av silisium, magnesium, natrium, kalsium, barium, kalium, strontium, sulfat og fluorid var generelt høyere i grunnvann enn overflatevann. Dette skyldes hovedsakelig oppløsning av bergarter og mineraler i grunnvannet. En del parametere som pH, fargetall, jern, mangan, kalsium, kobber og TOC (total organisk karbon) overskred normen i drikkevannsforskriften for 9 % av prøvene. Dette reflekterer to hovedproblemer ved den norske vannforsyningen: (1) Mange vannkilder i Norge inneholder høy konsentrasjon av humus, og (2) I store deler av landet er vannet bløtt og surt og kan derfor virke korroderende på rør, sammenføyninger og andre installasjoner i vannsystemet.

I 1995 ble det utført en undersøkelse av kvaliteten til drikkevann fra brønner i Nord-Trøndelag og områder rundt Oslofjorden (Banks et al., 1995). Fra de to geografiske regionene ble det samlet inn 28 vannprøver fra fjellbrønner. Resultatene viste en sammenheng mellom kjemiske parameter og geologi. Konsentrasjon av sporelementer som aluminium, jern, sink, kadmium, natrium, fluor og uran var høyere i Iddefjordsgranitt på Hvaler, mens pH, alkalitet og kalsium, magnesium, rubidium og strontium var høyere i fjellbrønner i Trøndelag. Fjellbrønner i Hvaler hadde nivåer av jern, aluminium, natrium, uran og rubidium som overskred drikkevannsnormen i 1995 (Banks et al., 1995).

I 2000 ble 476 grunnvannsprøver fra borehull i Norge analysert for 53 grunnstoffer (Frengstad et al., 2000). Resultater viste at parametere som uran, beryllium og titan overskred maksimale grenseverdier i USA og Russland. Omtrent 18 % av brønnene hadde høyt innhold av uran. For aluminium overskred 8 % av brønnene grenseverdien i drikkevannsforskriften. Undersøkelsen viste at en rekke sporelementer som beryllium, kadmium, nikkel, bly, uran, titan og cerium fantes i forhøyde verdier i grunnvann med granitt sammenlignet med grunnvann med anortositt.

I 2012 ble drikkevannskvaliteten undersøkt hos 351 utvalgte vannverk (Seither et al., 2012). Vannprøvene ble analysert for både kationer, anioner, sporelementer og parameterne som pH, alkalitet, ledningsevne, turbiditet og farge. Resultatene viste at konsentrasjoner for de fleste grunnstoffene unntatt aluminium, nitrat, og kobber var generelt høyere i fjellbrønner enn løsmassebrønner. Grunnvann fra fjellet hadde høyere pH, alkalitet og ledningsevne enn grunnvann fra løsmasser. I alt 51,5 % av brønnene overskred grenseverdiene for drikkevann i Norge.

4 Grunnstoff med grenseverdier i drikkevannsforskriften

4.1 Aluminium

Aluminium er det tredje vanligste grunnstoffet etter oksygen og silisium, og utgjør omtrent 8,2 % av jordskorpen. Stoffet er meget reaktivt og finnes derfor sjelden i metallisk form. I naturen opptrer aluminium i silikater der Al (III) substituerer for Si (IV) og sammen med et annet kation (H^+ , Na^+ eller $\frac{1}{2} Ca^{2+}$) og danner lagdelte eller tredimensjonale krystallstrukturer. Aluminiumoksid reagerer amfotært, og ved økende pH vil det skje en polymerisering og utfelling som hydroksid og en sakte krystallisering til stabile mineralformer (Atkins & Shiver, 2006). Aluminium er blitt mye brukt som koagulant til vannbehandling for å redusere organiske materialer, farge og turbiditet. Denne behandlingen kan være årsaken til for høyt innhold av aluminium i ferdigbehandlet vann (WHO, 2017).

4.1.1 Forekomst av aluminium i grunnvann

Aluminium inngår i mange mineraler som feltspat og andre aluminiumsilikater, og er også bundet til organiske kolloider i jorden. Alt naturlig vann inneholder aluminium, men mobiliteten og løseligheten er sterkt avhengig av pH. I nøytralt vann er aluminium en uoppløselig forbindelse og ikke toksisk. Men i surt vann ($pH < 5$) kan aluminium forekomme i oppløst form og være giftig (Seither et al., 2012).

4.1.2 Helseeffekter av aluminiumeksponering via drikkevann

For høyt inntak av aluminium har vist seg å gi skader på hjerne og nervesystem. Toksiske effekter av aluminium ble først registrert hos nyresyke pasienter som ble forsynt med vann med høyt aluminiuminnhold. Pasientene fikk alvorlig skade på sentralnervesystemet (Vogt, 1986). Det ble fremsatt en hypotese om at Alzheimers sykdom (AD) har aluminiumpåvirkning som årsak. Det ble registrert en geografisk sammenheng mellom aluminium i drikkevann og Alzheimers sykdom i Norge i 1986, men usikkerheten var stor på grunn av forskjeller i diagnostisering og registrering gjennom dødsattester (Flaten, 1986).

Ferreira et al. (2009) har undersøkt konsentrasjonen av aluminium og andre grunnstoffer i springvann hos eldre personer og på aldershjem. I alt 26 % av vannprøvene overskred grenseverdien for aluminium i drikkevannet etter brasilianske retningslinjer (0,2 mg/l) med en middelvei på 0,218 mg/l, og en maksimumsverdi på 2,67 mg/l. Det ble observert at 19 % som bodde på aldershjem, og 11% i overvåkede hus var diagnostisert med Alzheimers sykdom. Resultatene indikerte at forhøyet aluminiuminnhold i drikkevann kan føre til utvikling av nevrologiske sykdommer hos eldre personer. Fremdeles er det ikke noen klart påvist årsakssammenheng mellom aluminium i drikkevann og Alzheimers sykdom (Flaten, 1986; Bank et al., 2000).

Til tross for at aluminium alene ikke kan være årsak til Alzheimers sykdom, kan heller ikke hypotesen om at Alzheimer har sammenheng med aluminiumspåvirkning, forkastes fullstendig (WHO, 2017). WHO har ikke fastsatt noen helsebasert grenseverdi for Al, men en helsebasert verdi på 900 µg/l kan avledes fra en midlertid ('provisional') grenseverdi for tolerabelt ukentlig inntak (PTWI). Den norske forskriften for drikkevann angir en tiltaksgrense på verdien 200 µg/l.

4.2 Arsen

Grunnstoffet arsen tilhører til gruppe 15 i periodesystemet (Atkins et al., 2006) og er et av de viktigste halvmetallene når det kommer til vannforurensing. Arsen kan foreligge i ulike oksidasjonstilstander (-3, 0, +3 og +5) avhengig av pH og redokspotensiale (WHO, 2017). De ulike tilstandsformene til arsen har ulik toksisitet. I vandige omgivelser forekommer arsen hovedsakelig i to oksidasjonstilstander, arsenitt og arsenat. Arsenitt (+3) er giftigere enn arsenat (+5). Arsenitt er også vanskeligere å fjerne fra vannet. Mobiliteten til disse tilstandsformene påvirkes av pH, redokspotensial og tilstedeværelsen av adsorbenter som oksider eller hydroksider av jern, aluminium, mangan og leirmineraler (Shankar et al., 2014). Arsen løses lett i vann, men løseligheten avhenger av pH, redoksforhold og temperatur (Nordstrom, 2002).

4.2.1 Forekomst av arsen i grunnvann

Arsen forekommer i mer enn 200 mineraler som oftest konsentrert i sulfidbærende mineraler, vannholdige jernoksider, alluviale sedimenter og svart leirskifer (Nordstrom, 2002). De vanligste arsenmineraler er arsenkis (FeAsS), orpiment (As₂S₃), realgar (AsS), løllingitt (FeAs₂) (Bissen & Frimmel, 2003). Forekomsten av arsen i grunnvann er ofte avhengig av geologiske og lokale forhold. Høyt innhold av arsen i grunnvann er påvist mange steder, blant annet i Bangladesh, India og Kina. I disse landene har det rammet mange millioner av mennesker helsemessig (Bissen & Frimmel, 2003).

4.2.2 Helseeffekter av arseneksponering via drikkevann

Arsen er kjent for å være svært giftig og kreftfremkallende (WHO, 2019). Langvarige helseeffekter av arseneksponering gjennom drikkevann fører til en rekke alvorlige sykdommer som kreft i hud, blære, nyrer og lunger. Det fører også til nevrologiske lidelser, hjerte- og karsykdommer, høyt blodtrykk og keratoser (Smith et al., 2000; Yuan et al., 2007). Økt risiko for kreft i hud, lunge og blære er rapportert assosiert med inntak av drikkevann med arsenkonsentrasjoner under 50 µg/l (WHO, 2017). Dødelige doser hos mennesker variere fra 1,5 mg/kg kroppsvekt til 500 mg/kg kroppsvekt (WHO, 2017). I drikkevannsforskriften er det fastsatt en grenseverdi for arsen på 10 µg/l.

4.3 Fluor

Fluor er det mest reaktive av de halogenene som finnes i flere mineraler og kjemiske forbindelser. Jordskorpen inneholder fluor opptil 650 mg/kg alltid i form av fluorider. Fluor forekommer i primære mineraler, spesielt biotitter og amfiboler, og disse mineralene finner man i rikelige mengder i granittiske

bergarter. De viktigste fluorholdige mineraler er fluoritt (CaF_2), kryolitt $\text{Na}_3(\text{AlF}_6)$ og apatitt ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{Cl}, \text{F}, \text{OH})$) (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007; WHO, 2017).

4.3.1 Forekomst av fluor i grunnvann

Drikkevann, særlig grunnvann, er den viktigste kilden for fluoreksponering for de fleste mennesker. Den viktigste kilden til fluor i vannforekomsten er berggrunnen. Flere bergarter har fluorbærende mineraler som apatitt, fluoritt og hornblende. Forvitring av disse bergartene og infiltrasjon av nedbør gjennom grunnen vil øke fluorkonsentrasjoner i grunnvannet (Brindha & Elango, 2011). Granitter og lyse gneiser anses som de mest problematiske bergartene med hensyn til fluor i tillegg til uran og radon i drikkevannet (Frengstad, 2002). Flaten (1986) fant at det høyeste fluorinnholdet i grunnvannet er i områder med leire- og svarsifterbergarter.

Fluorinnhold i grunnvann er også ofte assosiert med alkalisk pH, lavt kalsiuminnhold og høye konsentrasjoner av natrium og bikarbonat. Forholdet skyldes en kationbytte der kalsiumopptaket blir balansert ved frigjøring av natrium i grunnvannet. Videre vil lave konsentrasjoner av kalsium begrense utfellingen av kalsiumfluorid i grunnvannet og fluor blir lett mobilisert (Rango et al., 2012).

4.3.2 Helseeffekt av fluoreksponering via grunnvann

Grunnstoffet fluor kan ha en gunstig effekt tannhelsen, og kan forebygge karies dersom man får det i seg i riktige mengder (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007; WHO, 2011). Mange epidemiologiske studier viser at høyt fluorinntak via drikkevann har negative effekter på skjelettvev. Langvarig inntak av høye doser (se tabell 4.3.2) kan skade tannemalje og føre til tannfluorose, og i ekstreme tilfeller skjelettfluorose. Forhøyede konsentrasjoner av fluor i drikkevann er hovedårsaken til fluorose, men andre kilder, deriblant kostholdsvaner, kan også være årsaket til denne lidelsen (Dissanayake, 1991; WHO, 2017).

Tabellen nedenfor viser en oversikt over helseeffekter av ulike mengder av fluor i drikkevann (Dissanayake, 1991). I følge Ayoob og Gupta (2006) er rundt 200 millioner mennesker, blant 25 nasjoner over hele verden, rammet av fluorose, spesielt i Asia og Afrika. I Norge er det fastsatt en øvre grense på fluorid i drikkevann, på 1,5 mg/l. Dette samsvarer med rettlingslinjene for drikkevann fra verdens helseorganisasjons (WHO, 2019).

Tabell 4.3.2: Oversikt over helseeffekter av fluorinntak i drikkevann ved ulike doser (Dissanayake, 1991)

Helseeffekter	Konsentrasjoner* (mg/l)
Forårsaker karies	< 0,5
Optimal tannhelse	0,5-1,5
Tannfluorose	1,5-4
Tann- og skjelettfluorose	4-10
Forkrøplende fluorose	10 <

*Disse verdiene er basert på at et voksent menneske på 60 kg drikker 2 liter vann hverdag i 70 år (WHO, 2017)

4.4 Jern

Jern er et essensielt grunnstoff, og det er et av de vanligste grunnstoffene i jordskorpa etter oksygen, silisium og aluminium. Det forekommer sjeldent naturlig i ren form, men finnes i de mest utbredte mineralene, inkludert pyritt, jernspat og magnetitt (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

4.4.1 Forekomst av jern i grunnvann

Jern kan forekomme i drikkevannskilder, særlig i grunnvann som har lavt oksygeninnhold. I hvilken grad jern kan oppløse seg i grunnvann er avhengig av mengde oksygen og pH i grunnvannet. Det vil si at oppløst jern i grunnvann er mer avhengig av oksygeninnhold og pH enn av type berggrunn (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

I et oksygenfattig grunnvann vil jern (Fe^{2+}) oppløses mer i vannet, spesielt ved lav pH. Toverdig jern er fargeløst i vann under reduserende forhold. Ved tilgang til luft vil toverdug jern oksideres til treverdug jern (Fe^{3+}) som gir utfellinger av ferrioksider med den kjente rustfarge. Dette kan gi bruksmessige problemer og skape uønsket lukt og smak på vannet (Saha *et al.*, 2018).

4.4.2 Helseeffekter av jerneksponering via drikkevann

Forhøyede konsentrasjoner av jern i drikkevann har ikke direkte helsemessige negative konsekvenser. Indirekte vil utfelt jern i vannet redusere desinfeksjonseffekten av UV slik at mikroorganismer slippes levende gjennom anlegget (NGU, 2018). I tillegg vil forhøyet jerninnhold i drikkevannet stimulere bakterieveksten, og kan forårsake mage-tarmsykdommer. I en studie av Aamodt *et al.* (2008) ble det funnet at risikoen for å utvikle inflammatorisk tarmsykdom inkludert ulcerøs kolitt og Crohns sykdom var assosiert med jerninnhold i drikkevannet. I Norge ble det fastsatt en bruksmessig grenseverdi (estetisk) for jern på 0,2 mg/l (HOD, 2016).

4.5 Mangan

Mangan er et essensielt grunnstoff for alle organismer, og det er et av de mest sporelementene i jordskorpen etter jern. Det forekommer i de fleste bergarter i varierte konsentrasjoner, fra 350 til 2000 mg/kg, og den høyeste konsentrasjonen finnes i mafiske bergarter. Mangan kan eksistere i mer enn fem tilstandsformer, men de vanligste tilstandsformene er Mn^{2+} , Mn^{4+} og Mn^{7+} (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

4.5.1 Forekomst av mangan i grunnvann

Mangan finnes ofte i jernholdig vann, og er den vanligste årsak til kvalitetsproblemer relatert til grunnvann fra fjell. Det har relativt like kjemiske egenskaper som jern og forekommer derfor ofte sammen med jern i grunnvann. Oppløst mangan i grunnvann er mer avhengig av oksygeninnhold og pH enn geologien. Mangan som jern kan forekomme i varierte konsentrasjoner i grunnvann avhengig av pH og redoksforhold. Det er rapportert om manganinnhold i nøytralt grunnvann med konsentrasjonen på 1300 µg/l og i surt vann med konsentrasjonen på 9600 µg/l (WHO, 2017). Forhøyede nivåer av mangan og jern kan medføre bruksmessige problemer som misfarging av vann og dårlig smak.

Utfelling av jern og mangan i drikkevann kan danne belegg i vannledninger, som igjen kan være en årsak til at man finner bakterier og mikroorganismer i vannforsyningssystemet. Utfelt mangan i vannet kan også redusere desinfeksjonseffekten av UV slik at mikroorganismer slippes levende gjennom anlegget (FHI, 2016).

4.5.2 Helseeffekter av manganeksponering via drikkevann

Kronisk manganeksponering ved innånding er kjent for å gi nevrotoksiske effekter (Bowler et al., 2006; Ellingsen et al., 2008). Oral manganforgiftning har sjelden blitt observert. Når det observeres, er det hovedsakelig relatert til drikkevann (Plumlee og Ziegler, 2003). Det ble utført en epidemiologisk studie for å undersøke sammenhengen mellom kronisk eksponering for mangan via drikkevann og nevrologiske virkninger hos eldre mennesker (Kondakis et al., 1989). Tre ulike geologiske områder med forskjellige nivåer av mangan i grunnvannet (3,6-14,6 µg/l, 81-253 µg/l og 1800-2300 µg/l) ble undersøkt. Resultatene indikerte at forekomst av nevrologiske lidelser var større hos de to høyeste dosegruppene enn den laveste.

Flere studier som har evaluert helseeffekten av manganeksponering, rapporterer om en innvirkning på kognitive og atferdsmessige forstyrrelser, og dessuten nevropsykologiske effekter hos barn. I denne sammenheng har Khan et al. (2011) undersøkt sammenheng mellom barnets atferd i klasserommet og manganinnhold i drikkevannet. Barna bodde i et område hvor befolkningen benyttet grunnvann med et forhøyet innhold av mangan (> 400 µg/l) som drikkevann. Undersøkelsen viste en signifikant sammenheng mellom atferdsmessige problemer hos utsatte barn og konsentrasjonen av mangan i drikkevann. Videre har Khan et al. (2012) har funnet en signifikant sammenheng mellom manganinnhold i drikkevann (>400µg/l) og matematikkvansker hos barn i alderen 8-11. Drikkevannsforskriften har fastsatt en tiltaksverdi for mangan på 50 µg/l. Denne verdien er basert på bruksmessig aspekter (HOD, 2016).

5 Grunnstoff uten fastsatte grenseverdier i Norge

5.1 Sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE)

IUPAC definerer sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE) som en samling av 17 grunnstoffer med liknende kjemiske egenskaper og som forekommer hovedsakelig i samme malm. Sjeldne jordarter består av grunnstoffene lantan (La), cerium (Ce), praseodym (Pr), neodym (Nd), promethium (Pm), samarium (Sm), europium (Eu), gadolinium (Gd), terbium (Tb), dysprosium (Dy), holmium (Ho), erbium (Er), thulium (Tm), ytterbium (Yb), lutetium (Lu), scandium (Sc) og yttrium (Yr). Femten REE, fra lantan (atomnummer Z = 57) til lutetium (Z = 71), tilhører lantanoidene. Egenskapene til scandium (Sc), og yttrium (Yr) er svært like de lantanoidene. Derfor regnes også de blant de sjeldne jordartsgrunnstoffene (Zhuang et al., 2017). Begrepet «sjeldne jordartsgrunnstoffer» skriver seg fra at disse grunnstoffene er mindre konsentrert enn andre grunnstoffer, selv om de er relativt hyppige i jordskorpa.

5.1.1 Forekomst av sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE) i grunnvann

REE finnes i massive bergarter som basalter, granitter og gneis, men da kun i svært små konsentrasjoner. REE forekommer i større mengde i mineralene monasitt, bastnasitt, amfibol, pyroksen og feltspat. Monasitt og bastnasitt, de to viktigste kildene for REE-utvinning, inneholder alle lantanoidene, men lantan og cerium dominerer (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

Mobiliteten og tilgjengeligheten av REE er sterkt avhengig av vannets surhet. I surt vann kan REE løses ut fra fjell eller løsmasser i kontakt med vannet og konsentrasjonene øker når pH synker (Neal, 2005). Moermond et al. (2001) demonstrerte at vannets hardhet, alkalitet, pH og ionestyrke er de viktigste parametrene som påvirker bioakkumulering og toksisiteten av REE. De fant en negativ korrelasjon mellom biotisk opptak av REE og alkalitet i vannet. Det vil si at høy alkalitet og tilstedeværende karbonationer vil redusere biotilgjengeligheten og toksisiteten.

5.1.2 Lantan

Lantan er det første grunnstoffet blant lantanoidene, og er et av de mest reaktive blant de sjeldne jordartsgrunnstoffene. Lantan forekommer ikke naturlig i ren form, men finnes i en rekke mineraler, inkludert monasitt, amfibol, og granat (Moermond, 2001).

Biotilgjengelighet av lantanoider iblandet lantan er avhengig av tilstandsform og de fysiske-kjemiske parameterne vannhardhet, alkalitet, pH, ionestyrke og tilstedeværende uorganiske og organiske ligander i vannet. I surt vann ($\text{pH} < 5$) vil lantan dominere som kation (La^{3+}) og være mer biotilgjengelig og giftig enn i alkalisk vann. Flere epidemiologiske studier har vist at høy alkalitet og kalsiuminnhold i vannet vil redusere biotilgjengeligheten og toksisiteten av lantan. (Moermond, 2001; Neal, 2005). Selv om det oppløst lantan utgjør en svært liten andel av lantanforbindelser i vannet, er treverdige lantan biotilgjengelig for organismer og gir størst risiko for biologiske effekter (Das et al., 1988).

5.1.3 Helseeffekter av lantaneksposering via drikkevann

Toksisitet til grunnstoffet lantan er relatert til det frie kationet (La^{3+}) med negative helseeffekter som ble observert hos forsøksdyr. Inntak av lantan via mat og drikke vil absorberes i mage-tarmkanalen. Absorbert lantan akkumuleres i lever og bein hos dyr, og i bein hos mennesker (Pennick et al., 2006; NICNAS, 2014). Das et al. (1988) beskrev de cytotoksiske effekter av lantanionet, som har liknende kjemiske egenskaper som alkaliske jordmetaller. Han understreket at lantanioner kan hemme kalsiumkanaler i cellemembraner og har innvirkning på nervesystemet.

Det ble utført flere eksperimentelle studier på fisk, kreps og gnagere for å kartlegge risikofaktorer for lantanforgiftning. Det ser ut til at lantan er skadelig for lever, mage og nervesystem hos forsøksdyrene (Cheng et al., 2014; Huang et al., 2011; Hua et al., 2017).

Briner et al. (2000) har undersøkt helseeffekter av lantaneksponering på nevroutvikling hos mus. Musene ble utsatt for lantanklorid gjennom drikkevann ved ulike doser på 0, 125, 250 og 500 mg/l før befruktning, under svangerskapet, og inntil 30 dager etter fødsel. Gruppen utsatt for lantanklorid på 500 mg/l hadde betydelig mindre hjernevolum enn kontrollgruppen. Øye- og øreåpningen var forsinket hos gruppene som ble utsatt for 125 og 250 mg/l lantanklorid sammenlignet med kontrollgruppen. Resultatene indikerte at oralt inntak av lantan gjennom drikkevann har signifikant effekt på hjernen ved dosen 500 mg/l og på øye- og øreåpning som skyldes effekter på nervesystemet ved dosene 125 og 250 mg/l.

Videre har Feng et al. (2006) vist at kronisk oralt inntak av lantanklorid med konsentrasjonen 40 mg/kg kroppsvekt kan svekke læringsevne hos rotter, og dette kan muligens forstyrre homeostasen av sporstoffer, enzymer og nevrotransmitter-systemer i hjernen.

Forskere i Kina har undersøkt helseeffektene av kronisk inntak av sjeldne jordartsgrunnstoffer (REE) i områder med REE-rike bergarter, hvor befolkningen ble utsatt for langvarig inntak av REE via mat og næringskjeden (Zhu et al., 2005). Sykdommer som fordøyelsesbesvær, diaré, mage-tarmsykdom, anoreksi, svakhet og tretthet var betydelig større i det REE-rike området enn i kontrollgruppen. Resultatene viste at langvarig inntak av REE påvirker aktiviteten til fordøyelsesenzymer og forårsaker dårlig absorpsjon og fordøyelsesbesvær. Det er påvist at kronisk inntak av sjeldne jordartsgrunnstoffer kan ha innvirkning på intellektuell utvikling hos barn i alderen 6-10 år. Det ble også observert forsinkelse i utviklingen av kognitive funksjoner (Zhu et al., 1996; Fan et al., 2004).

Myndighetene i Australia av preventive helsemessige hensyn håndhevet en grenseverdi for lantan (2 µg/l) fra 2014 (NICNAC, 2014). Verken WHO, EU, USA eller Canada har fastsatt grenseverdier for noen av grunnstoffene i REE-gruppen.

5.2 Uran

Uran er et metallisk, radioaktivt grunnstoff som utgjør omtrent 2–4 mg/kg av jordskorpen. Naturlig uranium består hovedsakelig av tre radioaktive isotoper ^{234}U , ^{235}U og ^{238}U . Den vanligste isotopen er ^{238}U , som utgjør 99% av den naturlige forekomsten av uranium i massen. Halveringstiden for uraniumisotopene er ganske lang. Det minst radioaktive isotop, ^{238}U , har en halveringstid på 4,5 milliarder år (Keith et al., 2103).

I kjemiske forbindelser har uranium ulike tilstandsformer (+3, +4, +5, +6), men uranium i formene (+4) og (+6) er vanligst under naturlige forhold. Uranyl-ionet (UO_2^{+2}) er svært løselig og mobilt og utgjør den viktigste biotilgjengelige og toksiske formen av uranium. Den har sterk tendens til å danne løselige komplekser med anioner som karbonat, sulfat og halogenid (Keith et al., 2103). Uranium er både kjemisk og radiologisk giftig, men det er den kjemiske giftigheten som i størst grad fører til helseskader (Sheppard et al., 2005).

5.2.1 Forekomst av uran i grunnvann

I naturen finnes uran i berggrunn, mineraler, jord, overflatevann og grunnvann med bred variasjon i konsentrasjon. Forekomsten av uran i grunnvann avhenger av de geologiske forholdene. Granittiske bergarter og alunskifer regnes som de viktigste kildene for uranforurensning i grunnvann (Banning & Pawletko, 2013). Ettersom uran er et av de mest mobile grunnstoffene under oksiderende forhold, vil det løse seg opp ganske raskt i oksygenrikt grunnvann. Det estimeres at uran kan spres flere kilometer fra den opprinnelige kilden (Finch & Murakami, 1991).

Mobiliteten og biotilgjengeligheten til uran kan påvirkes av både tilstandsform, redoksforhold, vannets alkalitet, pH og forekomst av liganddannende stoffer som oppløste karbonater, kalium- og magnesium-ioner (Lee et al., 2017). Nolan & Weber (2015) oppdaget en positiv korrelasjon mellom uran og nitrat, alkalitet og kalsium i grunnvannet. Dette kan avhenge av både bergartstype, oksidativ oppløsning og vannholdige kompleksdannelser som øker løseligheten av uran.

5.2.2 Helseeffekter av uraneksponering i drikkevann

Kroppen kan ta opp uran fra luften, gjennom huden eller via drikke og mat. Oralt inntak, særlig av mat og drikkevann, er den viktigste kilden til uraneksponering for de fleste mennesker (Keith, 2013). Løselige uranforbindelser blir lett tatt opp i blodårene, og dermed transportert rundt i kroppen. I gjennomsnitt finnes det 90 µg uran i kroppen, med opphav fra mat, drikke og luft. Uranet vil i hovedsak utskilles gjennom nyrene, men noe vil kunne bli igjen i kroppens organer, særlig i skjelettet (WHO, 2001).

I 1983 ble det utført en undersøkelse av uraninnhold i skjelettet hos barn og ungdom i ulike aldergrupper (<13, 13-20 og 20 -25 år) (Broadway & Strong, 1983). Resultatene viste en sammenheng mellom uraninnhold i skjelettet og individets alder. Uranmengden var større i beinvevet til den yngste gruppen enn den eldste. Dette kan skyldes at vekst og beindannelse hos barn trolig kan medføre høyere fraksjon og i avsetning av uran i skjelettet.

Kurtio et al. (2002) undersøkte effekter av uraninntak gjennom drikkevann på nyrefunksjonen. Det ble målt urankonsentrasjoner i drikkevann og urin hos 325 personer som var forsynt fra drikkevannsbrønner. Medianverdien for uran i drikkevannet var 28 µg/l og i urinen 13 ng / mmol kreatinin, noe som resulterte i en daglig median for uraninntak på 39 µg/l. Resultatene har vist at selv lave urankonsentrasjoner i drikkevann kan forårsake nefrotoksiske effekter.

En eksperimentell studie av Lestaavel et al. (2016) gransket effekten av uran på sentralnervesystemet hos rotter fra fødsel til voksenalder, via amming og drikkevann. Rottene ble eksponert for uran via amming og drikkevann etter fødsel i 9 måneder i ulike doser. Hannrotter ble utsatt for uran på 1,5 mg/l, 10 mg/l og 40 mg/l, mens hunnrotter ble utsatt for 40 mg/l av uran. Hukommelsen testet etter middels varighet ble redusert hos hannrotter som ble utsatt for uran i alle doser, mens korttidshukommelse (arbeidshukommelsen) ble redusert kun med eksponering for uran på 40 mg/l. Det ble også observert angst- og depresjon-lignende atferd hos hannrotten som ble utsatt for uran på 40 mg/l. Hos hunnrotter ble det kun observert hyppige

lokomotoriske bevegelser som var betydelig større enn i kontrollgruppen. Resultatene viste at oralt kronisk inntak av uran kan ha innvirkning på oppførsel og hjernefunksjoner hos rottene. Hensikten med dette arbeidet var å undersøke effekten av uran i lave doser på adferd, særlig med tanke på barn, som toksikologisk sett ofte er den mest sensitive aldersgruppen.

I en studie i USA testet man hypotesen om at forekomsten av flere krefttyper øker i områder som forsynes av grunnvann med forhøyet uraninnhold (Wanger et al., 2011). Det ble målt uran i 4600 prøvetakingspunkter med middelerdi urankonsentrasjon på 27 µg/l og med maksimal konsentrasjonen på 10100 µg/l. Omtrent 2% av prøvene overskred grenseverdien for uran etter WHO retningslinjer (30 µg/l). Resultatene viste at regioner med forhøyet uraninnhold i grunnvann hadde økt risiko for kreft i tykktarm, bryst og nyre sammenlignet med kontrollgruppen.

I Tyskland ble det i 2017 utført en undersøkelse av sammenhengen mellom forhøyet uraninnhold i drikkevann og forekomsten av sykdommer som man forbinder med kronisk eksponering for uran. Undersøkelsen ble gjennomført i et område som var kjent for å ha geogent forhøyet uran i grunnvann med maksimalverdi på 40 µg/l. Resultatene viste en signifikant positiv sammenheng mellom sykdommer som svulster i lever ($p=0,008$) og skjoldbruskkjertel ($p=0,02$) og høy konsentrasjon av uran (>10 µg/l) i grunnvannet (Banning & Benfer, 2017). Resultatene viste også at forekomsten av skjoldbruskkjertel-relaterte sykdommer økte drastisk dersom urankonsentrasjonen oversteg 2 µg/l i drikkevannet.

Det er ikke noen grenseverdi for uran i Norge. Canada og USA benytter en grenseverdi på 20 µg/l (USEPA, 2018; Health Canada, 1996). *World Health Organization* (WHO, 2017) har fastsatt en foreløpig grenseverdi på 30 µg/l. Australia har satt øvre grense til 17 µg/l (NHMRC & NRMMC, 2011), og Tyskland er den satt til 10 µg/l (TrinkwV, 2016).

6 Materialer og metoder

6.1 Prøvetaking

Totalt 24 vannverk, inkludert private og små vannverk fra hele landet inngår dette prosjektet. En oversikt over de ulike vannverkene, hvilken type vannkilde, vannbehandling og antall personer som forsynes av vannverkene er vist i tabellen 6.1. Denne informasjonen er hentet fra Mattilsynet og kontaktpersonen til vannverk.

Tabell 6.1: En Oversikt over de ulike vannverkene, hvilken kommune og fylke de ligger i, hvilken type vannkilde, vannbehandling som benyttes og antall personer som forsynes.

	Kommune	Fylke	Vannkilde	Vannbehandling	Befolkning forsynet
Statland	Namdalseid	Trøndelag	Fjell	UV	160
Småslett og Marislett	Tromsø	Troms	Fjell	Ingen*	62
Utvorda	Flatanger	Trøndelag	Fjell	Sandfilter	100
Olstad	Gausdal	Innlandet	Løsmasse	UV	50
Høyjord	Sandefjord	Sandefjord	Fjell	Klor-UV	340
Gyland	Flekkefjord	Agder fylke	Løsmasse	Ingen	200
Sira	Flekkefjord	Agder fylke	Fjell	UV, Marmorfilter	600
Rekdal	Vestnes	More og Romsdal	Løsmasse	Ingen	140
Grimebakken	Søndre Land	Innlandet	Fjell	Ingen	110
Øvre Eiker	Øvre Eiker	Buskerud	Løsmasse	Vannglass, Klor	11775
Strømbo	Sør-Fron	Innlandet	Fjell	UV	386
Lia vassverk	Rennebu	Trøndelag	Fjell	Ingen	107
Ulsberg	Høylandet	Trøndelag	Fjell	Ingen	774
Midtre Høylandet	Namsskogan	Trøndelag	Fjell	Ingen	120
Brekkvasselv	Rana	Nordland	Fjell	Avkalking	500
Sør-Sjona og Utskarpen	Grane	Nordland	Fjell	UV	62
Grane	Lesja	Innlandet	Fjell	UV, Sandfilter	150
Joramo	Åfjord	Trøndelag	Løsmasse	UV, Sandfilter	59
Børmark	Søndre Land	Innlandet	Fjell	Sandfilter	300
Trevatn	Nordre Land	Innlandet	Fjell	Ingen	66
Åvella	Lom	Innlandet	Fjell	Ingen	230
Garmo vassverk	Lillehammer	Innlandet	Løsmasse	UV, Lufting	24100
Lillehammer	Tana	Finnmark	Løsmasse	Ingen	25
Torhop	Tana	Finnmark	Fjell	Ingen	250
Skipagura					

Ingen*: Vannverk som ikke har vannbehandling.

Det ble sent ut utstyr og prosedyre for prøvetaking av drikkevann til vannverk i perioden vinter -høsten 2019 til høsten 2019 (vedlegg A). Vannprøver ble tatt før vannbehandling (råvann) og etter at vannet hadde vært gjennom en renseprosess (rent vann). Vannverk som hadde vannbehandling leverte vannprøver (15 ml) fra både råvann og rent vann med to paralleller av hver, og vannverk som ikke hadde vannbehandling leverte vannprøver kun fra kilde, også med to paralleller. I tillegg leverte hvert vannverk en 200 ml vannprøve fra kran (rent vann). Det ble samlet inn prøvene til fem ulike tider på året. Noen prøver fra enkelte vannverk ble ikke mottatt. En oversikt over datoene for mottatte prøver finnes i vedlegg B.

6.2 Berggrunnsgeologi for grunnvannsbrønner

I den Nasjonale grunnvannsdatabasen (GRANADA) finnes informasjon om UTM-koordinater for alle brønner og grunnvannsressurser som er innrapportert til NGU. Brønnene er plassert i et elektronisk kart over hele Norge hvor en kan hente viktige informasjonen om brønner, grunnvannskvalitet, grunnvannsressurser og rapporter. I "Kart"-fanen kan man velge flere standardkart iblant geologisk kart hvor man kan hente informasjon om berggrunn og løsmasse for grunnvannsbrønnene. Informasjon om berggrunnsgeologien for hvert enkelt borehull ble hentet ut fra NGUs digitale berggrunnskart (GRANADA). Berggrunn ble gruppert i 12 grupper basert på hovedbergart som vist i tegnforklaringen på kartet. I noen tilfeller er berggrunnen dominert av 2 eller flere hovedbergarter. Tabell 6.2 viser fordelingen av antall vannverk innenfor de ulike bergartsgruppene i denne undersøkelsen.

Tabell 6.2: Fordeling av vannverk innenfor de 12 berggrunnsgeologiske gruppene. Gruppenavnene er basert på informasjon om hovedbergart for hvert enkelt prøvetakingspunkt gitt i berggrunnskart over Norge.

Grupper	Antall vannverk	Bergartsgrupper
1	3	Diorittisk til granittisk gneis, migmatitt
2	5	Glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt
3	1	Rombeporfyr, Ryolitt, ryodacitt, dacitt, keratofyr
4	2	Amfibolitt, hornblendegneis, glimmergneis, stedvis migmatittisk
5	3	Øyegneis, granitt, foliert granitt
6	1	Granitt, granodioritt
7	1	Kvartsdioritt, tonalitt, trondhemitt
8	1	Sandstein, leirskifer
9	1	Kalkglimmerskifer, kalksilikatgneis
10	1	Rombeporfyr
11	1	Ryolitt, ryodacitt, dacitt, keratofyr
12	1	Gabbro, amfibolitt

6.3 Oppbevaring og forbehandling av prøver

Vannprøvene ble samlet inn i tidsrommet 20.02.2019- 20.12.2019 og sendt per brev til NMBU. Etter ankomst ble prøvene oppbevart i kjølerom med temperatur på 4 °C frem til analyse. Vann i 200 ml flaskene som inneholdt rent vann (200 ml) ble ikke konservert, og de ble lagret mellom 3-5 dager før de ble analysert. Det ble gjennomført fysikalsk-kjemisk analyse av rent vannet for bestemmelse av parameterne pH, farge, turbiditet, konduktivitet og alkalitet. I tillegg ble anionene fluorid, klorid, sulfat og nitrat bestemt ved bruk av ionekromatografi (IC).

De to 15 ml vannprøvene ble konservert med henholdsvis ultraren salpetersyre (HNO₃) og en basisk løsning før analyse. Den ene parallellen ble tilsatt 0,75 ml HNO₃ (65 % w/w) og andre parallellen ble det tilsatt 0,6 ml av en basisk løsning. Den basiske løsningen ble laget av 25 ml konsentrert NH₄OH (25 % w/w) og 0,0625 g EDTA som ble fortynnet til 50 ml med deionisert vann. Blankprøver (5 prøver) gjennomgikk lik forbehandling som de andre prøvene.

For å forhindre oksidasjon av I⁻ til I₂, som er en flyktig, er alkalisk prøvepreparering nødvendig ved bestemmelse av jod i vann (Atkins et al., 2006). Prøvene som ble tilsatt basisk løsning ble analysert for halogenene klor, brom og jod. De øvrige grunnstoffene ble bestemt i syrekonserverte prøver.

6.4 Analysemetoder

For å bestemme de fleste grunnstoffene i drikkevannet ble det brukt Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS). Metoden er basert på NS-EN ISO 17294-1 (Standard Norge, 2006). Ionekromatografi ble benyttet i bestemmelse av anionene fluorid, klorid, sulfat og nitrat, metoden var basert på NS-EN ISO 10304-1 (Standard Norge, 2009). All instrumentell analyse på ICP-MS og IC ble gjennomført av laboratoriepersonell ansatt ved MINA (Fakultet miljøvitenskap og naturforvaltning) ved NMBU.

Bestemmelse av de fysisk- kjemiske parameterne i vannprøvene ble utført etter norske standard metoder. For måling av pH ble det brukt NS-EN ISO 10523 (Standard Norge, 2012), for farge ble brukt NS-EN ISO 7887(Standard Norge, 2011), for turbiditet ble benyttet NS-EN ISO7027-1(Standard Norge, 2016), for konduktivitet ble det benyttet NS-ISO 7888 (Standard Norge,1985), og for alkalitet ble det benyttet NS-EN ISO 9963-1 (Standard Norge, 1994).

6.4.1 ICP-MS

Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS), er en instrumentell kjemiske analysemetode for å bestemme grunnstoffer hvor ICP benyttes som ioniseringskilde for analytt og MS benyttes for separasjon og deteksjon av ionene basert på deres masse- og landingsforhold (m/z). Valgte ioner ledes deretter til en detektor (Thomas, 2004). Ved hjelp av ekstern kalibrering bestemmes analyttene kvantitativt.

Vannprøvene ble analysert ved bruk av et Agilent 8800 QQQ-instrument for kvantitativ bestemmelse av i alt 63 grunnstoffer. Til kontroll av nøyaktigheten i metoden ble et sertifisert referansemateriale (SRM) 1640a *Trace elements in natural water* (National Institute of Standard & Technology, 2010) analysert. I tillegg ble det gjort målinger av en husstandard (1643H) for hver analyseserie for kontroll av nøyaktighet av kalibreringskurven på ICP-MS instrumentet.

Denne standarden er sporbar til SRM 1643e Trace elements in water, spormetaller i vann (National Institute of Standard & Technology, 2009). Husstandarden var dessuten tilsatt flere grunnstoffer ved bruk av sertifiserte enkeltstandarder som ikke inngikk i sertifikatet for 1643e Trace elements in water. De sertifiserte kalibreringsløsningene som ble brukt var produsert av Inorganic Ventures. For kontroll av nøyaktighet i bestemmelse av klor i vannprøvene ble SRM ION-96.4 *A natural river water from Grand River, Ontario analysed* (Environment and Climate Change Canada, 2018). For halogenene jod, og brom ble det ikke benyttet SRM på grunn av mangel på referansematerialer.

6.4.2 IC

Ionekromatografi er basert på en ionebytteprosess som tar utgangspunkt i en separasjon av ionene i en kolonne og etterfølgende deteksjon og kvantitativ bestemmelse basert på ledningsevne. På grunn av forskjell i affinitet, ladning og polariserbarhet vil anionene i prøven bindes med ulik styrke til ionebyttemassen og forsinket i ulike grad gjennom kolonnen.

Fra 200-ml flasken ble en 10-ml-delmengde filtrert og overført til et 15 ml sentrifugerør. De filtrerte prøvene ble analysert for bestemmelse av anionene fluorid, klorid, nitrat, og sulfat ved bruk av et Thermo Fisher Scientific Dionex ICS-5000 instrument. Til kontroll av nøyaktighet i metoden ble det benyttet SRM ION-96.4 *A natural river water from Grand River, Ontario* (Environment and Climate Change Canada, 2018).

6.4.3 Fysikalsk-kjemiske parametere

De fysikalsk-kjemiske parameterne som ble bestemt i ukonserverte vannprøver (200 ml-flaske) var: pH, alkalitet, turbiditet, konduktivitet og farge. Det ble brukt sertifisert referansematerialer (SRM) ION-96.4 (Environment and Climate Change Canada, 2018) for bestemmelse av nøyaktighet for alle parameterne utenom turbiditet. For turbiditet ble det brukt CRS- 10 -100 (USEPA, 2012).

6.4.3.1 Alkalitet

Vannets alkalitet er evnen til å nøytralisere sterk syre ved en bestemt pH verdi. Alkalitet beskrives dermed vannes innhold av negative ioner med basiske egenskaper. Primært er alkaliteten en funksjon av bikarbonat, karbonat og hydroksylioner som ofte forekommer grunnet fra oppløste karbonatholdige bergarter eller karbondioksid i atmosfæren i drikkevannskilder. Det kan forekomme andre naturlige stoffer i vannet som gir alkalitet. Dette inkluderer ammonium, fosfat, silikat og organiske materialer. Alkaliteten bestemmes ved endepunkts- titrering til pH 4,5 med saltsyre. Alkaliteten defineres som stoffmengden (antall mol) sterk syre som skal tilsettes 1 liter vann for at pH faller til 4,5. Grunnen til å bruke pH 4,5 er at det utvikles

karbondioksid under titreringen som gjør prøvene blir sure. Metoden bygger på norsk standard NS-EN ISO 9963-1 (Standard Norge, 1996).

Det ble brukt et Digital Titrator (Metro 665 Dosimat) instrument for analysen. Under titrering ble Radiometer PHM 210 brukt til å følge pH til 4,5. pH- meteret ble kalibrert med to bufferløsninger med pH 4, og 7. Til kontroll av nøyaktigheten i metoden ble det benyttet en kontrollprøve sporbar til SRM ION-96,4 *A natural river water from Grand River, Ontario* (Environment and Climate Change Canada, 2018).

6.4.3.2 Konduktivitet

Konduktivitet er vannets elektriske ledningsevne, og er et mål på det totale saltinnholdet i vannet. Generelt har grunnvann høyere konduktivitet enn overflate vann på grunn av høyt innhold av oppløste mineraler og sporgrunnstoffer i vannet. Ledningsevnen i vannet måles ved å måle spenningen i en vannfylt celle.

Analysemetoden er basert på norsk standard NS-ISO 7888 (Standard Norge, 1985). Vannprøvene ble temperert til romtemperatur før målingen. Ledningsevnen ble bestemt ved å bruke et TetraCon 925 instrument. Det ble målt en kontrollprøve sporbar til SRM ION-96.4 *A natural river water from Grand River, Ontario* (Environment and Climate Change Canada, 2018).

6.4.3.3 pH

pH er et mål på hvor sur en løsning er. Ifølge drikkevannsforskriften skal pH ligge mellom 6,5-9,5 pH-enheter i drikkevannet. pH-verdi i vannprøvene ble bestemt ved brukt av en Radiometer PHM210 med en Orion Ross-elektrode, en kombinert glasselektrode med integrert referanseelektrode.

Metoden bygget på NS-EN ISO 10523 (Standard Norge, 2012) som er basert på måling av potensialdifferensen til et elektrokjemiske celle ved hjelp av et pH- meter. Instrumentet ble kalibrert regelmessig ved bruk av standard buffer med pH på 4, og 7. For å kontrollere nøyaktighet i metoden ble det målt en kontrollprøve sporbar til SRM ION-96.4 *A natural river water from Grand River, Ontario* (Environment and Climate Change Canada, 2018).

6.4.3.4 Farge

Vannets farge kan beregnes som en kvalitetsindikator. Helt rent vann er klar og uten farge. En gulaktig brun farge på vannet som skyldes normalt et høyt innhold av jernforbindelse og humusstoffer. For analytiske formål er det prøvenes sanne farger som er interessert. Den sannes fargen skyldes oppløst stoffer som passerer gjennom et 0,45µm filter. For å betegne vannets farge brukes fargeenheten (fargetall) og den tilsvarer et milligram platina (Pt) per liter. Ifølge drikkevannsforskriften bør fargetallet være lavere enn 20 mg Pt/L.

Vannets farge ble bestemt ved bruk av instrumentet Shimadzu, UV-1201. Et spektrofotometer som måler absorbans ved en gitt bølgelengde. Metoden er beskrevet i Norsk standard NS-EN ISO 7887 (Standard Norge,

2011) og er basert på måling av lyssvekkelse (absorbans). Prøvene ble filtrert gjennom et membranfilter med porestørrelse 0,45µm og absorbansen ble målet ved 410nm. Resultatet er oppgitt i fargeenheter som tilsvarer konsentrasjon av platina i en referanseløsning med samme absorbans som vannprøven. For å kontrollere nøyaktighet i metoden ble det målt en kontrollprøve sporbar til SRM ION-96,4 *A natural river water from Grand River, Ontario* (Environment and Climate Change Canada, 2018).

6.4.3.5 Turbiditet

Turbiditet er et mål for uklarheten i vannet, og skyldes mengde av uoppløst materiale. Turbiditeten beregnes som en kvalitetsparameter i drikkevann og bestemmes ved å måle svekking av lysintensitet for lys en strålingsstrøm som passerer gjennom vannet. Uoppløste stoffer i vannet gjør at lysintensiteten svekkes, og i tillegg fører til ulik spredning av lyset i alle retninger. Mattilsynet anbefalte at turbiditeten til drikkevannet ikke overskrider 1 NTU ved vannforsyningssystem som benytter overflatevann. NTU er forkortelse for nefelometriske turbiditet enhet og brukes som en målenhet for turbiditet.

Turbiditet av vannprøvene ble målt med instrument HACH 2100AN IS. Metoden som ble brukt er beskrevet i Norsk standard NS-EN ISO7027-1 (Standard Norge, 2016). Instrumentet ble kalibrert ved hjelp av formazin standard kalibreringssuspensjoner ved 20 FNU, 100 FNU og 1000 FNU. FNU er forkortelse for formazin nefelometriske enhet og brukes som en målenhet for turbiditet. Resultatene av vannprøvene ble målt i FNU. For å kontrollere nøyaktigheten i metoden ble det brukt SRM CRSR-10-100 (USEPA, 2012).

7 Statistiske metoder

7.1 Databehandling

Deteksjonsgrensene (LOD) og kvantifiseringsgrensene (LOQ) for de ulike parameterne ble bestemt av blanksprøvenes verdier. For konsentrasjoner av grunnstoff som hadde verdier under LOD (standardavvik *3) og LOQ (standardavvik *10) ble erstattet med LOD/2 og LOQ/2.

Denne metoden er mye brukt ved statistiske beregninger på data med verdier under LOD og LOQ.

Grunnstoff med over 20% konsentrasjonsverdier under LOQ ble ikke brukt i statistiske analyser (Helsel, 2006). Alle statistiske beregninger ble utført i Microsoft Excel.

Det ble utført prinsipal komponent analyse (PCA) på konsentrasjoner av grunnstoffene bestemt i vannprøvene. Analysen ble gjort ved bruk av programvaren XLSTAT som ble integrert i Excel 2019. Dette ble gjort for å vurdere og understreke variasjonen i datasettet, og eventuelt ser etter trender og fellestrekk i de ulike vannprøvene. Metoden ble brukt for å se etter tendenser og grupperinger i dataene som kan relateres til egenskaper ved ulike vannprøver.

For hypotesetesting ble lineær regresjonsmodell brukt, i statistiskprogrammet R studio. Spearmans korrelasjon-analyse ble også benyttet ved bruk av programvaren XLSTAT, da dataene ikke er normalfordelt. Til all statistisk analyse er det brukt et konfidensintervall på 95 % som tilsvarer et signifikansnivå (α) = 0,05.

7.2 Prinsipal komponent analyse (PCA)

Principal komponent analyse (PCA) er en teknikk som brukes for å redusere en stort multivariat datasett til et mye mindre antall variabler, uten å miste viktig informasjon innenfor datasettet. Metoden brukes for å gjøre datasettet enklere for å utforske og visualisere. Det anses som et utforskende statistisk verktøy, og tillater generelt ikke å teste hypoteser (Clausen, 2009; Richards et al., 2002).

I PCA brukes en ortogonal transformasjon for å konvertere et sett av potensielt korrelerte variabler til et mindre sett av lineært ukorrelerte variabler. Denne transformasjonen er definert slik at den første hovedkomponenten har den største mulige variansen, og den neste komponenten, som er ortogonal til den første, utgjør så mye av den gjenværende variabiliteten som mulig. Videre har hver etterfølgende komponent i sin tur høyeste variasjon mulig og de skal være vinkelrett på de foregående komponentene (Markus, 2008; Richards et al., 2002). Resultatet av PCA-analyse kan presenteres som "loading plot" og "score plot".

7.2.1 Loading plot

I et «loading plot» plottes variabler som piler ved bruk av egenvektorene. Lengden av pilene representerer hvor godt variablene forklarer variasjonen av dataene. Pilene i samme retning korrelerer positivt, mens piler i motsatt retning korrelerer negativt. En "loading plot" viser sammenhengen mellom variabler og de to

første hovedkomponentene. Loading plot blir brukt for å identifisere hvilke variabler som har den største effekten for hver komponent. Belastinger kan varieres fra -1 til +1. Belastingen nær -1 eller +1 indikerer at variabelen påvirket komponenten sterkt, og belastingen rundt null indikerer at variabelen har liten til ingen effekt på komponenten (Bro & Smilde, 2014)

7.2.2 Score plot

I et "score plot" projiseres alle observasjoner på et todimensjonalt plan som spennes av to hovedkomponenter. Koordinatverdiene til observasjonene kalles for "score", og derfor kalles plotting av en slik projisert konfigurasjon for "score plot". Med "score plot" vil observasjonene relateres til variablene, og til hverandre slik at observasjonene som innehar lignende egenskaper plasseres nær hverandre og de med ulike egenskaper vil plasseres seg langt fra hverandre. Dette kan gi muligheten til å identifisere grupper av observasjonene basert på deres likhet og eventuelt identifisere hvilke variabler som kan påvirke at én gruppe skiller seg fra andre grupper (Bro & Smilde, 2014)

7.3 Regresjonsanalyse

Regresjonsanalyse er et grunnleggende statistisk verktøy som gir mulighet til å kunne belyse en statistisk sammenheng mellom variabler. Den mest vanlige formen for regresjonsanalyse er lineær regresjon, hvor sammenhengen mellom forklaringsvariabler (uavhengige variabler) og responsvariabelen (avhengig) beskrives ved hjelp av en regresjonslinje. En regresjonslinje er en rett linje som beskriver hvordan responsvariabelen endrer seg når forklaringsvariablene skifter verdier. Formålet med dette er å konstruere en modell som best mulig beskriver variasjoner i ønskede variabler ved hjelp av en eller flere uavhengige variabler (Løvås, 2013). En enkel lineær regresjon er vist i ligning (4) hvor en forklaringsvariabler vil påvirke responsvariabel. Ligning (5) viser en multippel lineærregresjon hvor flere forklaringsvariabler vil påvirke responsvariabelen (Wooldridge, 2009).

$$(4) \quad y = b_0 + b_1 x + \varepsilon$$

$$(5) \quad y = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_3 x_3 + \dots + \varepsilon$$

$y = \text{responsvariabel}$

$b_0 = \text{er skjæring med } y - \text{aksen (intercept)}$

$b_1, b_2, \dots = \text{stigningskoeffisienter}$

$x_1, x_2, \dots = \text{forklaringsvariabler}$

$\varepsilon = \text{et ledd som angir feil}$

Det ble benyttet lineær regresjonsanalyse for å undersøke om årstidsvariasjoner kan påvirke konsentrasjoner av grunnstoffer i drikkevannskilder. Årstid og nedbør ble brukt som forklaringsvariabler og konsentrasjonen av grunnstoffet som responsvariabel.

8 Resultater

Analyseresultatene og sertifiserte områder for SRM 1640a *Trace elements in natural water* og SRM ION-96.4 *A natural river water from Grand River, Ontario* er oppgitt i vedlegg C. Det ble også fremstilt resultatene fra SRM som prosent avvik mellom målt og teoretisk verdi (bias) for grunnstoffene og anionene bestemt på ICP-MS og IC. Resultatene viser at alle grunnstoffene bortsett fra Ni, Mo og Cd ligger innenfor et avvik for $\pm 5\%$, og bidraget til måleusikkerhet er akseptabelt.

LOQ bestemt med å multiplisere SD for metodeblank med 10. En oversikt over LOQ-verdier og prosentandelen av analyseresultatene mindre LOQ ($\%<LOQ$) er vist i tabell 8.1. Grunnstoffene Be, Cr, Se, Zr, Nd, Cd, In, Sn, Ag, Sb, Te, Lu, Bi har for høye prosentandeler under LOQ for alle målinger og derfor ble de ikke brukt videre i statistiske analysen. Prosentandelen under LOQ for grunnstoffene Al, Fe, B, Cu, P, Ti, Ga, Cd, Ge, Sb, Lu, Tl, Th, I og anionene F^- og NO_3^- varierer mye etter målinger. Det vil si at konsentrasjonen for grunnstoffet har både lave og høye prosentandel under LOQ.

Resultatene fra periodene april-mai og august-september 2019 ble benyttet for Spearmans korrelasjonsanalyse da prosentandelen av analyseresultatene under LOQ ($\%<LOQ$) var omtrent like og derfor vil de fleste grunnstoffene ble involvert i korrelasjonsanalysen.

I perioden februar-mars 2019 ble mottatt vannprøver fra alle vannverk da resultatene fra denne perioden ble valgt videre i PCA analysen hvor alle vannverk (observasjoner) var involvert i denne statistiske analysen.

Tabell 8.1: Kvantifiseringsgrense (LOQ) og prosentandel under kvantifiseringsgrensen (%<LOQ) for grunnstoffene og anionene som ble bestemt i grunnvannsprøver samlet inn til ulike tider på året.

	Feb-Mars		April-Mai		Juni		Aug-Nov	Aug-Sep	Okt-Nov
Grunnstoff og anion	LOQ µg/L	%<LOQ	LOQ µg/L	%<LOQ	LOQ µg/L	%<LOQ	LOQ µg/L	%<LOQ	%<LOQ
Li	0,01	0	0,01	4	0,015	9	0,01	5	0
Be	0,004	57	0,014	52	0,081	45	0,005	40	44
B	1,9	7	1,9	17	1,8	9	3,2	5	22
Na	3,7	0	4	0	7,4	0	6	0	0
Mg	0,9	0	1	0	0,69	0	0,8	0	0
Al	1,3	16	1,1	0	0,51	0	2,2	10	28
Si	3	0	4	0	1,4	0	4	0	0
P	3,6	0	0,5	48	1,2	81	3,5	80	83
S	1,2	0	2	0	1,1	0	1,7	0	0
K	3,3	0	7	0	12	0	8,3	0	0
Ca	4	0	10	0	1,4	0	6	0	0
Sc	0,001	0	0,001	0	0,003	0	0,001	0	0
Ti	0,05	16	0,06	43	0,02	13	0,07	45	50
V	0,0013	0	0,005	4	0,002	0	0,003	0	5
Cr	0,03	30	0,03	26	0,03	22	0,04	35	44
Mn	0,012	4	0,03	0	0,03	9	0,04	5	5
Fe	0,49	11	0,3	4	0,2	0	0,64	10	30
Co	0,003	11	0,004	0	0,0005	0	0,001	0	0
Ni	0,088	11	0,022	0	0,05	9	0,93	10	17
Cu	0,04	0	1,1	26	0,06	0	0,45	15	17
Zn	0,058	0	0,09	0	0,17	9	0,18	10	11
Ga	0,0012	0	0,006	56	0,003	45	0,003	20	28
Ge	0,0078	50	0,004	0	0,01	27	0,01	55	56
As	0,005	0	0,01	8	0,005	0	0,004	0	0
Se	0,047	42	0,02	22	0,04	31	0,1	65	61
Rb	0,039	0	0,02	0	0,02	0	0,02	0	0
Sr	0,007	0	0,02	0	0,01	0	0,01	0	0
Y	0,0002	0	0,0005	0	0,0002	0	0,0005	0	0
Zr	0,002	23	0,001	26	0,002	20	0,05	30	44

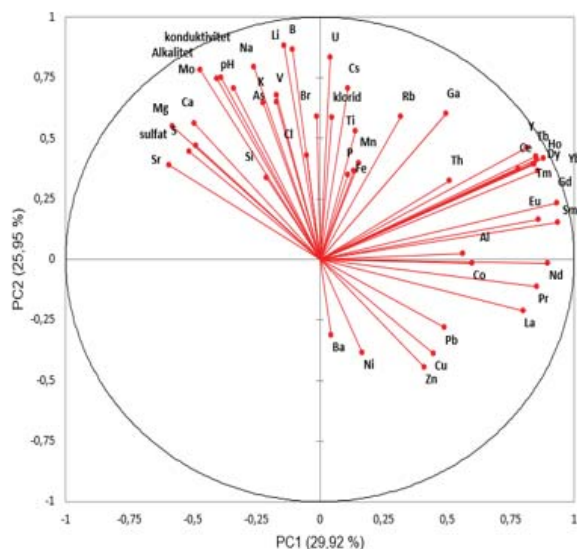
Tabell 8.1: fortsetter

	Feb-Mars		April-Mai		Juni		Aug-Nov		Aug-Sep	Okt-Nov
Grunnstoff	LOQ µg/L	%<LOQ	LOQ µg/L	%<LOQ	LOQ µg/L	%<LOQ	LOQ µg/L	%<LOQ	%<LOQ	%<LOQ
Nb	0,001	77	0,001	56	0,001	77	0,001	75	77	
Mo	0,012	4	0,04	13	0,017	9	0,02	5	5	
Cd	0,0036	50	0,002	13	0,0006	9	0,002	25	17	
In	0,002	100	0,0004	83	0,0007	54	0,007	100	100	
Sn	0,01	88	0,014	83	0,006	90	0,02	95	95	
Ag	0,0023	73	0,005	87	0,0016	57	0,002	55	100	
Sb	0,007	35	0,007	22	0,001	4,5	0,005	15	17	
Te	0,0072	100	0,005	100	0,004	86	0,004	100	100	
Cs	0,0006	19	0,001	17	0,0006	9	0,0005	5	17	
Ba	0,029	0	0,07	0	0,037	0	0,019	0	0	
La	0,0003	0	0,0002	0	0,0002	0	0,0007	0	0	
Ce	0,0002	0	0,0006	4	0,0002	0	0,0004	0	0	
Pr	0,00008	0	0,0002	0	0,0001	0	0,0004	0	0	
Nd	0,00084	0	0,001	0	0,0002	0	0,002	0	0	
Eu	0,001	4	0,001	0	0,0016	9	0,0007	0	0	
Gd	0,0003	0	0,0006	0	0,0002	0	0,0004	0	0	
Tb	0,0003	4	0,0002	17	0,0003	4,5	0,0004	45	40	
Dy	0,0003	0	0,0004	0	0,0007	0	0,0017	0	0	
Ho	0,0004	11	0,0003	17	0,0002	0	0,0005	15	11	
Er	0,0005	0	0,0005	0	0,0002	0	0,0004	0	0	
Tm	0,0034	11	0,0003	0	0,0001	0	0,0002	15	11	
Yb	0,0026	16	0,0012	0	0,0002	0	0,0002	0	0	
Lu	0,0006	23	0,0004	26	0,0004	0	0,0003	5	5	
W	0,004	30	0,006	23	0,0035	40	0,004	20	44	
Tl	0,0012	0	0,0014	43	0,0004	9	0,001	25	16	
Pb	0,005	0	0,009	4	0,0013	4,5	0,007	15	11	
Bi	0,0021	96	0,0013	82	0,0007	86	0,005	100	100	
Th	0,0003	7	0,0007	39	0,0049	45	0,001	50	60	
U	0,0004	0	0,0003	0	0,0008	0	0,0008	0	0	
Cl	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0	
Br	0,31	0	0,68	0	0,53	0	0,58	0	0	
I	0,83	38	0,27	4	0,37	9	0,56	15	16	
F⁻	0,04	24	0,04	0	0,04	28	0,04	11	11	
Cl⁻	0,4	0	0,4	0	0,4	0	0,4	0	0	
SO₄⁻	0,6	0	0,6	0	0,6	0	0,6	0	0	
NO₃⁻	0,1	20	0,1	0	0,1	42	0,1	42	21	

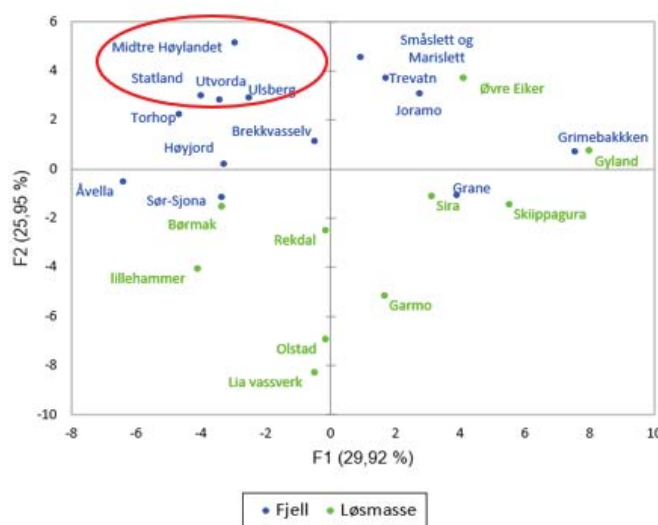
8.1 Vannets kjemiske sammensetning i fjell- og løsmassebrønner

Resultatene fra PCA analysen av parameterne i drikkevann er vist i figur 8.1. Det ble vurdert kun PC1 (prinsipal komponent 1) og PC2 i denne analysen da de til sammen forklarte 56% av variasjonene i datasettet.

A) Loading plot



B) Score plot



Figur 8.1: Resultater fra PCA for grunnstoffer, anioner og parameterne konduktivitet, alkalitet og pH i grunnvann perioden februar-mars 2019. Røde sirkelen på plot B viser vannverk som er lokalisert i Trøndelag fylke.

Plot A i figur 8.1 viser en fordeling av parameterne i vannprøver hvor grunnstoffene Al, Co og sjeldne jordartgrunnstoffer er korrelert med PC1, mens grunnstoffene Li, B, Na, Cs, K, Mg, Mo og U og parameterne alkaliteten, konduktivitet og pH er sterkt korrelert med PC2. Trendene presenterer en tydelig forskjell i konsentrasjoner av disse grunnstoffene mellom de ulike vannprøvene.

Plot B i figur 8.1 viser resultatene blant vannverk i et todimensjonalt plan av PC1 og PC2 hvor de fleste vannverk med fjellbrønn er plassert mot toppen, mens vannverk med løsmassebrønn er plassert mot bunnen. Det vil si at PC1 og PC2 var effektive til å separere de to typene av drikkevannskilder. Vannverk som er plassert på toppen presenterer grunnvann med høyere konsentrasjoner av B, Li, Na, K, Ca, Mg, V, Cs, Sr, Rb, U, samt høyere konduktivitet, alkaliteten og pH. Resultatene fra PCA-analysen viser forskjell i kjemisk sammensetning av grunnvann fra fjell og løsmasser.

8.2 Årstidsvariasjon i grunnstoffkonsentrasjon

En statistisk oversikt for grunnstoffene Al, As, La, Mn, U og anionet F^- ved aktuelle vannverk er vist i tabellen

8.2.1. En oppsummering av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier av målte grunnstoffer og anioner er vist i vedlegg D. For at en statistisk analyse skal kunne gi en betydningsfull medianverdi, kreves minst 5 verdier i datasettet. For enkelt vannverk er ikke dette kravet oppfylt, og dataene er da presentert som minimumsverdi og maksimumsverdi. Konsentrasjoner til grunnstoffer og anioner som hadde over 20 % av verdiene målt under LOQ ble ikke brukt i den statistiske analysen.

En oppsummering av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier for parameterne pH, alkalitet, konduktivitet, turbiditet og fargetall er oppgitt i vedlegg E. Resultatene fra fysikalsk-kjemiske analysen viser at alle vannverk, bortsett fra Gyland, oppfyller kravene drikkevannsnormen. Gyland vannverk har den laveste medianverdi for pH (5,4), og dette ligger utenfor drikkevannsforskriftens grenser (6,5-9,5) for pH (HOD, 2016)

Tabell 8.2.1: Sammendrag av statistisk analyse av konsentrasjoner av aluminium, arsen, lantan, mangan, uran og fluorid i grunnvann i perioden februar- november 2019.

Vannverk	Grunnstoff	n	Min-Maks	25P	Median	Middelverdi	75P	SD	RSD%
Gyland	Al(µg/l)	5	300-330	310	310	314	320	11	3,5
Grimebakken*	Al (µg/l)	2	160-270	-	.	-	-	-	-
Ulsberg	As (µg/l)	5	13-14	14	14	13,8	14	0,44	3,2
Ulsberg	Mn(µg/l)	5	47-100	61	79	73,8	82	20	27
Øvre Eiker	Mn(µg/l)	5	63-110	81	100	92,8	110	20	22
Børmark	Mn(µg/l)	5	240-410	280	300	318	360	67	21
Lillehammer	Mn(µg/l)	5	77-170	86	120	118,6	140	38	32
Trevatn*	Mn(µg/l)	2	210-240	-	-	-	-	-	-
Torhop*	Mn (µg/l)	2	120-130	-	-	-	-	-	-
Gyland	La (µg/l)	5	140-150	140	150	146	150	5,4	3,7
Statland	U (µg/l)	5	26-29	27	28	27,6	28	1,1	4
Midtre Høylandet (A)	U (µg/l)	5	80-86	82	84	83,4	85	2,4	2,8
Midtre Høylandet (B)	U (µg/l)	5	59-66	60	63	62,6	65	2,4	3,8
Trevatn*	U (µg/l)	2	35-38	-	-	-	-	-	-
Trevatn*	Fe (µg/l)	2	910-1500	-	-	-	-	-	-
Torhop*	Fe (µg/l)	2	760-790	-	-	-	-	-	-
Småslett og Marislett	F ⁻ (mg/l)	3	1,1-5,3	3,05	5	3,8	5,1	2,3	60,5
Statland	F ⁻ (mg/l)	5	1,5-1,7	1,6	1,6	1,62	1,7	0,08	5
Høyjord	F ⁻ (mg/l)	5	1,6- 1,9	1,8	1,8	1,78	1,8	0,11	6,2

n: antall prøver, Min: minimum, Max: maksimum, 25P: 25 persentil, 75P: 75 persentil, SD: standardavvik, RSD: relativt standardavvik oppgitt i prosent. *: manglete data

Resultatene fra regresjonsanalysen for konsentrasjoner av grunnstoffene Al, As, La, Mn, U og anionet F⁻ i perioden februar-november 2019 er oppsummert i tabell 8.2.2.

Tabellen viser regresjonskoeffisient for trenden (β_{Trend}), Estimert standardavvik (SE), kvadrat av korrelasjonskoeffisient (R^2) og P-verdi for stigningstallen til trendlinjen.

Resultatene fra regresjonsanalysen indikerer at det ikke er signifikant variasjon i konsentrasjonen av grunnstoffene U, Al, As, La og anionet F⁻ i perioden februar-november 2019. For Mn ble det funnet en signifikant variasjon i konsentrasjonen av grunnstoffet ved Børmark vannverk (p= 0,001).

Tabell 8.2.2: Resultater fra regresjonsanalyse for konsentrasjoner av uran, aluminium, arsen, mangan, fluorid og lantan målt over tid.

Vannverk	Grunnstoff	n	β_{Trend}	SE	R^2	$P - verdi$
Statland	U	5	-0,30	0,4	0,17	0,46
Midtre Høylandet (A)	U	5	0,20	0,87	0,01	0,83
Midtre Høylandet (B)	U	5	-0,6	1,1	0,09	0,6
Gyland	Al	5	2,0	4,0	0,07	0,6
Ulsberg	As	5	-0,2	0,1	0,5	0,18
Ulsberg	Mn	5	-1	7,4	0,006	0,90
Øvre Eiker	Mn	5	3,7	7,2	0,08	0,6
Børmark	Mn	5	42,0	3,8	0,97	0,001*
Lillehammer	Mn	5	6,8	13,5	0,07	0,6
Småslett og Marislett	F^-	3	-0,1	2,3	0,004	0,9
Statland	F^-	5	$7,8 \cdot 10^{-15}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	0	1,0
Høyjord	F^-	5	-0,06	0,02	0,75	0,06
Gyland	La	5	$7,5 \cdot 10^{-15}$	2	0	1,0

n: Antall observasjoner, SE: Estimert standardavvik til modellen. R^2 : kvadrat av korrelasjonskoeffisient
*: signifikant ($p < 0,05$)

8.3 Sammenheng mellom nedbørmengde og grunnstoffkonsentrasjon

Tabell 8.3 oppsummerer regresjonsanalyse av forholdet mellom nedbørsmengder og konsentrasjoner av grunnstoffene Al, As, La, Mn, U og anionet F^- i grunnvann. Tabellen viser koeffisientregresjon for trendlinjen (β_{Trend}), Estimert standardavvik (SE), kvadrat av korrelasjonskoeffisient (R^2) og P-verdi for stigningstallen til trendlinjen.

Hydrologiske data og nedbørstasjoner ble hentet fra nettsiden for Meteorologisk institutt (Meteorologisk institutt, 2017). Mengden til totalnedbør ble estimert for hvert enkelt vannverk for periodene januar-februar, april-mai, juni, august-september og oktober-november i året 2019, se vedlegg F. Det ble noen forsinkelser av prøvetaking fra noen av vannverkene inkludert Midtre Høylandet, Småslett og Marislett, Høyjord og Statland vannverk vinteren 2019. Totalnedbøren for disse vannverkene er derfor beregnet i perioden februar-mars i stedet for januar-februar.

Resultatene fra regresjonsanalysene viser ingen signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av grunnstoffene Al, As, La, Mn og anionet F^- og total nedbørmengde. For grunnstoffet U ble funnet en signifikant sammenheng ved Midtre Høylandet vannverk (stasjon A), p-verdi= 0,03.

Tabell 8.3: Resultater fra regresjonsanalyse av forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av aluminium, arsen, mangan, fluorid og lantan.

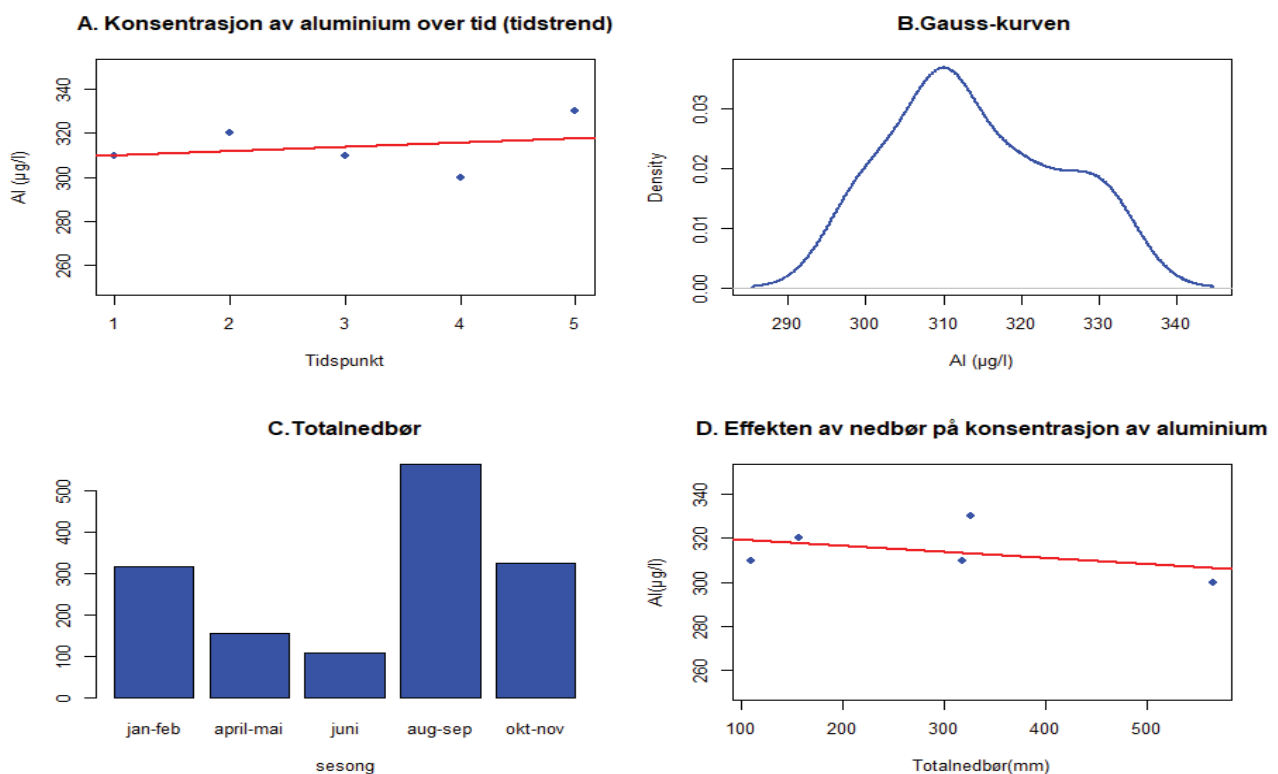
Vannverk	Grunnstoff	n	β_{Trend}	SE	R^2	P – verdi
Statland	U	5	0,005	0,003	0,4	0,2
Midtre Høylandet (A)	U	5	0,02	0,005	0,8	0,03*
Midtre Høylandet (B)	U	5	0,003	0,01	0,02	0,8
Gyland	Al	5	-0,02	0,03	0,2	0,4
Ulsberg	As	5	0,001	0,002	0,08	0,6
Ulsberg	Mn	5	-0,03	0,09	0,04	0,7
Øvre Eiker	Mn	5	0,2	0,1	0,6	0,1
Børmark	Mn	5	0,2	0,2	0,2	0,4
Lillehammer	Mn	5	0,2	0,2	0,2	0,3
Småslett og Marislett	F^-	3	0,02	0,02	0,6	0,4
Statland	F^-	5	-0,0004	0,0003	0,6	0,1
Høyjord	F^-	5	-0,0006	0,0003	0,5	0,1
Gyland	La	5	-0,01	0,01	0,1	0,5

n: Antall observasjoner, β_{Trend} : Stigningskoeffisient til regresjonslinjen, SE: Estimert standardavvik, R^2 : kvadrat av korrelasjonskoeffisient, *: signifikant (p < 0,05)

8.4 Grafisk fremstilling av regresjonsresultater

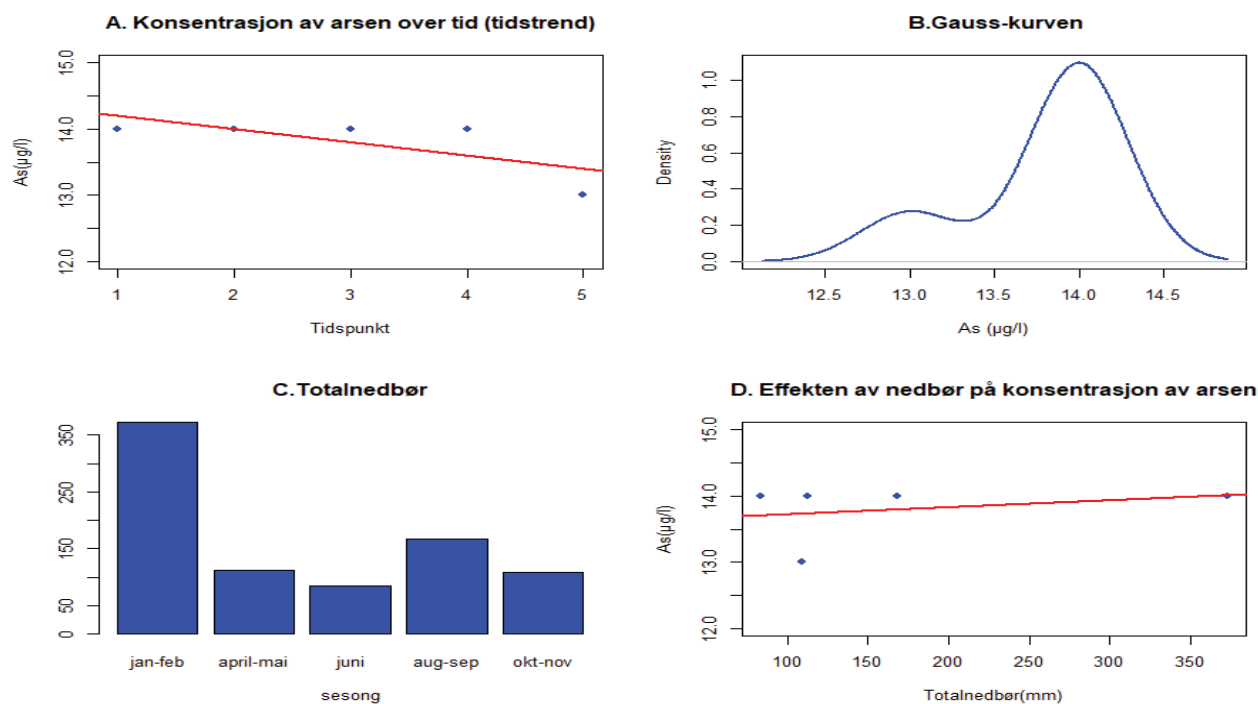
Figur 8.4.1 til 8.4.6.3 fremstiller resultatene grafisk. Hver figur viser fire grafer. Graf (A) visualiserer resultatene for regresjonsanalysen for grunnstoffene Al, As, La, Mn, U og anionet F^- målt over tid. Graf (B) viser en fordelingskurve med fordelingen til verdier for grunnstoffkonsentrasjoner. Graf (C) fremstiller total nedbørmengde for de aktuelle periodene for hvert enkelt vannverk i form av barplott. Graf (D) visualiserer resultatene for regresjonsanalysen mellom grunnstoffkonsentrasjon og nedbørmengde. En tydelig økende lineær trendlinje på grafen indikerer økende konsentrasjonen av grunnstoffet ved økende nedbør, og en synkende lineær trendlinje indikerer en synkende grunnstoffkonsentrasjon ved økende nedbør.

8.4.1 Aluminium



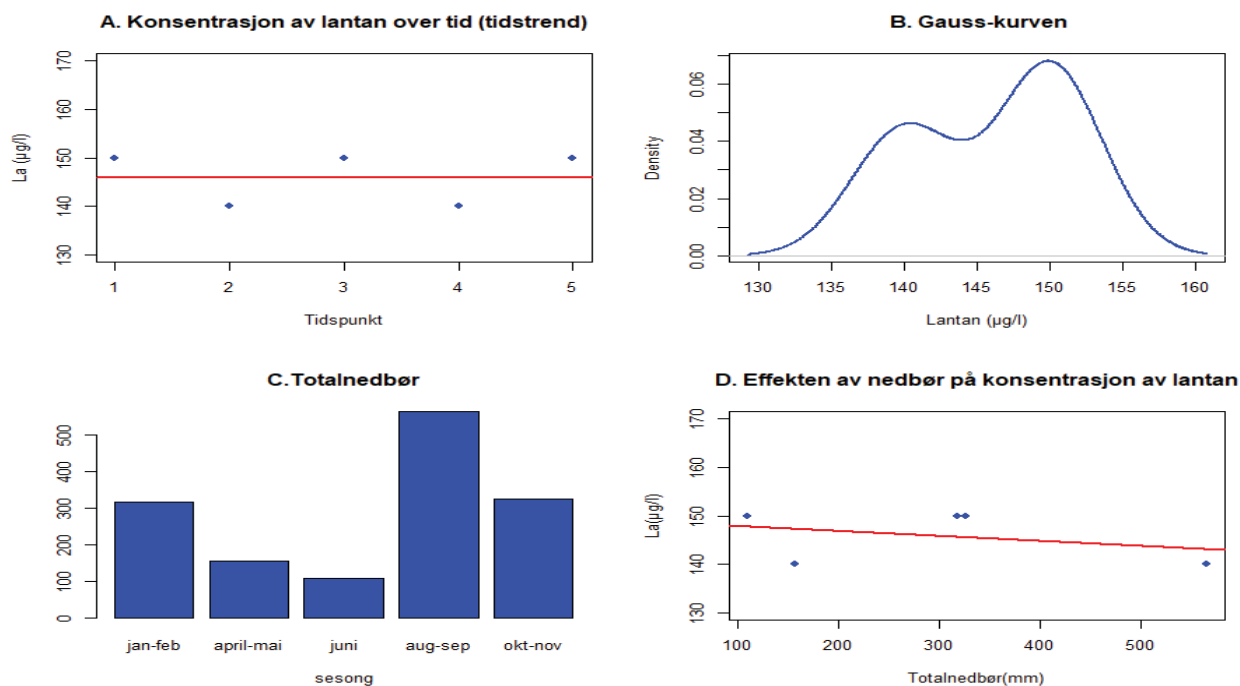
Figur 8.4.1: A) Årstidsvariasjon i aluminiumkonsentrasjon ved **Gyland vannverk**, p-verdi= 0,6. B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av aluminium, p-verdi= 0,4.

8.4.2 Arsen



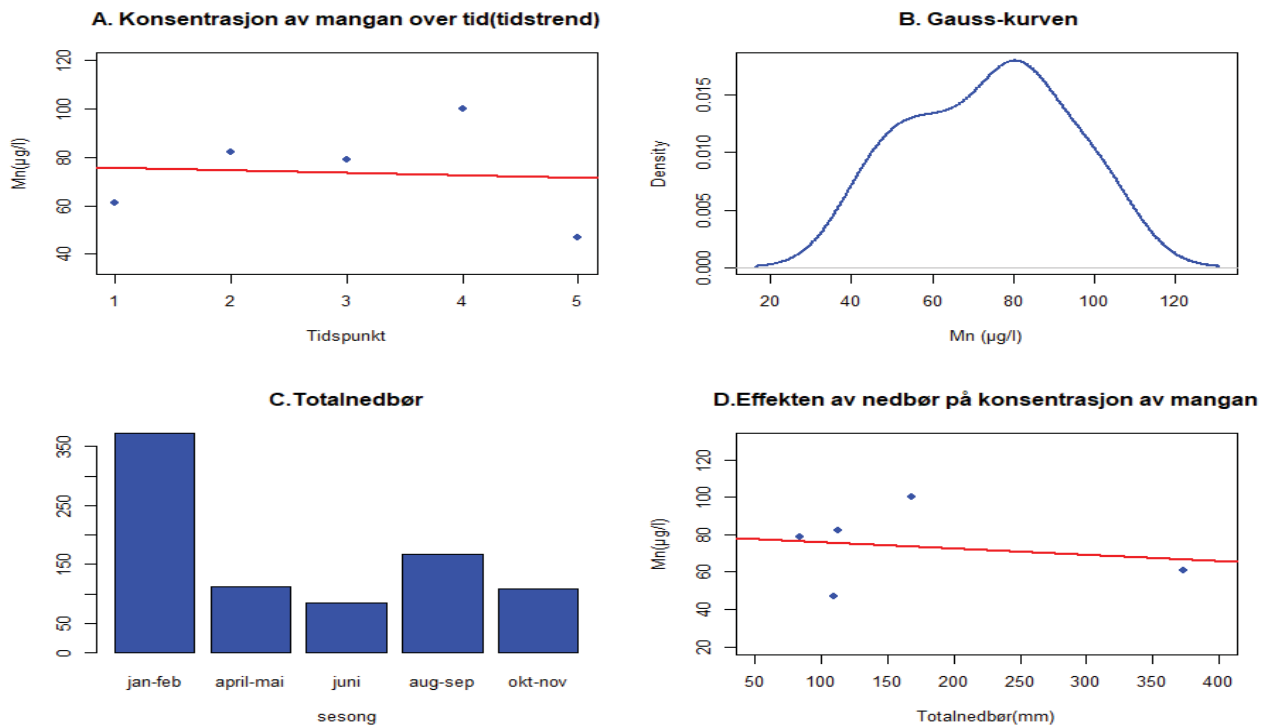
Figur 8.4.2: A) Årstidsvariasjon i arsenkonsentrasjon ved **Ulsberg vannverk**, p-verdi=0,1. B) Gause-kurven: fordelingen til verdier for grunnstoffkonsentrasjoner, C) Totale nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av arsen, p-verdi= 0,6.

8.4.3 Lantan

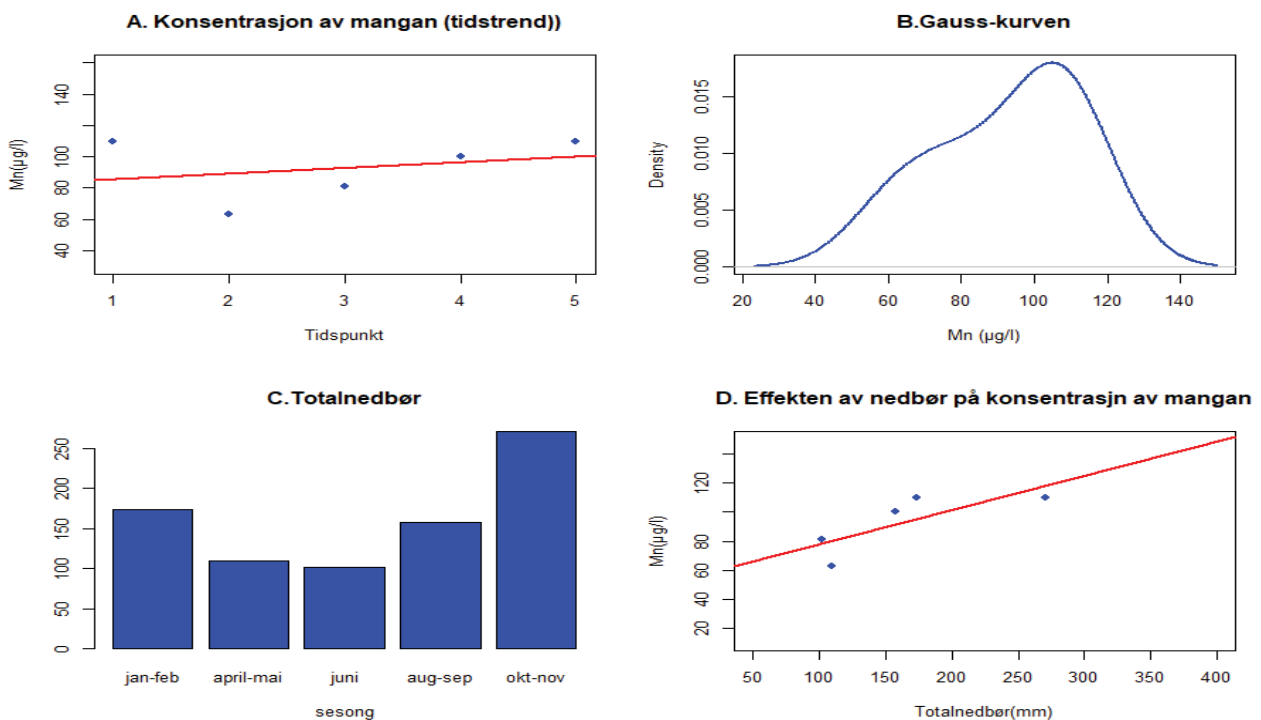


Figur 8.4.3: A) Årstidsvariasjon i lantankonsentrasjon ved **Gyland vannverk**, p-verdi=1,0. B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av lantan, p-verdi=0,5.

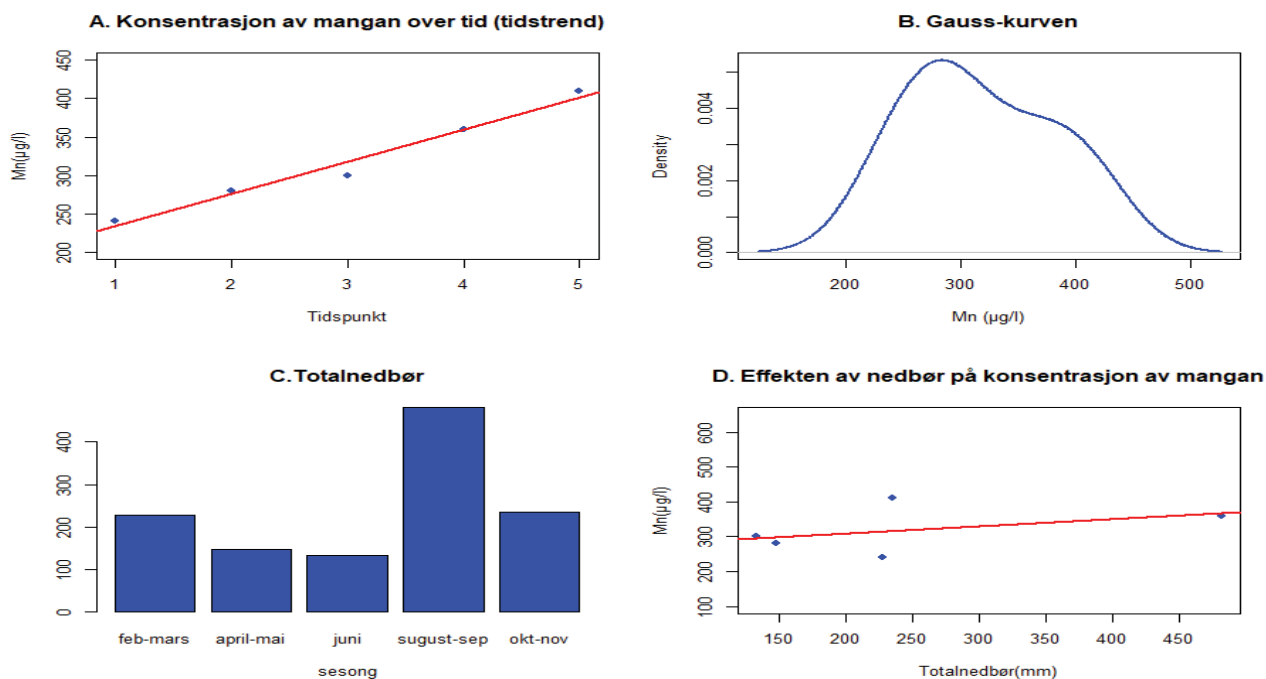
8.4.4 Mangan



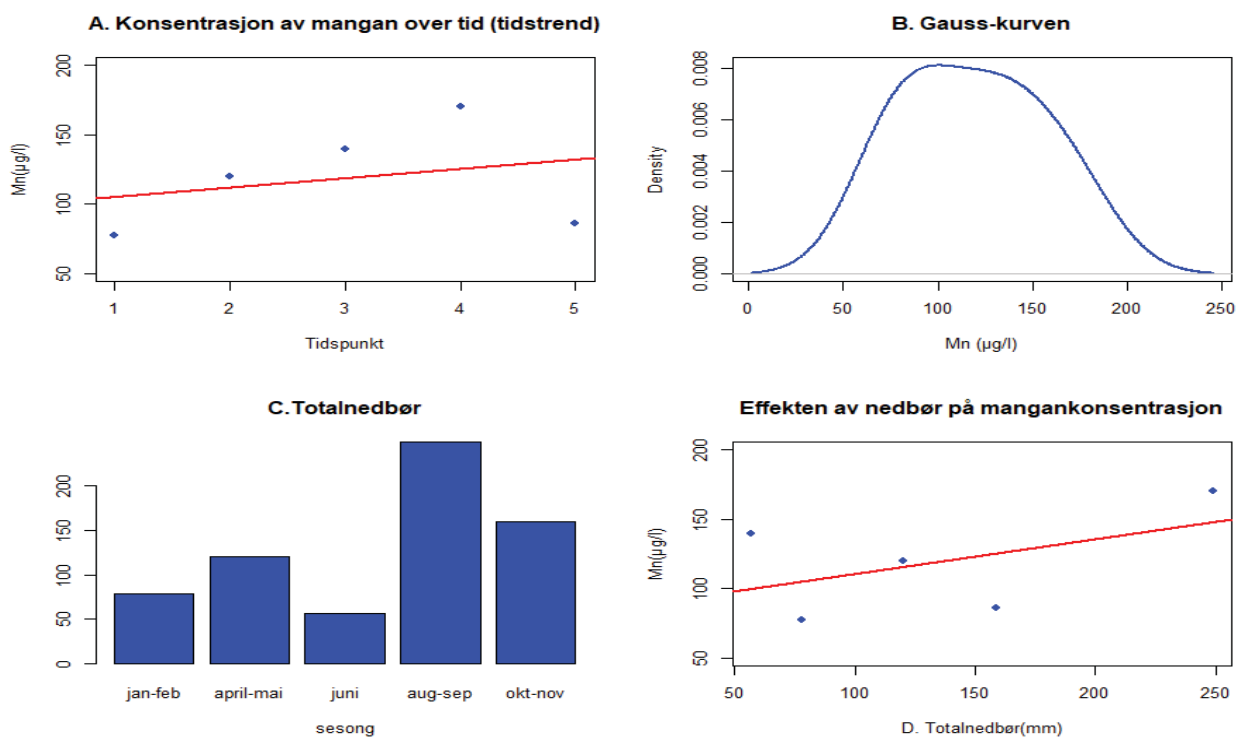
Figur 8.4.4.1: A) Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved **Ulsberg vannverk**, p-verdi= 0,9.B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av mangan, p-verdi= 0,7.



Figur 8.4.4.2: A) Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjoner ved **Øvre Eiker vannverk**, p-verdi= 0,6.B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av mangan, P-verdi = 0,1.

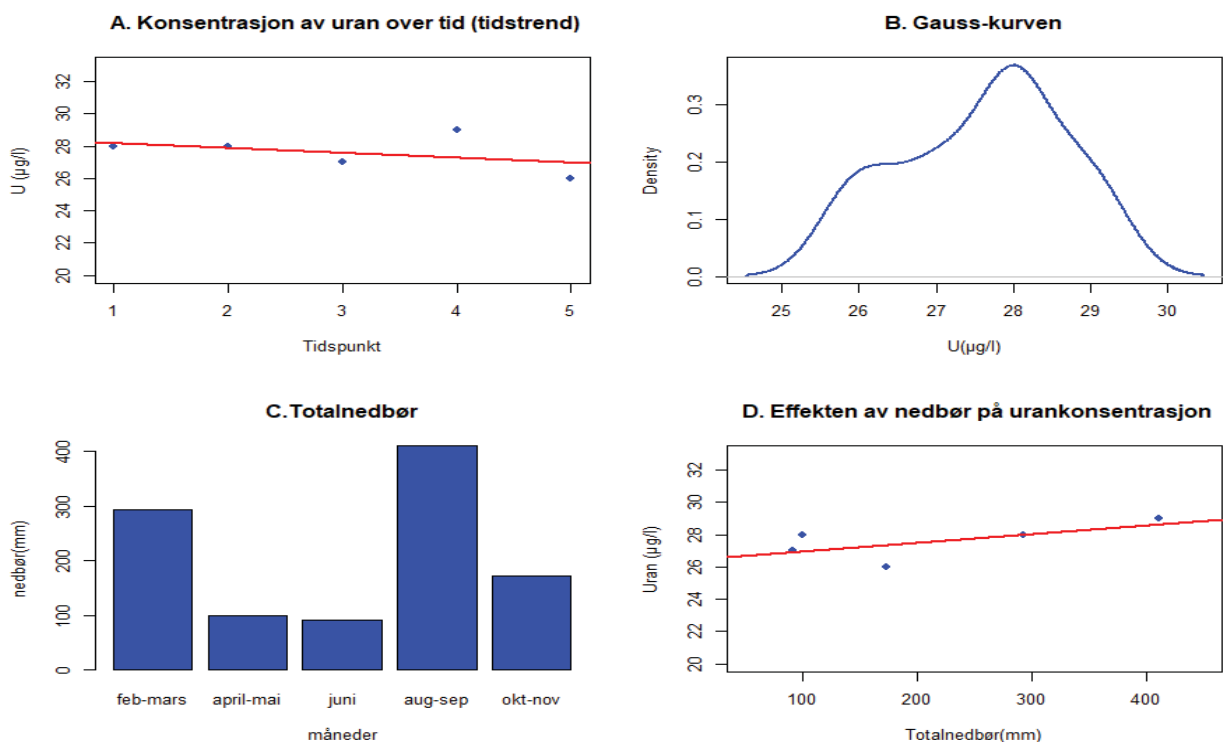


Figur 8.4.4.3: A) Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved **Børmark vannverk**, p-verdi= 0,001 B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av mangan, p-verdi= 0,4.

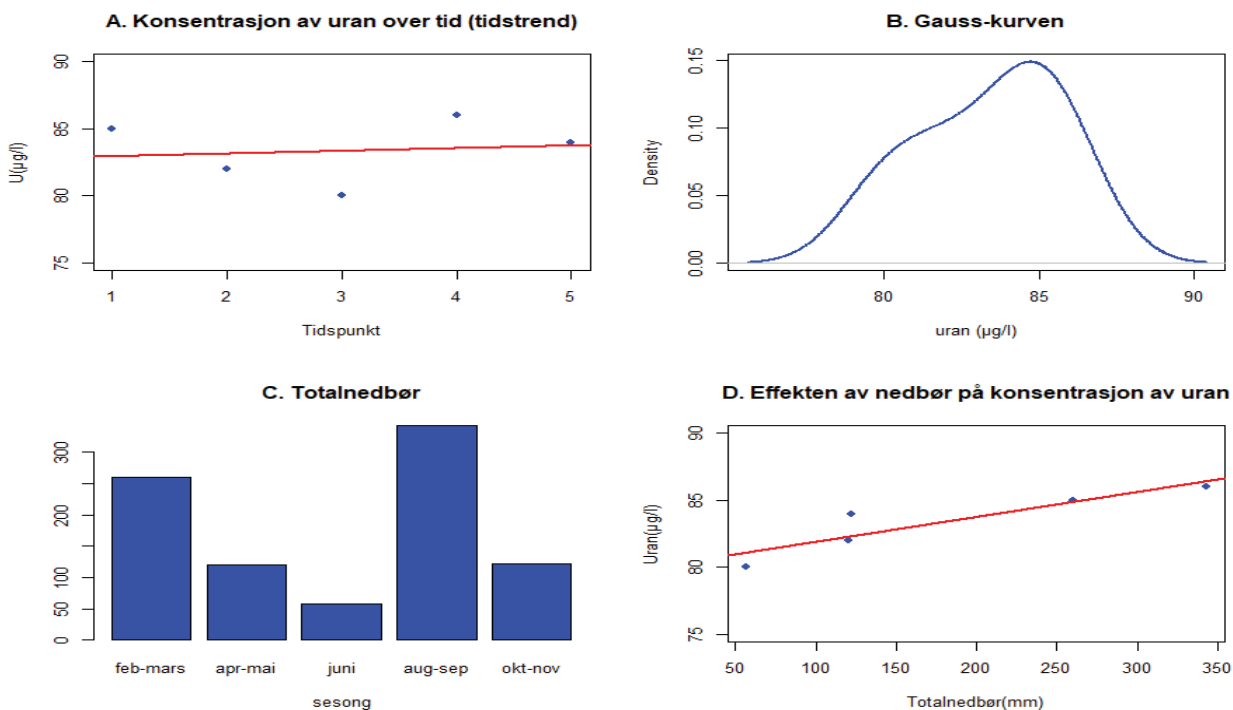


Figur 8.4.4.4: A) Årstidsvariasjon i mangankonsentrasjon ved **Lillehammer vannverk**, p-verdi= 0,6 B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av mangan, p-verdi= 0,3.

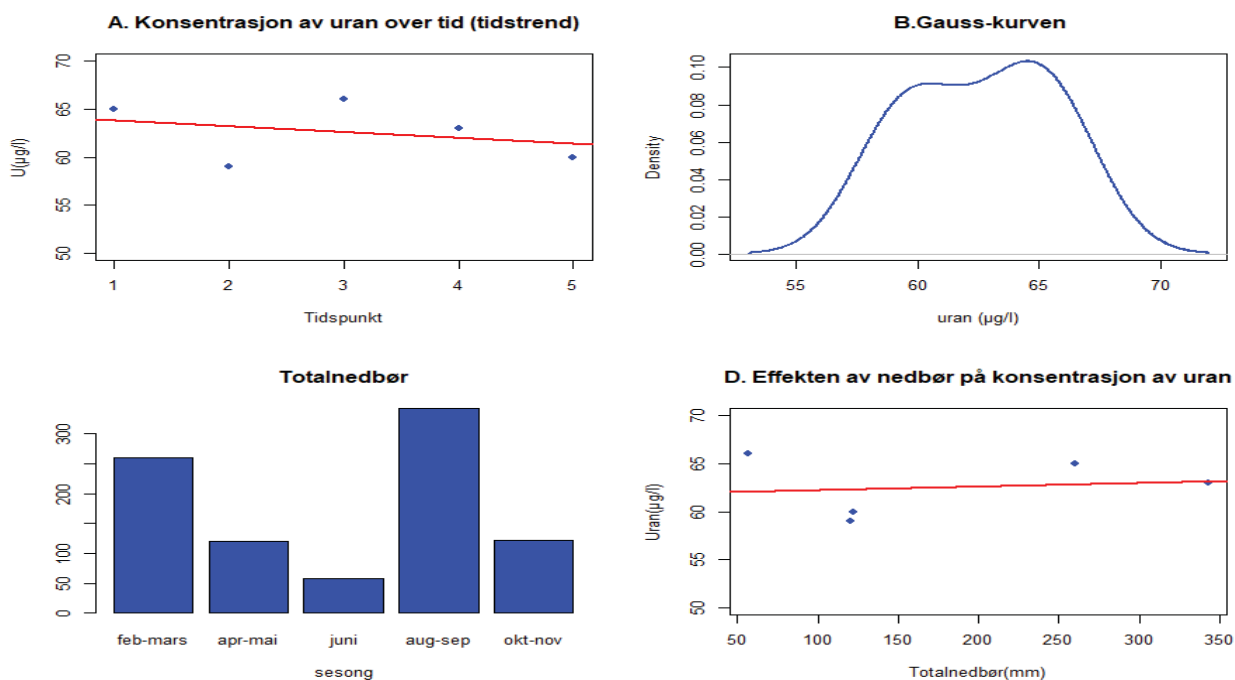
8.4.5 Uran



Figur 8.4.5.1: A) Årstidsvariasjon i urankonsentrasjoner ved **Statland vannverk**, p-verdi= 0,4. B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til urankonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av uran, p = 0,2.

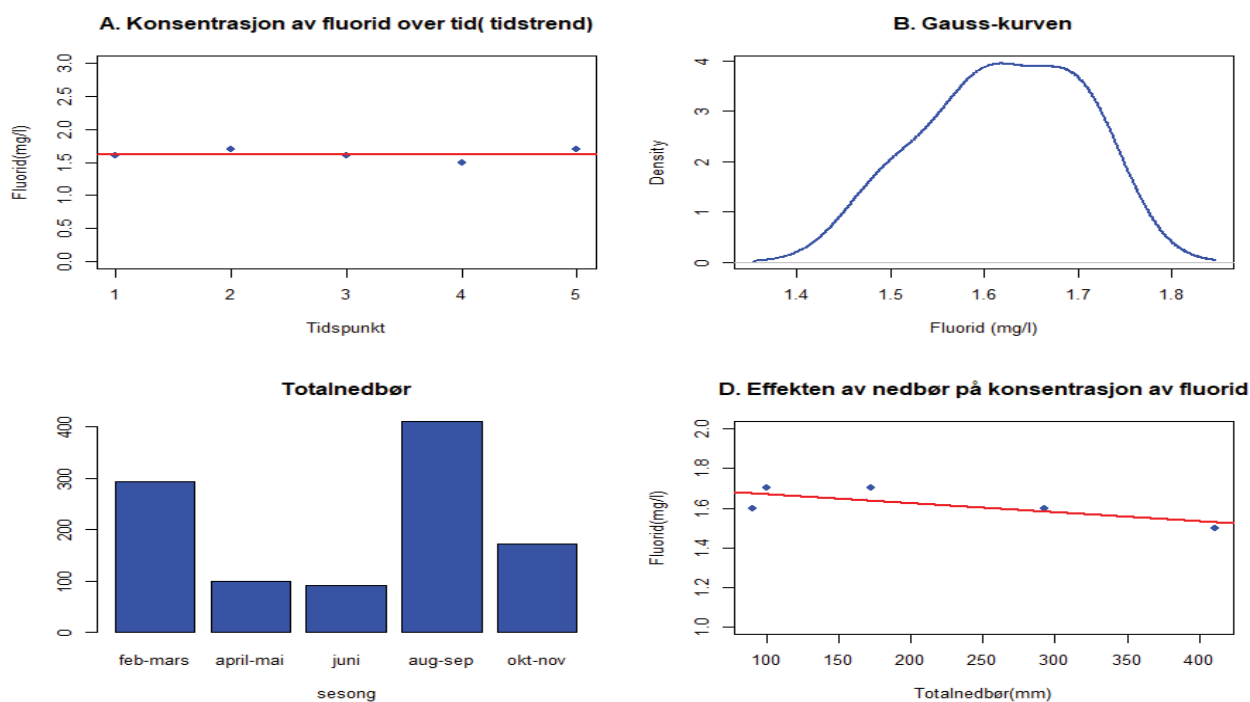


Figur 8.4.5.2: A) Årstidsvariasjon i urankonsentrasjoner ved Midtre **Høylandet vannverk (stasjon A)**, p-verdi= 0,8. B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til urankonsentrasjoner. C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av uran. P-verdi= 0,03.

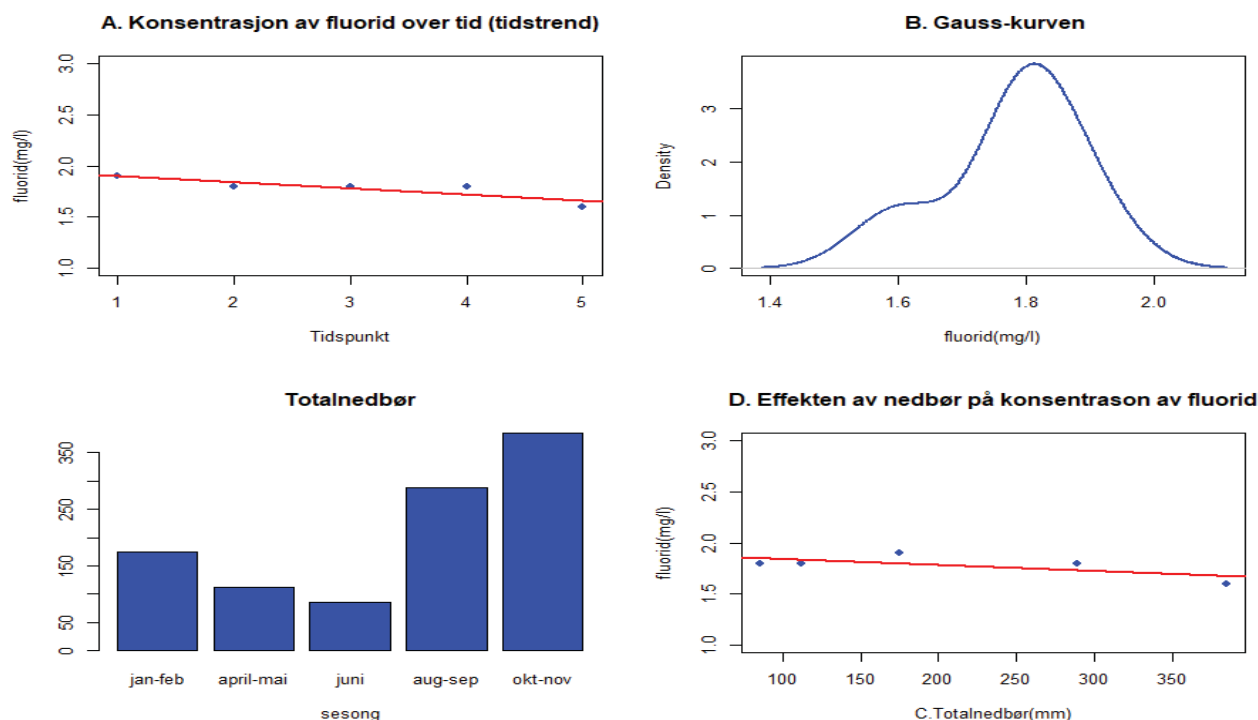


Figur 8.4.5.3 A) Årstidsvariasjon i urankonsentrasjoner ved Midtre **Høylandet vannverk (Stasjon B)**, p-verdi= 0,6., B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til urankonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av uran. P= 0,8.

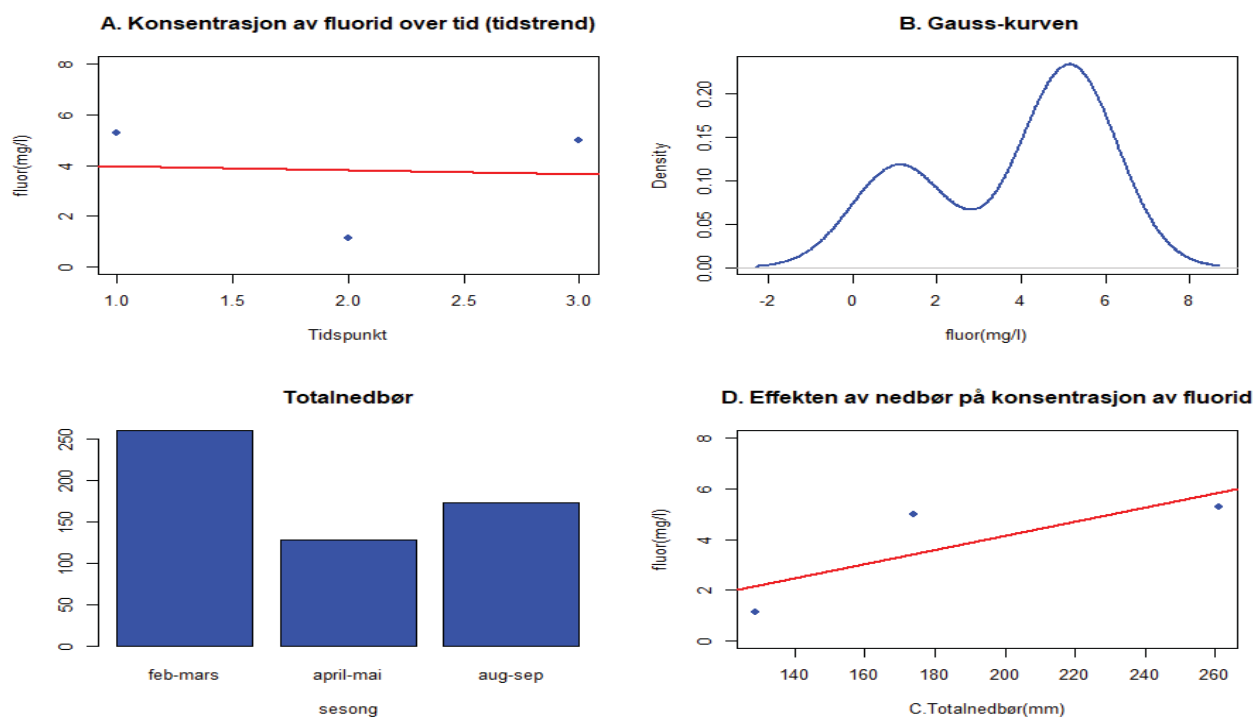
8.4.6 Fluorid



Figur 8.4.6.1: A) Årstidsvariasjon i konsentrasjoner av fluorid ved **Statland vannverk**. p-verdi= 1,0. B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner. C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av fluorid. P-verdi= 0,1.



Figur 8.4.6. 2: A) Årstidsvariasjon i fluoridkonsentrasjon ved **Høyjord vannverk**, p-verdi= 0,06 B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) Total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av fluorid, p= 0,1.

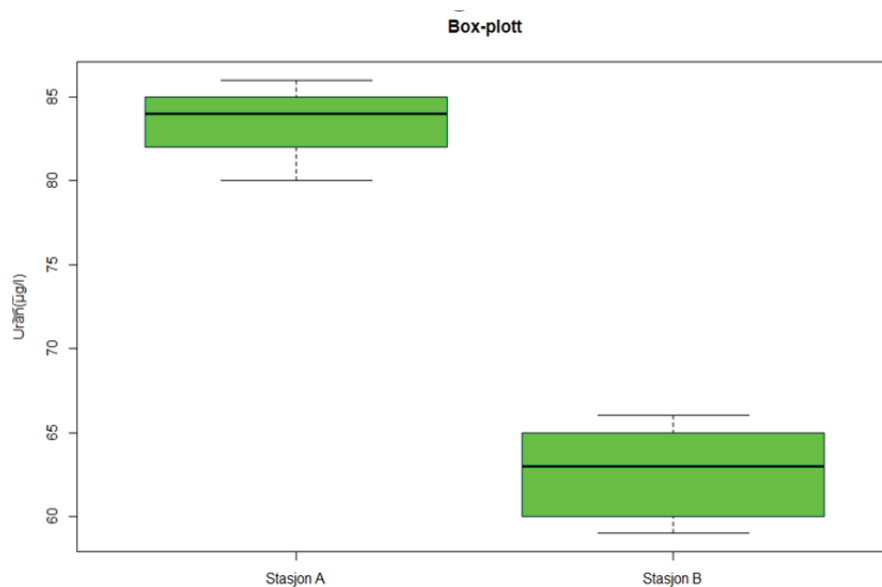


Figur 8.4.6.3: A) Årstidsvariasjon i fluoridkonsentrasjon ved **Småslett og Marislett vannverk**, p-verdi= 0.9.B) Gause-kurven: fordelingen til verdier til grunnstoffkonsentrasjoner, C) total nedbørmengder. D) Forholdet mellom totalnedbør og konsentrasjoner av fluorid, p-verdi= 0,4.

8.5 Grunnstoffkonsentrasjon i grunnvann og sammenheng med geologiske forhold

Midtre Høylandet vannverk forsynes av to stasjoner. Stasjonene er lokalisert i to ulike områder i Høylandet kommune. Den ene stasjonen (A), med den høyeste medianverdien for uran på 84 µg/l, ligger i Grungstad. Den andre stasjonen (B), med en medianverdi for uran på 63 µg/l, ligger ved Våddåmoen. Figur 8.5 viser boks-plott av urankonsentrasjoner i grunnvann fra de to stasjonene.

Boks-plott er en statistisk fremstillingsmåte som gir en oversikt over dataenes fordeling, og benyttes ofte for å sammenligne to eller flere datasett. Medianverdien er den midterste verdien og merket med strekt i boksen. Øvre og nedre kvartil fremstilles som henholdsvis toppen og bunnen av selve boksen. Øvre kvartil (75p) representerer verdien der 75 % av verdiene er lavere og 25 % er høyere. Nedre kvartil (25p) representerer verdien der 25 % av verdiene er lavere og 75 % av verdiene er høyere. Størrelsen på boksen viser spredning av disse verdiene.



Figur 8.5: Presentasjon av variasjon i urankonsentrasjon i boks-plott (Midtre Høylandet vannverk).

Det ble utført ANOVA-analyse (analyse av variansen) for å undersøke om det er signifikant forskjell i urankonsentrasjon ved de to stasjonene. Resultatet fra ANOVA analysen har vist en signifikant forskjell ($p < 0,05$) i middelverdien i konsentrasjonen av uran for to de to stasjonene ved Midtre Høylandet vannverk, se tabell 8.5.

Tabell 8.5: Resultatet fra ANOVA analyse av urankonsentrasjoner i vannprøvene fra stasjoner A og B.

	Df	Sum Sq	F-verdi	P-verdi
Stasjon	1	1081,6	143,3	0,0000021*

D.f: antall frihetsgrader, Sum Sq: sum av kvadrerte avvik, *: signifikant ($p < 0,05$)

8.6 Sammenheng mellom dybde på brønn og totalkonsentrasjon av grunnstoff

Det ble tatt Spearmans korrelasjonsanalyse av totaldyp av fjellbrønn og parameterne i grunnvann målt i periodene april-mai og august-september 2019 (tabell 8.6). Grunnstoff og anionet med over 20% konsentrasjonsverdier under LOQ ble ikke brukt i denne analysen. Totaldyp av brønn er summen av dyp til fjell og borehulldyp. Dyp til fjell er tykkelse av løsmasse, sand og grus som ligger over fjell. Informasjonen om fjellbrønnene ble hentet fra den nasjonale grunnvannsdatabasen GRANADA (NGU, 2018) som finnes i vedlegg (G).

Resultat fra korrelasjonsanalysen viser at totaldyp på brønn er positiv signifikant korrelert med grunnstoffene Ca ($p=0,02$), Mn ($p=0,04$), Rb ($p=0,003$), Cs ($p<0,0001$). Det ble også funnet negativ signifikant korrelasjon mellom totaldypt på brønn og grunnstoffene Cl ($p=0,008$), Br ($p=0,02$) og anionet Cl^- ($p=0,004$).

Tabell 8.6: Resultatet fra Spearmans korrelasjonsanalyse mellom totaldypt av fjellbrønn og parametrene i grunnvann for periodene april-mai og august-september 2019.

parameter	dyp av bønn	Li	B	Na	Mg	Al	Si	S	K	Ca	Sc	V	Mn	Fe	Co	Zn	As	Rb	Sr	Y	Mo	Cs	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Dy	Er	Yb	Pb	U	Cl	Br	I	fluorid	klorid	sulfat	alkalitet	pH	kon				
dyp av bønn	1,00																																														
Li		0,21	1,00																																												
B		-0,04	0,38	1,00																																											
Na		-0,07	0,31	0,81	1,00																																										
Mg		-0,08	0,12	0,16	0,39	1,00																																									
Al		-0,27	0,07	-0,18	-0,27	-0,64	1,00																																								
Si		0,39	0,60	0,46	0,25	0,15	-0,24	1,00																																							
S		-0,05	0,58	0,39	0,45	0,51	-0,01	0,47	1,00																																						
K		0,17	0,59	0,54	0,40	0,53	-0,39	0,56	0,61	1,00																																					
Ca		0,48	0,19	0,11	0,02	0,52	-0,48	0,29	0,32	0,48	1,00																																				
Sc		0,23	-0,04	-0,42	-0,57	-0,25	0,17	0,18	-0,22	-0,09	0,25	1,00																																			
V		-0,02	0,46	0,08	-0,02	0,41	-0,13	-0,02	0,33	0,60	0,42	-0,18	1,00																																		
Mn		0,43	0,42	0,53	0,27	-0,07	-0,17	0,64	0,28	0,41	0,25	0,07	-0,03	1,00																																	
Fe		0,18	0,23	0,25	-0,05	-0,40	0,28	0,32	-0,11	0,18	0,06	0,42	0,02	0,50	1,00																																
Co		0,14	0,04	-0,27	-0,41	-0,39	0,50	-0,11	-0,10	-0,08	0,03	0,45	0,06	-0,02	0,59	1,00																															
Zn		-0,29	-0,06	-0,35	-0,25	0,37	0,04	0,00	0,34	0,17	0,22	0,37	0,14	-0,21	0,11	0,40	1,00																														
As		0,27	0,14	-0,05	-0,11	0,50	-0,56	-0,09	0,04	0,49	0,63	-0,01	0,73	0,12	0,00	0,03	0,11	1,00																													
Rb		0,61	0,24	0,41	0,19	-0,16	-0,16	0,34	-0,06	0,18	0,52	0,06	0,03	0,48	0,25	-0,16	-0,57	0,13	1,00																												
Sr		0,19	0,36	0,60	0,53	0,18	-0,11	0,52	0,51	0,28	0,50	0,06	-0,14	0,46	0,26	-0,11	-0,01	-0,14	0,54	1,00																											
Y		-0,18	0,11	0,02	-0,43	0,25	-0,27	-0,30	-0,18	-0,63	-0,27	-0,07	0,08	0,30	0,12	-0,24	-0,11	-0,01	-0,33	1,00																											
Mo		0,33	0,72	0,32	0,31	0,47	-0,20	0,68	0,77	0,65	0,61	0,09	0,38	0,40	0,05	-0,12	0,15	0,20	0,38	0,61	-0,42	1,00																									
Cs		0,77	0,33	0,11	-0,02	-0,21	-0,16	0,43	-0,02	0,05	0,38	0,08	-0,05	0,46	0,08	-0,11	-0,59	0,08	0,82	0,33	-0,15	0,43	1,00																								
Ba		0,03	0,04	0,01	-0,08	0,32	-0,07	0,39	0,55	0,27	0,45	0,37	-0,05	0,43	0,08	0,02	0,58	0,04	-0,03	0,41	-0,48	0,46	-0,06	1,00																							
La		0,24	0,27	0,05	-0,10	-0,38	0,25	0,14	-0,16	0,12	-0,18	0,18	0,14	0,43	0,78	0,57	0,05	0,12	-0,05	-0,15	0,54	-0,14	-0,06	-0,11	0,56	1,00																					
Ce		0,15	-0,04	-0,50	-0,52	-0,42	0,25	-0,32	-0,55	-0,20	-0,19	0,42	0,14	-0,17	0,47	0,63	0,14	0,23	-0,22	-0,51	0,48	-0,41	-0,16	-0,37	0,94	0,68	1,00																				
Pr		0,14	-0,03	-0,44	-0,48	-0,46	0,25	-0,30	-0,55	-0,16	-0,22	0,41	0,13	-0,12	0,50	0,63	0,11	0,23	-0,21	-0,50	0,53	-0,43	-0,17	-0,38	0,92	0,72	0,99	1,00																			
Nd		-0,06	0,02	-0,26	-0,31	-0,62	0,38	-0,32	-0,56	-0,28	-0,46	0,17	0,03	-0,07	0,53	0,50	-0,09	0,00	-0,17	-0,42	0,78	-0,51	-0,14	-0,53	0,71	0,69	0,87	0,89	1,00																		
Eu		-0,12	0,01	-0,15	-0,06	-0,58	0,39	-0,38	-0,44	-0,34	-0,62	-0,12	-0,09	-0,05	0,38	0,33	-0,18	-0,15	-0,20	-0,40	0,95	-0,52	-0,16	-0,55	0,46	0,62	0,66	0,70	0,90	0,72	1,00																
Dy		-0,14	0,04	-0,10	-0,02	-0,55	0,37	-0,33	-0,40	-0,30	-0,66	-0,14	-0,13	0,02	0,35	0,28	-0,22	-0,16	-0,20	-0,40	0,97	-0,49	-0,14	-0,52	0,40	0,59	0,60	0,65	0,86	0,72	0,98	1,00															
Yb		-0,24	0,07	-0,07	-0,04	-0,56	0,38	-0,30	-0,40	-0,26	-0,65	-0,06	-0,11	0,02	0,41	0,29	-0,17	-0,16	-0,21	-0,36	0,96	-0,49	-0,20	-0,49	0,42	0,58	0,61	0,66	0,88	0,76	0,96	0,98	1,00														
Pb		-0,01	0,02	-0,30	-0,37	-0,18	0,46	-0,07	0,28	0,07	0,03	0,32	0,09	0,16	0,26	0,57	0,59	0,01	-0,31	-0,11	0,03	-0,02	-0,29	0,55	0,32	0,39	0,25	0,27	0,12	0,45	0,10	0,06	0,07	1,00													
U		-0,13	0,57	0,20	0,45	0,35	0,01	0,14	0,50	0,45	-0,02	-0,22	0,34	0,16	0,15	0,01	0,29	0,13	-0,16	0,12	0,46	0,44	-0,17	0,09	0,02	0,26	0,06	0,07	0,14	0,04	0,32	0,36	0,36	0,11	1,00												
Cl		-0,55	0,13	0,15	0,33	0,25	0,18	-0,20	0,35	0,21	-0,21	-0,17	0,14	-0,30	0,09	0,30	0,49	-0,02	-0,60	0,06	0,28	-0,05	-0,68	-0,06	0,12	0,11	0,11	0,13	0,19	0,28	0,25	0,24	0,29	0,22	0,48	1,00											
Br		-0,49	0,13	0,42	0,61	0,30	0,07	-0,28	0,23	0,26	-0,21	-0,43	0,20	-0,27	-0,11	-0,11	0,00	0,02	-0,25	0,08	0,24	-0,06	-0,49	-0,33	-0,17	-0,09	-0,08	-0,07	0,02	-0,05	0,13	0,16	0,21	-0,17	0,39	0,71	1,00										
I		-0,40	0,14	0,65	0,67	0,38	-0,15	0,03	0,42	0,31	0,22	-0,25	0,09	0,30	0,08	-0,25	0,06	0,07	0,16	0,59	0,01	0,25	-0,20	0,29	-0,49	-0,18	-0,50	-0,46	-0,30	-0,16	-0,12	-0,05	-0,06	0,34	0,39	0,51	1,00										
fluorid		-0,32	0,17	0,34	0,42	0,05	-0,03	0,38	0,19	-0,02	-0,37	0,00	-0,42	0,17	0,09	-0,25	-0,04	-0,47	-0,15	0,26	0,16	0,16	-0,13	0,09	-0,32	-0,07	-0,31	-0,28	-0,11	0,00	0,04	0,12	0,18	-0,35	0,30	0,19	0,17	0,31	1,00								
klorid		-0,59	-0,22	0,21	0,43	0,38	-0,02	-0,36	0,18	0,11	-0,12	-0,35	0,02	-0,46	-0,26	-0,06	0,34	-0,09	-0,41	0,05	-0,04	-0,20	-0,67	-0,09	-0,20	-0,32	-0,22	-0,18	-0,06	-0,10	-0,11	-0,06	0,02	0,14	0,69	0,77	0,47	-0,01	1,00								
sulfat		-0,20	0,49	0,37	0,32	0,28	0,14	0,38	0,83	0,42	0,14	-0,10	0,15	0,27	0,11	0,14	0,37	-0,08	-0,17	0,51	-0,13	0,55	-0,16	0,46	-0,27	0,04	-0,33	-0,32	-0,30	-0,03	-0,22	-0,19	-0,14	0,30	0,43	0,52	0,27	0,42	0,35	0,13	1,00						
alkalitet		-0,13	0,18	0,68	0,75	0,62	-0,52	0,28	0,34	0,49	0,28	-0,32	0,11	0,27	-0,03	-0,46	-0,10	0,21	0,23	0,46	-0,07	0,37	0,02	0,10	-0,52	-0,27	-0,53	-0,51	-0,42	-0,43	-0,29	-0,21	-0,18	-0,46	0,36	0,23	0,49	0,73	0,41	0,37	0,19	1,00					
pH		0,20	-0,07	0,32	0,46	0,19	-0,39	-0,26	-0,15	0,02	0,16	-0,60	0,15	0,05	-0,24	-0,38	-0,59	0,37	0,42	0,08	0,23	-0,14	0,28	-0,44	-0,30	-0,13	-0,16	-0,14	-0,04	-0,32	0,12	0,07	-0,44	0,01	-0,10	0,32	0,30	-0,19	0,13	-0,27	0,44	1,00					
kon		-0,19	0,27	0,66	0,80	0,57	-0,28	0,23	0,54	0,50	0,29	-0,2																																			

9 Diskusjon

Hovedmålet for denne oppgaven har vært å undersøke årstidsvariasjoner i konsentrasjon av sporgrunnstoffer og anioner i råvann ved de aktuelle vannverk. Utgangspunktet for dette arbeidet var hovedsakelig grunnstoffkonsentrasjon som overskred grenseverdier i drikkevannsforskriften, eller andre veiledende og nasjonale grenseverdier. I denne sammenhengen ble det undersøkt om mulige sammenhenger mellom grunnstoffkonsentrasjon i drikkevannskilde (råvann) og faktorer som berggrunnsgeologi, nedbørsforhold og dybde på fjellbrønn.

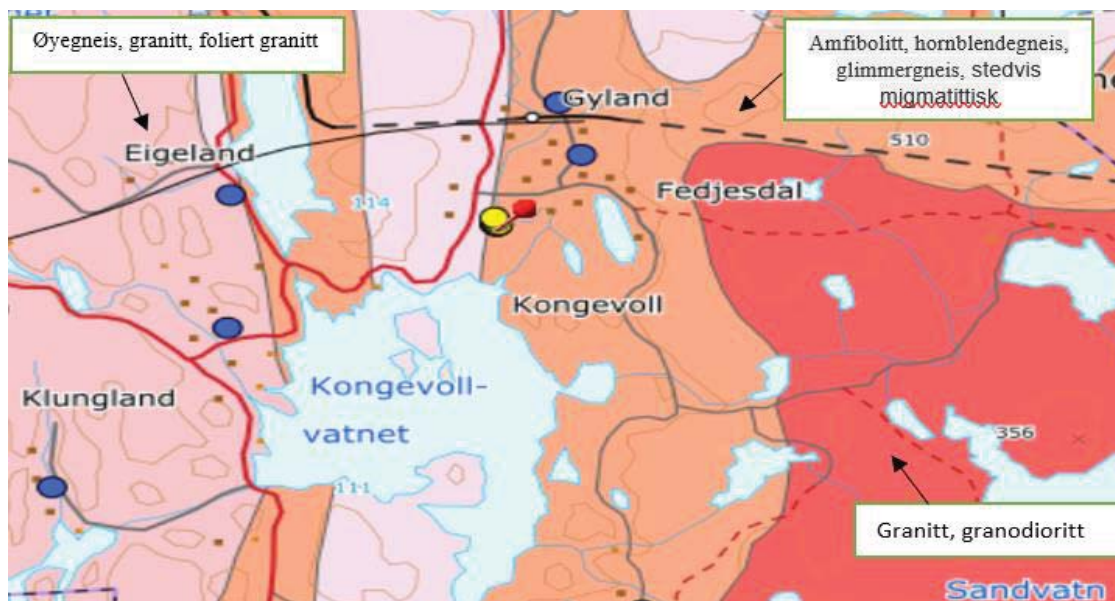
Diskusjonskapittelet er delt i fire deler. I Kapittel 9.1 diskuteres målt konsentrasjoner av aluminium, arsen, jern, mangan, lantan, uran og fluorid i lys av berggrunnsgeologien i områdene der vannverkene er plassert. Deretter diskuteres årstidsvariasjon for hvert enkelt grunnstoff i grunnvann, samt mulig sammenheng mellom grunnstoffkonsentrasjon og nedbørsmengde. I Kapittel 9.2 sammenlignes grunnvann fra fjell- og løsmassebrønner med hensyn til kjemisk sammensetning. Videre, i Kapittel 9.3 diskuteres mulig sammenheng mellom totaldyp på fjellbrønn og grunnstoffkonsentrasjon. Til slutt gjøres en sammenligning av de målte konsentrasjonene av grunnstoffer med grenseverdier i drikkevannsforskriften, WHO's veiledende verdier og andre nasjonale grenseverdier fastsatt for stoffene i drikkevann.

9.1 Årstidsvariasjon i grunnstoffkonsentrasjon

9.1.1 Aluminium

Analyseresultatene fra ICP-MS viser at grunnvann fra løsmassebrønn har generelt høyere konsentrasjoner av aluminium sammenlignet med grunnvann fra fjellbrønn. Den høyeste mediankonsentrasjonen for aluminium ($310\mu\text{g/l}$) ble observert i en løsmassebrønn i den østlige delen av Agder fylke, samt den laveste medianverdi for pH (5,4) og i tillegg alkalitet ($0,08\text{ mmol/l}$). Vannverket er lokalisert i et område med berggrunn av amfibolitt, hornblendegneis, glimmergneis og stedvis migmatittisk (figur 9.1.1.1), bergarter som antagelig også dominerer i brønnens løsmasser.

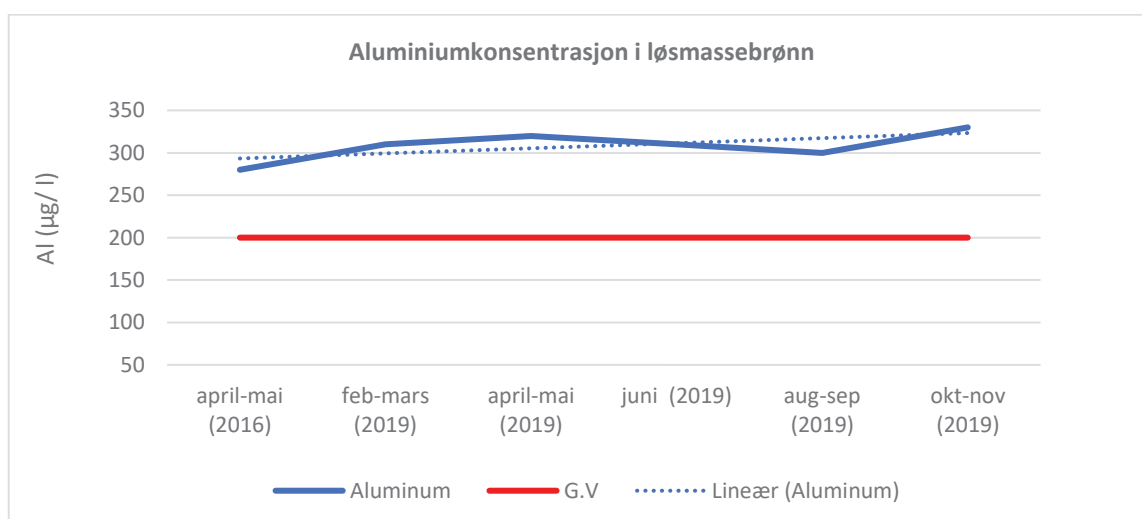
Frengstad (2002) fant at sørlige og vestlige regioner, særlig Agder fylkene har grunnvann med lavere pH, lavere alkalitet og høyere nivåer av aluminium sammenligne med grunnvann fra andre steder i Norge. Dette kan skyldes sulfidrike bergarter i Sørlandsfylkene, særlig amfibolitter som kan forårsake lave pH-verdier i sigevann. Ved lav pH vil sulfidrike bergarter forvitte og danne sulfatmineraler. Ettersom sulfatene er lettløselig i vann vil grunnstoffet sige i grunnvannet (NGI, 2015).



Figur 9.1.1 Bergartsfordeling i områdene Gyland vannverk (NGU, 2018). Blå sirkler presenterer fjellbrønn og gule sirkler presenterer løsmassebrønn.

Resultatet fra regresjonsanalysen viser ingen signifikant variasjon i aluminiumkonsentrasjon i grunnvann i perioden februar-november 2019. Det ble heller ikke funnet signifikant sammenheng mellom totalnedbør i samme periode og aluminiumkonsentrasjon i grunnvann. Konsentrasjonen av aluminium viser en synkende trend ved økende nedbøren.

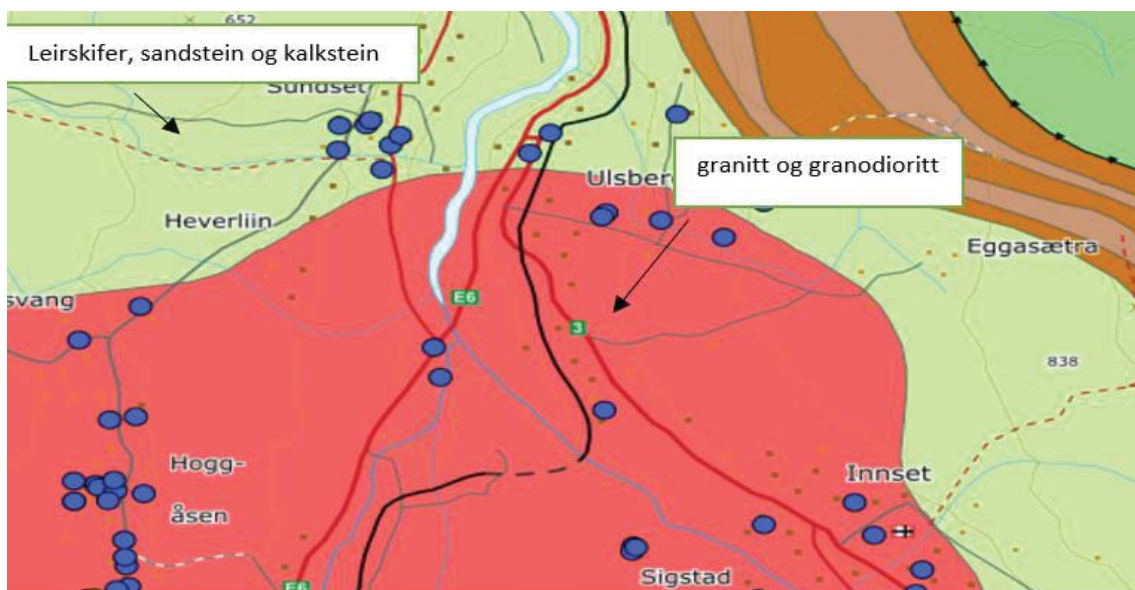
Figur 9.1.1.2 viser konsentrasjonen av aluminium målt i periodene april-mai 2016 (Abiyos, 2016) og februar-november 2019 ved Gyland vannverk. Konsentrasjonene av aluminium viser en tydelig økende trendlinje over tid. Den høyeste konsentrasjonen (330 µg/l) ble målt i perioden oktober-november 2019 og den laveste konsentrasjonen (280 µg/l) ble målt i perioden april-mai 2016.



Figur 9.1.1.2: Aluminiumkonsentrasjon målt i perioden april-mai 2016 og februar-november 2019 ved Gyland vannverk. G.V: Grenseverdi, se tabell 9.3.

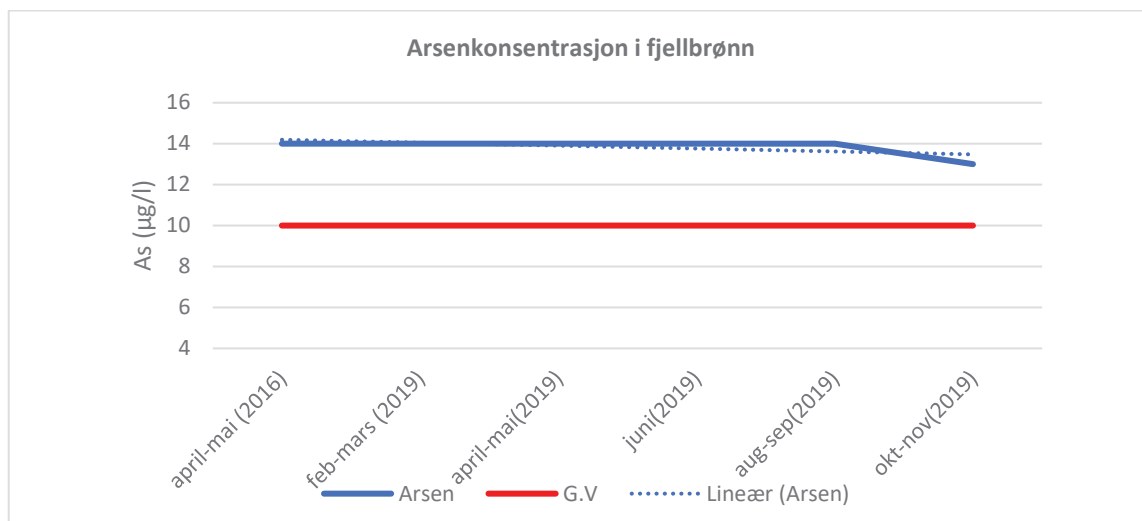
9.1.2 Arsen

Den høyeste mediankonsentrasjonen for arsen ($14 \mu\text{g/l}$) ble observert i grunnvann fra fjellbrønn ved Ulsberg vannverk i Trøndelag fylke. Fjellbrønnen er lokalisert i et område med berggrunn av granitt og granodioritt (figur 9.1.2.1). Arsen forekommer geologisk i forbindelse med sulfidmineraler, noen feltspat og apatitt, men den forekommer generelt i høye konsentrasjoner i granitter. På flere steder i verden er det rapportert forhøyede konsentrasjoner av arsen i grunnvannet, det i forbindelsen med arsenrike bergarter, særlig granitter (Frengstad, 2002).



Figur 9.1.2.1: Bergartsfordeling i området Ulsberg vannverk (NGU, 2018). Blå sirkel på kartet presenterer fjellbrønn

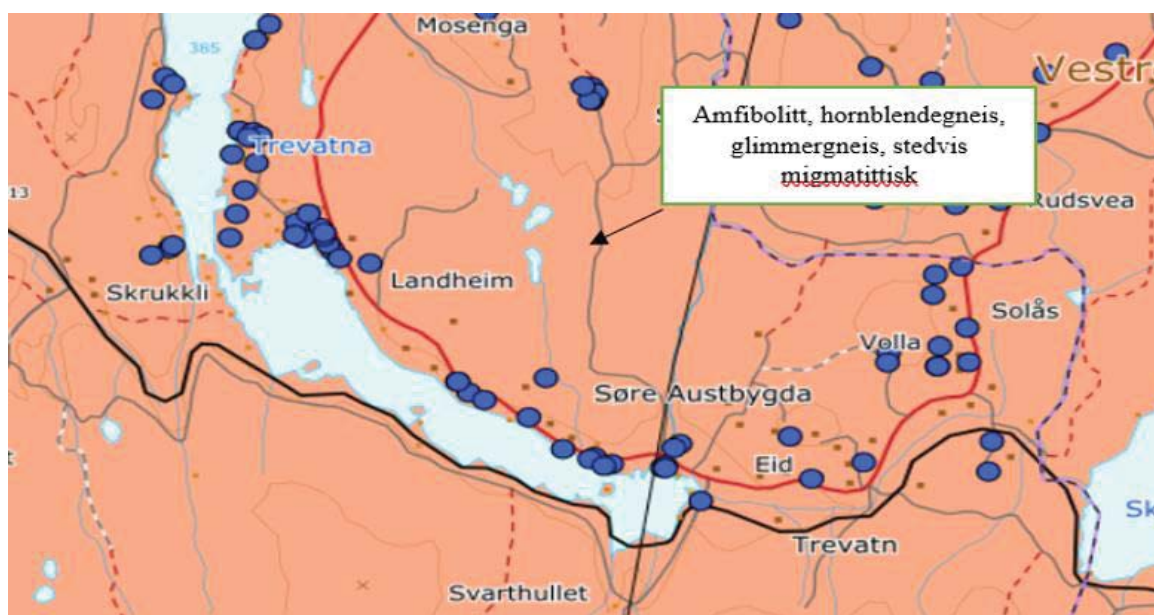
Resultatet fra regresjonsmodellen viser at det er ikke signifikant variasjon i konsentrasjonen av arsen i grunnvannet. Det er heller ikke sammenheng mellom nedbørsmengde og grunnstoffkonsentrasjon i drikkevannskilden. Figur 9.1.2.2 viser konsentrasjonen av arsen målt i periodene april-mai 2016 (Abiyos, 2016) og februar-november 2019 ved Ulsberg vannverk. Konsentrasjonen av arsen er omtrent stabil for alle disse målingene.



Figur 9.1.2.2: Arsenkonsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019 ved **Ulsberg vannverk**. G.V.: Grenseverdi.

9.1.3 Jern

Resultatene fra ICP-MS analysen viser at det er forhøyede konsentrasjonen av jern i grunnvann fra fjellbrønner. Den høyeste mediankonsentrasjonen for jern (1250 µg/l) ble målt ved Trevatn vannverk i Innlandet fylke. Vannverket har fjellbrønner i bergartsgruppe: amfibolitt, hornblendegneis, glimmergneis og stedvis migmatittisk (figur 9.1.3.1). Vannverket overskred drikkevannsnormen for mangan med mediankonsentrasjonen på 225 µg/l. Det ble også observert et høyt nivå av uran i grunnvannet med mediankonsentrasjonen på 36,5 µg/l. På grunn av manglete data ble det ikke utført statistisk analyse av resultatene ved vannverket.



Figur 9.1.3.1: Bergartsfordeling i området Trevatnvannverk. Blå sirkler presenterer fjellbrønner på kartet.

Torhop vannverk med fjellbrønn har forhøyet konsentrasjon for jern med medianverdien på 775 µg/l. Vannverket overskred også drikkevannsnormen for mangan med medianverdien på 125 µg/l. Figur 9.3.2 viser området hvor vannverket er lokalisert. På grunn av manglete data ble det ikke utført statistisk analyse av resultatene ved vannverket.

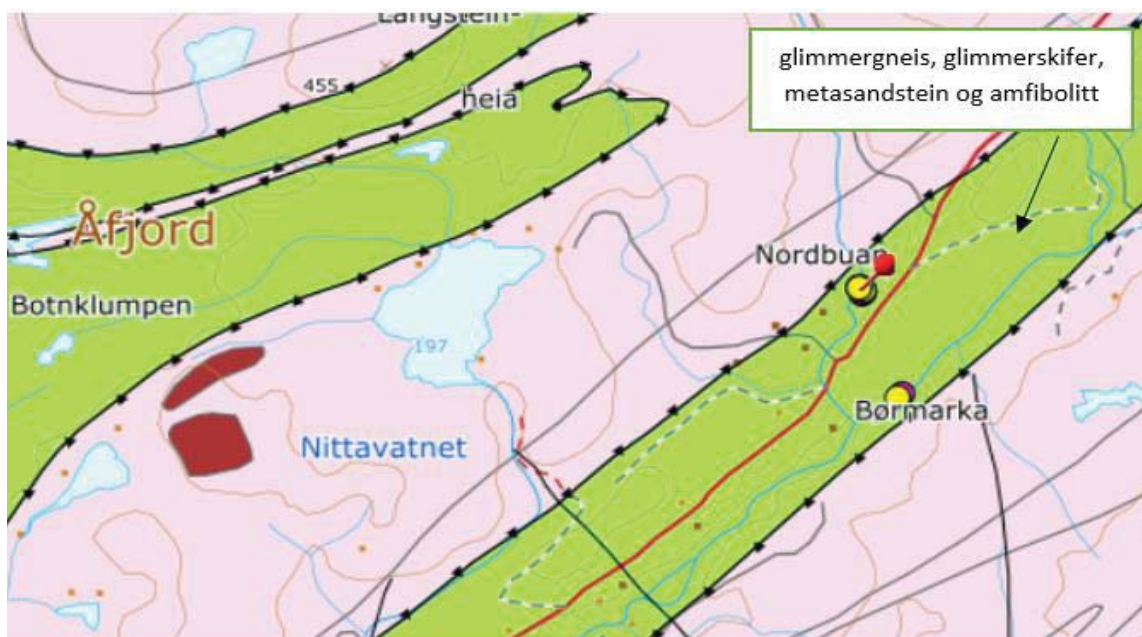


Figur 9.1.3.2: Bergartsfordeling i området Torhop vannverk. Blå sirkler presenterer fjellbrønner på kartet.

9.1.4 Mangan

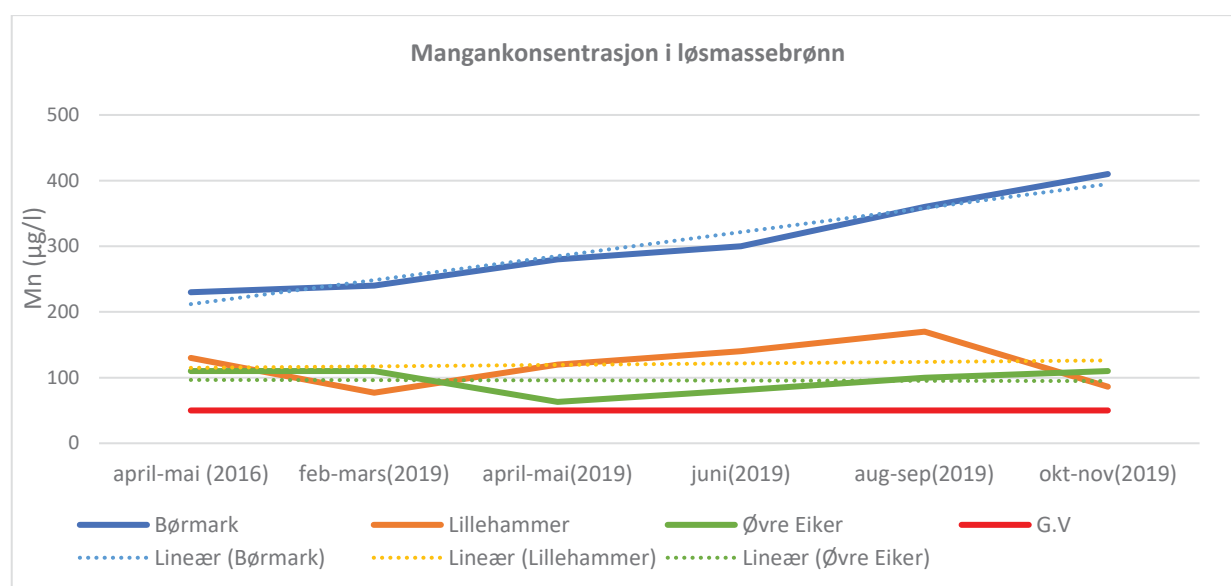
Resultatene viser at det er forhøyede konsentrasjoner av mangan både i grunnvann fra fjellbrønn og løsmassebrønn. Den høyeste mediankonsentrasjonen for mangan ble observert i grunnvann fra løsmassebrønn ved Børmark vannverk i Trøndelag fylke (300µg/l). Vannverk er plassert i et område med berggrunn av glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt (figur 9.1.4.1). Forekomsten av jern og mangan i grunnvannskilder har relativt liten sammenheng med berggrunnstype, men er mer avhengig av oksygeninnhold og pH i grunnvannet (Flaten 1991). Jern og mangan forekommer naturlig i grunnvannskilder, og er den vanligste årsak til kvalitetsproblemer i grunnvann, særlig grunnvann fra fjellet (Frengstad et al., 1997).

Resultatet fra regresjonsanalysen viser en signifikant variasjon i konsentrasjon av mangan i grunnvannet ved Børmark vannverk ($p=0,01$). Det er ikke signifikant sammenheng mellom konsentrasjon av mangan i grunnvannet og nedbørmengden.



Figur 9.1.4.1: Bergartsfordeling i området Børmark vannverk (NGU, 2018). Gule sirkler presenterer løsmassebrønn på kartet.

Figur 9.1.4.2 viser konsentrasjonen av mangan målt i periodene april-mai 2016 (Abiyos, 2016) og februar-november 2019 ved Børmark- Lillehammer- og Øvre Eiker vannverk. Konsentrasjonene av mangan viser en tydelig økende trendlinje over tid ved Børmark vannverk, mens det er en flat trendlinje ved Lillehammer- og Øvre Eiker vannverk.



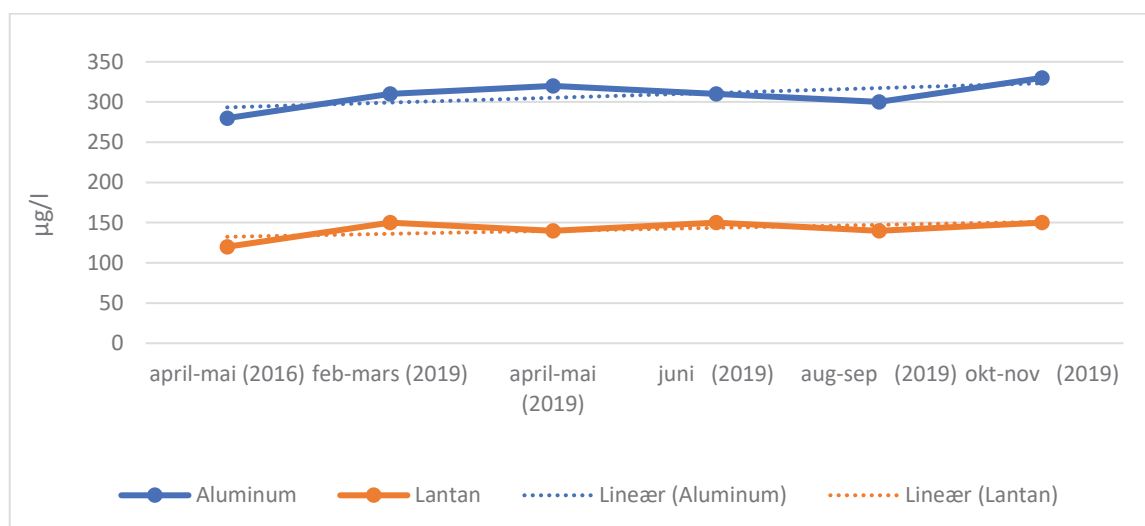
Figur 9.1.4.2: Mangan konsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019. G.V: Grenseverdi

9.1.5 Lantan

Den høyeste mediankonsentrasjonen for lantan er målt i grunnvann i løsmasse (150 µg/l) ved Gyland vannverk. Grunnvannet har lav pH med medianverdien (5,4), og den høyeste konsentrasjonen av aluminium med medianverdien på 310 µg/l. Grunnvannet har høyere mediankonsentrasjonene av sjeldne jordartsgrunnstoffer sammenlignet med andre grunnvannskilder særlig for La (150 µg/l), Ce (130 µg/l), Nd (95 µg/l) og Pr (26 µg/l). Løsmassebrønnen er lokalisert i et område med berggrunn av amfibolitt, hornblendenes, glimmernes og stedvis migmatittisk, se figur 9.1.1.1

Forekomsten av lantan i grunnvann er mer avhengig av parameterne pH, alkalitet og vannhardhet, enn de geologiske forhold. Ved lav pH vil lantan sige i grunnvann og bli mobilt og tilgjengelig for opptak i organismer (Moermond, 2001).

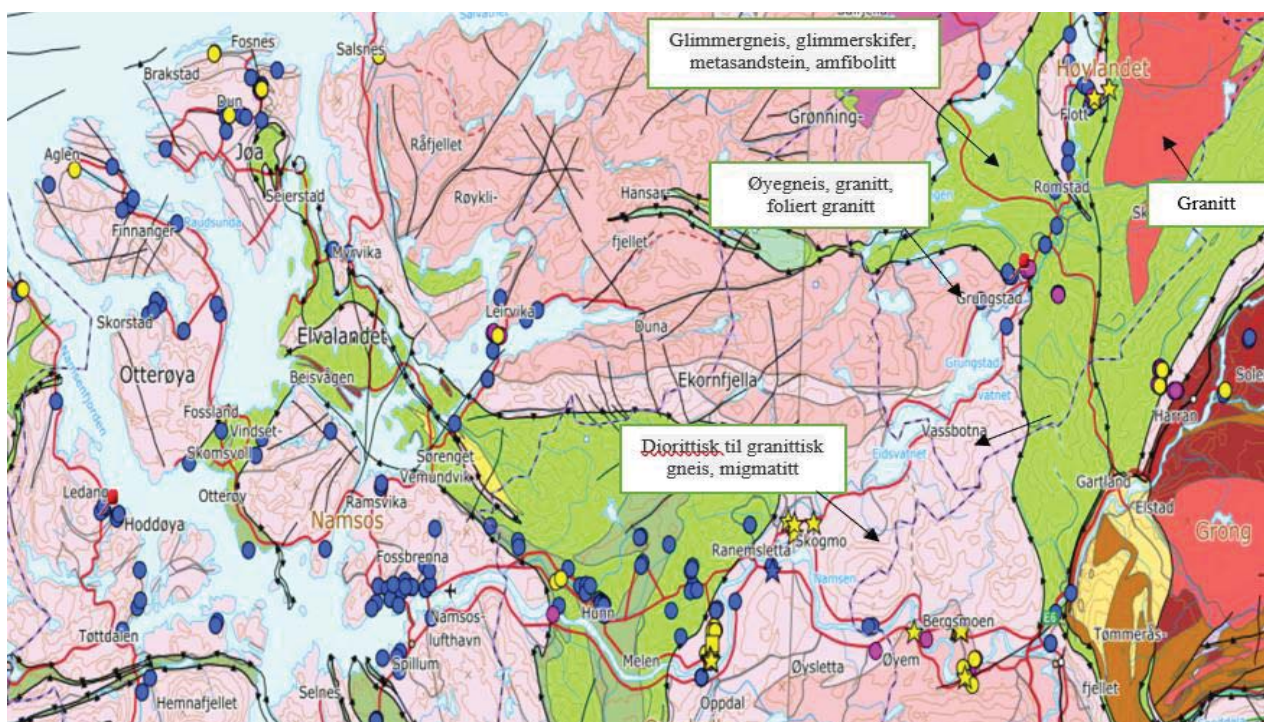
Resultatene fra regresjonsmodellen viser ingen signifikant endring over tid i konsentrasjoner av lantan. Det finnes heller ingen signifikant sammenheng mellom nedbørsmengde og lantankonsentrasjon i grunnvann. Figur 9.1.5.2 viser konsentrasjonen av lantan og aluminium målt i periodene april-mai 2016 (Abiyos, 2016) og februar-november 2019 ved Gyland vannverk. Konsentrasjonen av lantan følger omtrent samme mønster som aluminium. Grunnen kan skyldes vannets surhet. Når pH synker vil aluminium og lantan løses ut fra løsmasser i vannet (Neal, 2005).



Figur 9.1.5.2: Aluminium- og lantankonsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019 ved **Gyland vannverk**.

9.1.6 Uran

Resultatene fra ICP-MS analysen har vist at flere vannverk med fjellbrønn overskrider grenseverdier for uran etter retningslinjene fra WHO, samt i USA, Canada og Australia. Den høyeste mediankonsentrasjonen for uran (84 µg/l) ble målt i bergartsgruppe «øyegneis, granitt, foliert granitt» ved Midtre Høylandet vannverk. Det ble også observert forhøyde konsentrasjoner for uran i grunnvann fra fjellbrønn i bergartsgruppene “diorittisk til granittisk gneis, migmatitt” og “glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt” i Trøndelag fylke. Statland vannverk overskrider grenseverdier for uran etter retningslinjene gjeldende i Canada (20 µg/l) og Australia (17 µg/l) med en medianverdi på 28 µg/l. Det ble også observert forhøyde urankonsentrasjoner ved Trevanten vannverk lokalisert i et område med berggrunn av «amfibolitt, hornblendegneis, glimmergneis, stedvis migmatittisk» i Innlandet fylke. Utfra de utvalgte vannverkene har vannverk i Trøndelag generelt høyere konsentrasjoner av uran, samt høyere alkalitet og pH sammenlignet med andre vannverk med fjellbrønn. Dette kan skyldes geologiske forhold som er forskjellige på ulike steder i landet. Berggrunnen i det nordvestlige Trøndelag består hovedsakelig av gneisbergarter og granittiske gneis, se figur 9.1.6.1. Noe som tyder på at det finnes en sammenheng mellom uranforekomsten i grunnvann og gneisbergarter og granitter.



Figur 9.1.6.1: Berggrunnskart i områdene Trøndelag. Blå og gule sirkler presenterer fjellbrønn og løsmassebrønn på kartet.

Resultatet fra regresjonsanalysene viser ingen signifikant variasjon i urankonsentrasjon i grunnvann i perioden februar-november 2019. Det ble funnet en signifikant sammenheng ($p=0,03$) mellom urankonsentrasjon i grunnvann og nedbørmengden ved Midtre Høylandet vannverk (stasjon A).

Konsentrasjonen av uran viser generelt en tydelig økende trend ved økende nedbørmengde.

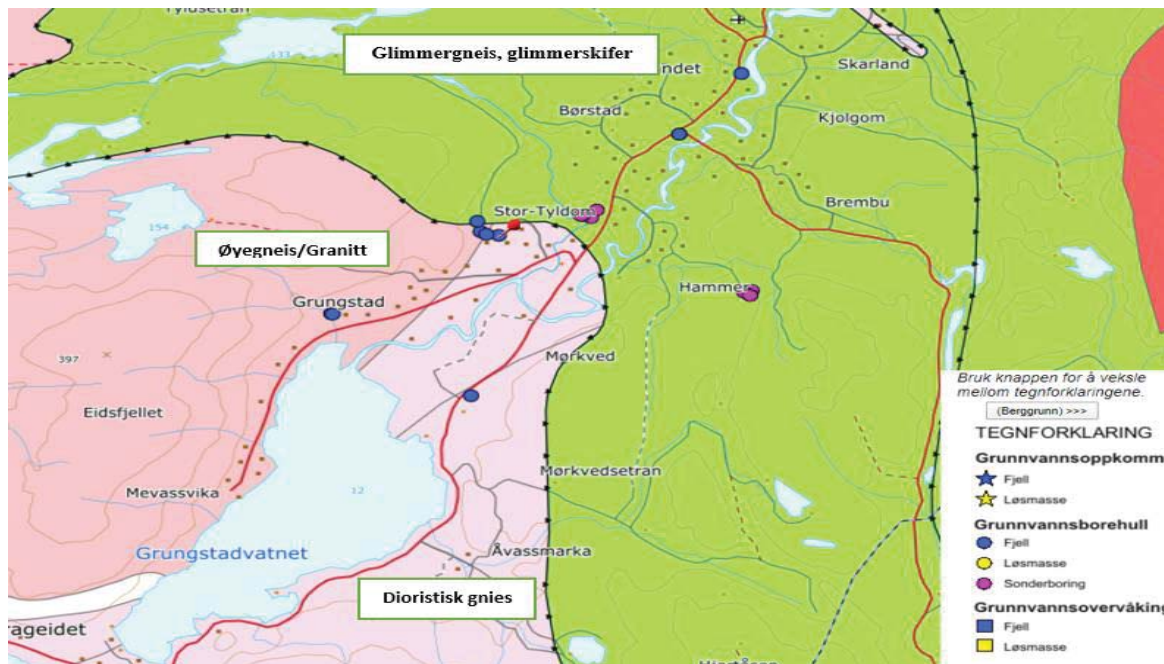
Uran betraktes som et av de mest mobile grunnstoffene under oksiderende forhold, og vil løse seg opp raskt i oksyderende vann (Finch & Murakami, 1991). Derfor vil oksygenrike nedbøren påvirke løseligheten og mobiliteten av uran i grunnvann.

Fra fjellbrønnene ved Midtre Høylandet vannverk er det beskrevet "løst fjell" (GRANADA) noe som tyder på at det finnes sprekker i fjellet. Dette vil påvirke infiltrasjonsforholdene slik at berggrunnen vil bli mer tilgjengelig for oksygen, og derfor vil mer uran løse seg i grunnvannet.

Ut fra de utvalgte vannverk har Midtre høylandet de største medianverdiene for uran i grunnvann.

Vannverket forsynt av to stasjoner som er lokalisert i to områder, se figur 9.1.6.2. En av stasjonene med fire brønner er lokalisert ved Våddåmoen i området med berggrunn av "glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt"; "diorittisk til granittisk gneis, migmatitt" og "øygneis, granitt, foliert granitt". Denne stasjonen har en medianverdi for uran på $63\mu\text{g/l}$. Den andre stasjonen med to fjellbrønner er lokalisert ved Grongstad i område med berggrunn av øygneis og granitter. Stasjonen har den høyeste mediankonsentrasjonen for uran på $84\mu\text{g/l}$.

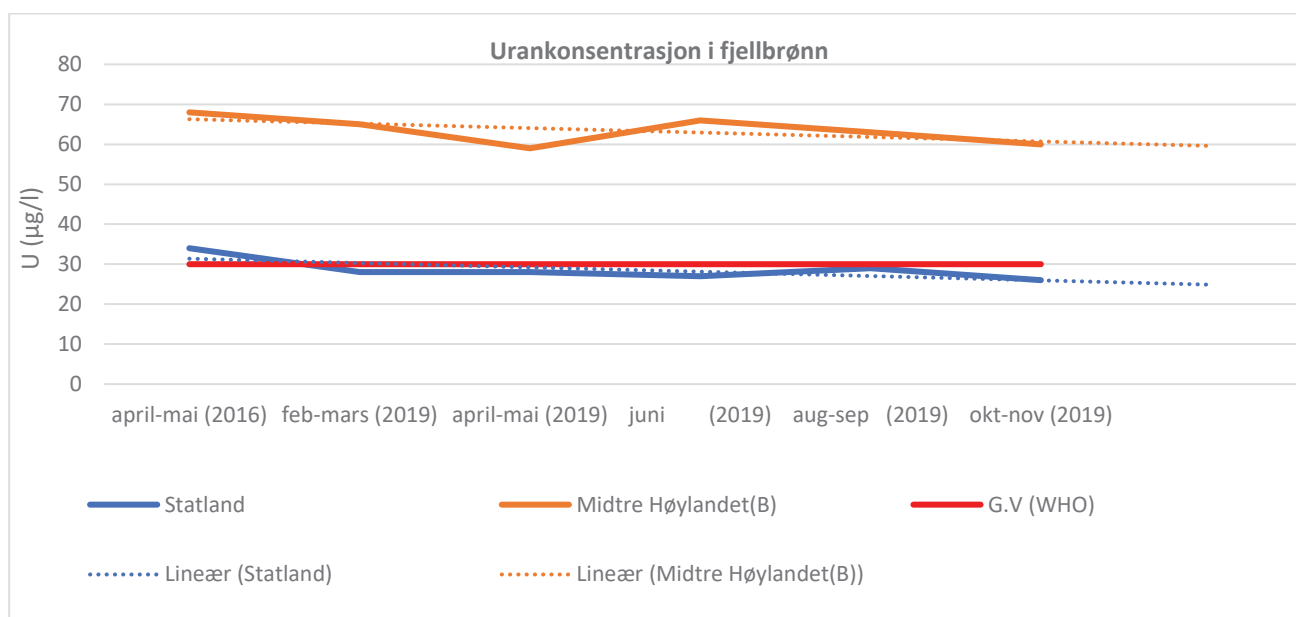
Frengstad (2002) har funnet høye konsentrasjoner av uran i grunnvann med granitter. Han betrakter granitter og lyse gneiser som "risikobergarter" med forhøyde innhold av uran, radon og fluor. Han understreker at grunnstoffkonsentrasjon kan variere mellom brønner i samme type bergart. Dette kan skyldes faktorer som pH, redoksforhold og oppholdstid som vil igjen påvirke konsentrasjonen av grunnstoffet i grunnvannet (Frengstad, 2000)



Figur 9.1.6.2: Bergartsfordeling i områdene **Midtre Høylandet vannverk** (NGU, 2018).

Resultatet fra ANOVA analysen har vist en signifikant forskjell ($p < 0,05$) i middelverdien i konsentrasjonen av uran for de to stasjonene ved Midtre Høylandet. Dette kan skyldes bergartstype som er forskjellige ved brønnene. Den høyeste medianverdien for uran finnes i grunnvann med berggrunn av øyegneis og granitt.

Figur 9.1.6.3 viser konsentrasjonen av uran målt i periodene april-mai 2014 (Husby, 2014), april-mai 2016 (Abiyos, 2016) og februar-november 2019 ved Statland- og Midtre Høylandet (stasjon B) vannverk. Konsentrasjonene av uran ved Midtre Høylandet (stasjon B) vannverk viser en synkende trend over tid. Den største konsentrasjonen ($68 \mu\text{g/l}$) ble målt i periodene april-mai 2014 og april-mai 2016, og den minste konsentrasjonen ($59 \mu\text{g/l}$) ble målt i perioden april-mai 2019. Konsentrasjonene av uran ved Statland vannverk viser omtrent en flate trend over tid. Den høyeste verdien ($34 \mu\text{g/l}$), ble målt i 2016, mens den laveste verdien ($22 \mu\text{g/l}$) ble målt i 2014.



Figur 9.1.6.3: Urankonsentrasjon målt i periodene april-mai 2014, april-mai 2016 og februar-november 2019. G.V: Grenseverdi for uran etter WHO's retningslinje (30 µg/l).

9.1.7 Fluor

Resultatene fra IC-analysen har vist at grunnvann fra fjellbrønn har høyere konsentrasjoner av fluorid sammenlignet med grunnvann fra løsmassebrønn. Den høyeste mediankonsentrasjonen for fluorid (5 mg/l) var målt ved Småslett og Marislett i Troms og Finnmark fylke, samt den høyeste medianverdi for pH (8,4) i tillegg til alkalitet (3 mmol/l). Vannverket er plassert i nærheten av kysten i et område med berggrunn av glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt, se figur 9.1.7.1. Vannverket har kun levert tre vannprøver i perioden mars-november 2019 og konsentrasjoner av fluorid i vannprøvene var svært varierende i hver måling. De høyeste konsentrasjonene av fluorid ble målt i mars (5,3 mg/l) og oktober (5 mg/l), og den laveste (1,1) ble målt i mai 2019.

Resultatet fra regresjonsanalysen viser ingen signifikant variasjon i konsentrasjon av fluorid for de tre målingene. Konsentrasjonen av fluorid viser en tydelig økende trend ved økende nedbørmengde, se figur 8.4.6.3(d).

Regresjonsmodellen for forholdet mellom totalnedbør og grunnstoffkonsentrasjon produserer en R^2 – verdi på 0,6. Dette indikerer at 60 prosent av variasjonen i konsentrasjonen av fluorid er forklart med nedbørmengden. Det vil si at det er en sammenheng mellom fluoridinnhold i grunnvann og nedbørsmengden ved Småslett og Marislett vannverk.



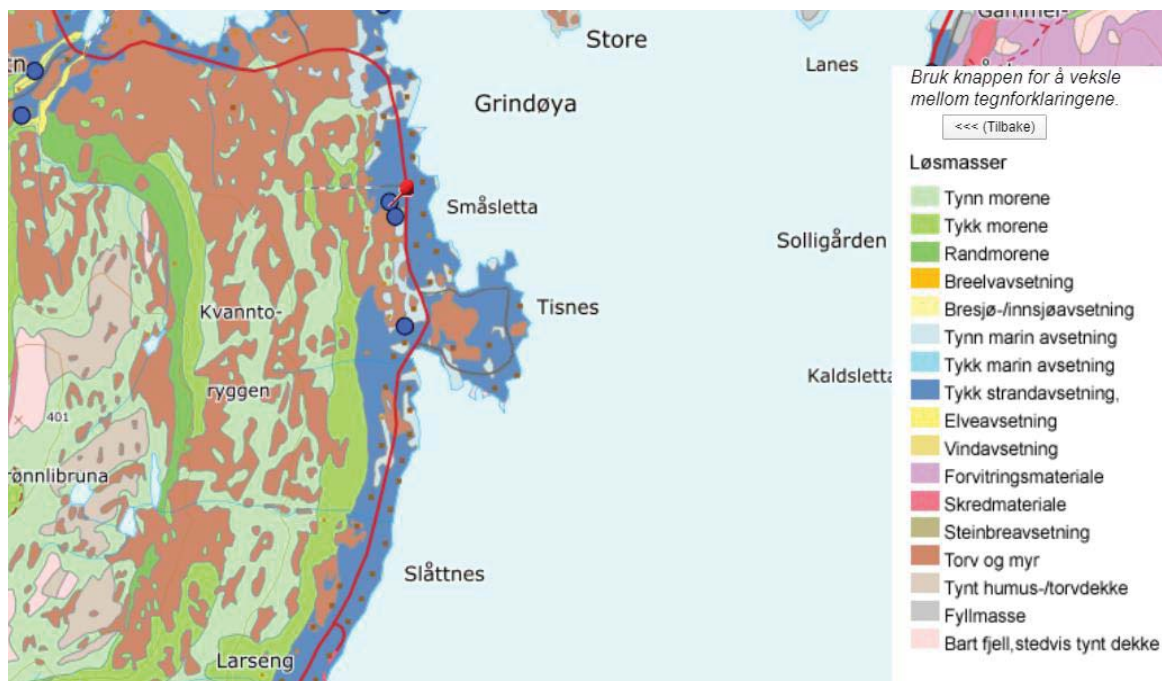
Figur 9.1.7.1: Bergartsfordeling i områdene Småslett og Marislett vannverk (NGU, 2018).

Forekomsten av fluorid i grunnvann er ofte assosiert med de geologiske forholdene. Grunnvann med mafiske bergarter (gabbro og dioritt) kan inneholde høye konsentrasjoner av fluorid opptil 8,3 mg/l (Frengstad, 2002). I Norge ble det målt for høye konsentrasjoner av fluorid i grunnvann med berggrunn av granitter, gneiser og rombeporfyr (Banks et al., 1995).

Høye nivåer av fluorid i grunnvann er også kjent å være assosiert med marine avsetninger og fosfatavsetninger som dekker berggrunnen i kystnære områder (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). Marine salter og høye konsentrasjoner av natrium vil påvirke fluoridinnhold i grunnvannet. Forholdet skyldes en kationbytte mellom Na^+ og Ca^{2+} og en utfelling av $CaCO_3$ i grunnvannet. Videre lave konsentrasjoner av kalsium forårsaker oppløsning av CaF_2 fra berggrunn til grunnvannet og derfor blir fluor mobilisert (Rao et al., 2017).

Fjellbrønner ved Småslett og Marislett vannverk er boret i nærheten av tykke marine avsetninger og tykke strandavsetninger, se figur 9.1.7.2. Noe som kan tyde på høy saltkonsentrasjon i området.

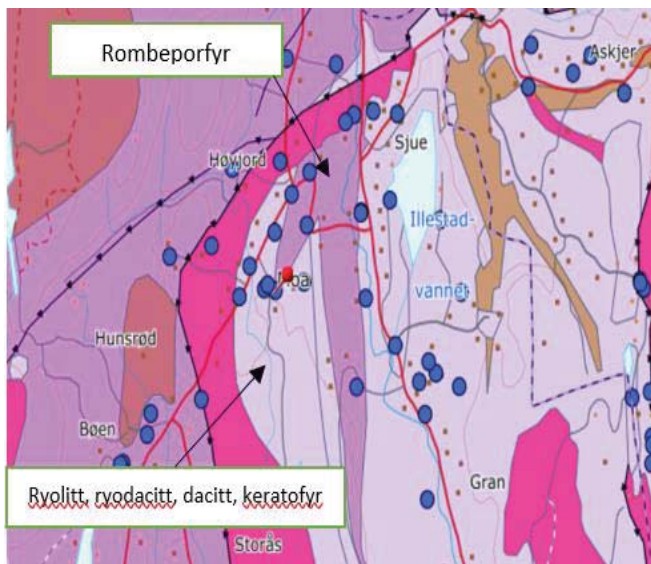
I kystnære områder ligner nedbøren sterkt utvannet sjøvann og derfor kan det forekomme høye konsentrasjoner av sjøsalt i grunnvannet. I tillegg kan mineralet glimmer som finnes seg i glimmerskifer fungerer som anionbytter. I alkalisk grunnvann vil også OH^- erstatte F^- i glimmer, og derfor vil fluoridionet frigis i grunnvannet (Midtgård et al., 2007). Disse forholdene vil skape forhøyede konsentrasjonen av fluorid i grunnvannet.



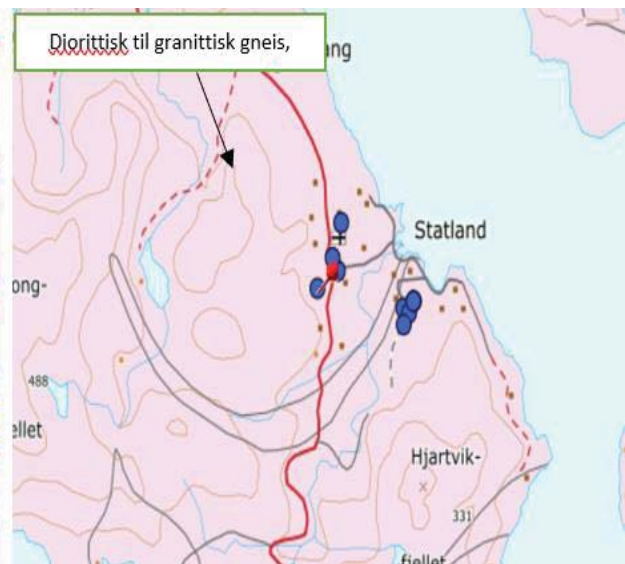
Figur: 9.1.7.2: Løsmassekart i områdene Småslett og Marislett vannverk (NGU, 2018). Blå sirkler presenterer fjellbrønner på kartet.

Det vil si at forhøyede konsentrasjonen av fluorid i fjellbrønn ved Småslett og Marislett vannverk er mer påvirket av meteorologiske og lokale forholdet enn geologien. Spearmans korrelasjon analyse har også vist en signifikant sammenheng mellom natrium og fluorid i grunnvann ($p=0,04$), se tabell 8.6 i resultatkapittelet.

Høyjord og Statland vannverk overskrider også drikkevannsnormen for fluor. Høyjord vannverk har fjellbrønn i et område med berggrunn av rombeporfyr og ryolitt, ryodacitt, dacitt og keratofyr med en medianverdi på 1,8 mg/l (figur 9.1.7.3) Statland vannverk har fjellbrønn i området med berggrunn av diorittisk til granittisk gneis og migmatitt, med en medianverdi på 1,6 mg/l, se figur 9.1.7.4.



Figur 9.1.7.3: Bergartsfordeling i områdene Høyjord

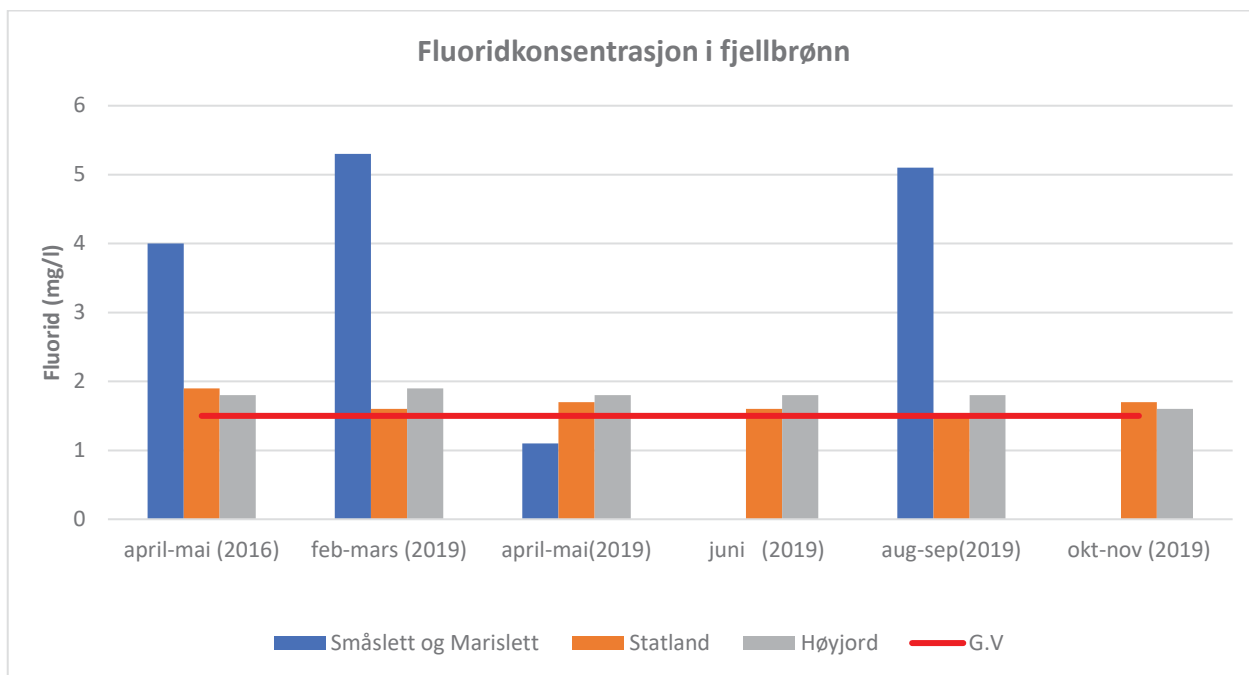


Figur 9.1.7.4: Bergartsfordeling i områdene Statland

Det ble ikke funnet signifikant variasjon i fluoridkonsentrasjon ved Høyjord- og Statland vannverk. Resultatene viser heller ingen signifikant sammenheng mellom totalnedbør og fluoridkonsentrasjonen ved de to vannverkene. Forhøyet fluoridkonsentrasjon ved Høyjord- og Statland vannverk har sammenheng med geologien, hvor vannverkene er lokalisert i områder med berggrunn av rombeporfyr og granittisk gneis. Rombeporfyr er kjent for å ha høyt fluorinnhold med inntil 1200 mg/kg (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

Figur 9.1.7.5 viser konsentrasjonen av fluorid målt i periodene april-mai 2016 (Abiyos, 2016) og februar-november 2019) ved Småslett og Marislett-, Statland- og Høyjord vannverk. Fluoridkonsentrasjonen er omtrent stabil ved Statland vannverk og Høyjord vannverk. Det er generelt en økning i konsentrasjonen av fluorid ved Småslett og Marislett vannverk, men konsentrasjonen målt i april-mai 2019 var betydelige lavere sammenlignet med konsentrasjonen målt i april-mai 2014. Grunnen kan skyldes de meteorologiske og lokale forholdene som kan være forskjellige på de ulike tidspunktene ved Småslett og Marislett vannverk.

Fluoridkonsentrasjonen er omtrent stabile ved Statland- og Høyjord vannverk. Det er generelt en økning i konsentrasjonen av fluorid ved Småslett og Marislett vannverk, men konsentrasjonen målt i april-mai 2019 var betydelige lavere sammenlignet med konsentrasjonen målt i april-mai 2014. Grunnen kan skyldes på de meteorologiske og lokale forholdene som kan være forskjellige i ulike tidspunktene ved Småslett og Marislett vannverk.



Figur 9.1.7.5: Fluoridkonsentrasjon målt i periodene april-mai 2016 og februar-november 2019. Det mangler data for periodene juni 2019 og oktober-november 2019 ved Småslett og Marislett vannverk. G.V: Grenseverdi, se tabell9.3.

9.2 Vannets kjemisk sammensetning i fjell -og løsmassebrønn

Resultatene fra PCA-analysen (figur 8.1) viser at de fleste grunnstoffene bortsett fra Al, Co og sjeldne jordgrunnstoffer er korrelert med PC2, samt Parameterne pH, konduktivitet og alkaliteten. Plot B i figur 8.1 viser resultatene blant vannverk i et todimensjonalt plan av PC1 og PC2 hvor de fleste vannverk med fjellbrønn er plassert mot toppen, mens vannverk med løsmassebrønn er plassert mot bunnen. Vannverk som er plassert på toppen presenterer grunnvann med høyere konsentrasjoner av B, Li, Na, K, Ca, Mg, V, Cs, Sr, Rb, U, samt høyere konduktivitet, alkaliteten og pH. Det vil si at de to hovedkomponentene (PC1, PC2) var effektive til å separere de to typene av drikkevannskildene.

Resultatene fra PCA-analysen indikerer forskjell i kjemisk sammensetning av grunnvann fra fjell og løsmasser. Konsentrasjoner for de fleste grunnstoffene i grunnvann er generelt høyere i grunnvann fra fjellbrønn sammenlignet med løsmassebrønn. Dette skyldes hovedsakelig oppløsning av bergarter og mineraler i grunnvannet. Grunnvann fra fjell har høyere pH, alkalitet og konduktivitet enn grunnvann fra løsmasser.

Det er også stor forskjell i konsentrasjoner av noen grunnstoffer i drikkevann fra samme type kilde. Øvre Eiker og Børmark er plassert mot toppen selv om de har grunnvann i løsmasse. Dette kan skyldes høyt innhold av mangan i grunnvann fra disse vannverkene. Plassering av Gyland og Grimebakken i figuren 8.1 (B) indikerer at disse vannverkene har grunnvann med høyere konsentrasjoner av Al og sjeldne jordartsgrunnstoffer enn de andre vannverkene.

PCA-resultatene viser også en sammenheng mellom grunnstoffer i grunnvann og de geologiske forhold der fjellbrønnene er lokalisert. Vannverkene med fjellbrønn i Trøndelag inkludert Midtre Høylandet, Ulsberg, Statland og Utvorda er plassert nært hverandre i grafen. Det vil si at grunnvann fra disse vannverkene har noen lignende egenskaper som gjør at de klynger seg sammen. Dette kan skyldes på geologiske forhold der berggrunnen i Trøndelag er dominert av glimmerskifer, diorittisk gneis, øyegneis og granitt (GRANADA, 2018).

9.3 Sammenheng mellom dybde på brønn og totalkonsentrasjon av grunnstoff

Resultatene fra Spearmans korrelasjonsanalyse har vist en signifikant positivt sammenheng mellom totaldyp på fjellbrønn og konsentrasjon av grunnstoffene Ca ($p=0,02$), Mn ($p=0,04$), Rb ($p=0,003$) og Cs ($p<0,0001$), samt en negativ signifikant sammenheng mellom totaldypt på brønn og grunnstoffene Cl ($p=0,008$), Br ($p=0,02$) og anionet Cl^- ($p=0,004$).

Forekomsten av mangan i grunnvann er avhenging av pH og oksygeninnhold i grunnvannet; oksygenfattig grunnvann kan inneholde høye konsentrasjoner av mangan (NGU, 2018). Mikroorganismer som finnes seg både i grunnen og vannet vil forbruke oksygen i vannet og derfor vil oksygeninnhold i grunnvann avta langsom med tiden. Dypere grunnvann med lengere oppholdstid vil inneholde mindre oksygen og mangan kan løses i store grad i vannet (Kristiansen, 1976).

Dypere grunnvann har lengre kontakttid med berggrunn og derfor vil grunnstoffene Ca, Rb og Cs løse mer i vannet. Samtidig vil dypere brønn gi mindre utlekking av marine salter i grunnvannet, samt mindre inntrengning av sjøsalter dersom bønner er boret i nærkystområde. Det vil si at konsentrasjonene av Cl, Br og anionet klorid kan avta i dypere fjellbrønner.

9.4 Sammenligning av målte grunnstoffkonsentrasjoner i forhold til grenseverdier i drikkevannsforskriften og andre veiledende og nasjonale grenseverdier

Grunnstoffkonsentrasjonene målt i dette arbeidet er sammenlignet med grenseverdier gitt i drikkevannsforskriften (HOD, 2017). For grunnstoffene uran og lantan, som ikke har grenseverdier i den norske drikkevannsforskriften, er det benyttet veiledende verdier fra verdens helseorganisasjon (WHO, 2019), USA (USEPA, 2018) og Australia (NHMRC & NRMCC, 2011). Tabell 9.3 viser en sammenligning mellom målte verdier (medianverdi, minimumsverdi og maksimumsverdi) for grunnstoffer som overskrider grenseverdier i henhold til drikkevannsforskriften og retningslinjene fra andre land. Dette gjelder grunnstoffene Al, As, Mn, La, U, Fe og anionet F^- ved de aktuelle vannverk, målt i råvann og også etter vannbehandling for vannverk med vannbehandling.

Tabell 9.4: En sammenligning over målte verdier (medianverdi, minimumsverdi og maksimumsverdi) for grunnstoffene Al, As, Mn, La, U, Fe og anionet F^- ved de aktuelle vannverk, målt i råvann og etter vannbehandling for vannverk med vannbehandling. Grenseverdier for grunnstoffer og anioner er hentet fra Norge (HOD, 2016), USA (USEPA, 2018), World Health Organization (WHO, 2017) og Australia (NHMRC & NRMCC, 2011).

Vannverk	Grunnstoff	n	Råvann Median (min-maks)	Etter vannbehandling Median(min-maks)	G.V (Norge)	G.V (WHO)	G.V (USA)	G.V (AUS)
Gyland	Al(µg/l)	5	310 (300-330)	ingen	200 ^a	900 ^b	200 ^d	200 ^d
Grimebakken	Al (µg/l)	2	160-270	ingen	200 ^a	900 ^b	200 ^t	200 ^d
Ulsberg	As (µg/l)	5	14 (13-14)	ingen	10	10	10	10
Ulsberg	Mn (µg/l)	5	79 (47-100)	ingen	50 ^a	400 ^b	50 ^d	50
Øvre Eiker	Mn (µg/l)	5	100 (63-110)	100 (58-110)	50 ^a	400 ^b	50 ^d	50
Børmark	Mn (µg/l)	5	300 (240-410)	21 (12-72)	50 ^a	400 ^b	50 ^d	50
Lillehammer	Mn (µg/l)	5	120 (77-170)	80 (16-110)	50 ^a	400 ^b	50 ^d	50
Trevatn*	Mn (µg/l)	2	210-240	(1,9-2,6)	50 ^a	400 ^b	50 ^d	50
Torhop*	Mn (µg/l)	2	120-130	ingen	50 ^a	400 ^b	50 ^d	50
Gyland	La (µg/l)	5	150 (140-150)	Ingen	-	-	-	2,0
Statland	U (µg/l)	5	28 (26-29)	28 (26-29)	-	30	30	17
Midtre Høylandet (Stasjon A)	U (µg/l)	5	84 (80-86)	ingen	-	30	30	17
Midtre Høylandet (Stasjon B)	U (µg/l)	5	63 (59-66)	ingen	-	30	30	17
Trevatn*	U (µg/l)	2	38-35	(34-32)	-	30	30	17
Trevatn*	Fe (µg/l)	2	910-1500	(36-38)	200 ^a	2000 ^b	300 ^d	300 ^d
Torhop*	Fe (µg/l)	2	760-790	ingen	200 ^a	2000 ^b	300 ^d	300 ^d
Småslett og Marislett	F^- (mg/l)	3	5 (1,1-5,3)	ingen	1,5	1,5	4,0	1,5
Statland	F^- (mg/l)	5	1,6 (1,5-1,7)	1,6 (1,5-1,7)	1,5	1,5	4,0	1,5
Høyjord	F^- (mg/l)	5	1,8(1,6-1,9)	1,8(1,6-1,9)	1,5	1,5	4,0	1,5

a: Tiltaksgrense. b: Helsebasert verdi. c: Ikke av bekymring for helseeffekt, men vil gi dårlig smak på vannet.

d: Estetisk grenseverdi. n: Antall vannprøver i det enkelt vannverk. G.V: Grenseverdi.

9.4.1 Aluminium

Gyland vannverk overskrider tiltaksgrensen (200 µg/l) for aluminium i drikkevannsforskriften. WHO har ikke fastsatt noen helsebasert grenseverdi for aluminium, men en helsebasert verdi på 900 µg/l kan avledes fra en midlertid ('provisional') grenseverdi for tolerabelt ukentlig inntak (PTWI). Denne verdien er høyere enn de praktiske verdiene (100 -200 µg/l) som man ønsker å holde seg under i optimalisering av koagulasjonsprosessen i vannverk der man bruker aluminium-baserte fellingsmidler (WHO, 2017).

For høye konsentrasjoner av aluminium kan være en indikator på lav pH-verdi i grunnvannet. Grunnvann med lavere pH-verdi enn 7 kan være korrosivt, og dette kan medføre utlekking av metalliske materialer fra ledningsnettet til drikkevannet (Andersen & Løfsgaard, 2017).

Utfelling av aluminium som aluminiumhydroksid kan også gi dårlig smak og farge på vannet. For høyt inntak av aluminium har vist seg å gi skader på hjerne og nervesystem (Vogt, 1986). Det ble fremsatt en hypotese om at Alzheimers sykdom (AD) har aluminiumpåvirkning som årsak, men det er ikke påvist noen klar årsakssammenheng mellom aluminium i drikkevann og Alzheimers sykdom (se kapittel 4.1.2).

9.4.2 Arsen

Råvann fra Ulsberg vannverk overskrider drikkevannsforskriftens grenseverdier for arsen (10 µg/l) med en mediankonsentrasjon på 14 µg/l. Vannverket har ingen vannbehandling. Langvarige helseeffekter av arseneksponering gjennom drikkevann kan føre til en rekke alvorlige sykdommer som kreft i hud, blære, nyrer og lunger. Det fører også til nevrologiske lidelser, hjerte- og karsykdommer, høyt blodtrykk og keratoser (Smith et al., 2000; Yuan et al., 2007).

9.4.3 Mangan

Øvre Eiker- og Lillehammer vannverk overskrider drikkevannsnormen for mangan (50 µg/l) både i råvann og rent vann, mens Børmark og Trevatn vannverk overskrider tiltaksgrensen kun i råvann. Ulsberg vannverk overskrider også drikkevannsnormen med en mediankonsentrasjon på 76 µg/l; vannverket har som tidligere nevnt ikke vannbehandling. WHO har fastsatt en helsebasert verdi for Mn på 400 µg/l og ingen av vannverkene overskrider denne verdien. Flere epidemiologiske studier har imidlertid vist en sammenheng mellom kronisk eksponering for mangan via drikkevann og innvirkning på nervesystemet (se kapittel 4.5.2).

9.4.4 Jern

Råvann fra Trevatn vannverk overskrider drikkevannsforskriftens tiltaksgrense for jern (200 µg/l), samt grenseverdi gjeldende i USA og Australia (300 µg/l). Torhop vannverk overskrider drikkevannsnormen, og grenseverdier fra USA og Australia; vannverket har ingen vannbehandling. WHO har fastsatt en helsebasert verdi for jern på 2000 µg/l og ingen av vannverkene overskrider denne verdien.

Utfelling av jern i drikkevann har vanligvis ikke direkte helseskadelige effekter, men kan gi mage-tarmsymptomer i høye konsentrasjoner. Indirekte vil utfelt jern i vannet redusere desinfeksjonseffekten av

UV slik at mikroorganismer kan slippe levende gjennom anlegget (NGU, 2018; Aamod et al., 2008).

Forhøyede konsentrasjoner av jern i drikkevann kan medføre bruksmessige problemer som misfarging og dårlig smak på vannet. En verdi på 300 µg/l kan gi dårlig farge på vannet og økt turbiditet, men ingen merkbar smak under denne verdien (WHO, 2019).

9.4.5 Fluorid

Småslett og Marislett-, Statland- og Høyjord vannverk overskrider grenseverdier for fluorid i drikkevannsnormen (1,5 mg/l), samt verdiene fastsatt av WHO og i Australia. Småslett og Marislett med en mediankonsentrasjon på 5 mg/l overskrider også retningslinjen for USA (4 mg/l). Forhøyede konsentrasjoner av fluor i drikkevann er hovedårsaken til fluorose og kan gi skade på tennene og skjelettet (se kapittel 4.3.2).

9.4.6 Lantan

Gyland vannverk overskrider grenseverdien for lantan etter retningslinjen i Australia (2 µg/l). Det er ikke satt grenseverdi for lantan i drikkevannsforskriften, heller ikke i EU, WHO, USA.

Risikoen for kroniske helseeffekter fra lantan i drikkevann er en potensiell bekymring siden det har vist seg at lantan har negative effekter på lever, nyre og nervesystem hos forsøksdyr (se kapittel 5.2.1). Derfor har myndighetene i Australia av preventive helsemessige hensyn håndhevet en grenseverdi for lantan (2 µg/l) fra 2014 (NICNAC, 2014).

9.4.7 Uran

Det er ikke satt grenseverdier for uran i drikkevannsforskriften, men Canada og USA benytter en grenseverdi på 20 µg/l (USEPA, 2018; Health Canada, 2019). *World Health Organization* (WHO, 2017) har fastsatt en foreløpig (provisional) grenseverdi på 30 µg/l. Australia har satt øvre grense til 17 µg/l (NHMRC & NRMCC, 2011). Midtre Høylandet vannverk og Trevaten vannverk overskrider grenseverdier for uran etter retningslinjer fra WHO, USA, Canada og Australia, mens Statland vannverk overskrider etter Australias, USAs og Canadas retningslinjer.

Flere studier har vist sammenheng mellom forekomst av kreft og forhøyede konsentrasjoner av uran i drikkevann, se kapittelet 5.3.2. I en økologisk studie i USA testet man hypotesen om at forekomsten av flere krefttyper øker i områder som forsynes av grunnvann med forhøyet uraninnhold. Resultatene viste at regioner med av grunnvann med forhøyet uraninnhold hadde økt risiko for kreft i tykktarm, bryst og nyre (Wanger et al., 2011). Når eksponering for et grunnstoff overskrider nivået for en helsebasert grenseverdi, vil denne overskridelsen ikke nødvendigvis medføre en umiddelbar helserisiko. Men det betyr at den sikkerhetsmarginen man har lagt inn i beregningene når man sammenligner nivåer som har gitt en helseskadelig effekt (oftest i forsøksdyr) med den gitte eksponeringen hos mennesker, vil bli mindre.

10 Konklusjon

ICP-MS metoden har svært lav kvantifiseringsgrense og egnet seg godt for kvantitativ bestemmelse av de fleste grunnstoff med grenseverdi i drikkevannsforskriften eller andre nasjonale grenseverdier.

Sporgrunnstoffene Cr, Cd, Sb, Be ble ikke kvantitet fordi disse sporgrunnstoffene vanligvis forekommer i vann i svært lave konsentrasjoner og metoden har ikke lav nok kvantifiseringsgrense for å bestemme konsentrasjonen av disse grunnstoffene.

Dette arbeidet hadde som hovedmål å kartlegge årstidsvariasjon i konsentrasjon av grunnstoffene Al, As, Fe, Mn, La, U og anionet fluorid i grunnvann fra de utvalgte vannverkene som i en tidligere undersøkelse (Abiyos, 2016) hadde vist overskridelse av grenseverdier i drikkevannsforskriften, eller andre nasjonale grenseverdier. På grunn av manglende vannprøver og noen begrensinger i datasettet ble det ikke tatt en fullstendig vurdering av årstidsvariasjon for enkelte grunnstoff. For grunnstoffet Fe er det ikke vurdert årstidsvariasjon da antall vannprøver var utilstrekkelig. Resultatet for årstidsvariasjon i fluoridkonsentrasjon ved Småslett og Marilett vannverk er basert på et mindre statistisk grunnlag sammenlignet med andre vannverk, siden vannverket hadde levert færre vannprøver. Resultatene fra dette arbeidet har vist at det ikke er signifikant variasjon i konsentrasjonen av grunnstoffene Al, As, La, U og anionet F^- i grunnvann gjennom året. For grunnstoffet Mn ble det funnet en signifikant variasjon i grunnstoffkonsentrasjon i grunnvann fra løsmassebrønn ved Børmark vannverk ($p=0,01$).

Konsentrasjoner for alle grunnstoffer, det vil si unntatt aluminium og sjeldne jordgrunnstoffer, er generelt høyere i fjellbrønner enn løsmassebrønner. Grunnvann fra fjellet har høyere pH, alkalitet og ledningsevne enn grunnvann fra løsmasse. Dette skyldes hovedsakelig oppløsning av bergarter og mineraler i grunnvannet. Det vil si at det er forskjell i kjemisk sammensetning i vann fra fjell- og løsmassebrønn.

Det ble ikke funnet signifikant sammenheng mellom nedbørmengde og konsentrasjonene av grunnstoffene Al, As, Mn, La og anionet F^- . For uran ble det funnet en signifikant sammenheng ($p=0,03$) mellom grunnstoffkonsentrasjon og nedbørmengde ved Midtre Høylandet vannverk (stasjon A). Det vil si at nedbøren vil bidra til økt urankonsentrasjon i grunnvann fra dette området. Hvis klimaet i Norge i fremtiden blir varmere og våtere, kan en forvente et høyere uraninnhold i grunnvann fra Midtre Høylandet.

Konsentrasjonen av fluorid i borehullene i et nærkyst område (Småslett og Marislett vannverk) har også vist en tydelig økende trend ved økende nedbør. Lineærmodellen har produsert en R^2 -verdi på 0,6. Dette indikerer at 60 prosent av variasjonen i fluoridkonsentrasjonen er forklart med nedbørmengden. Noe som kan tyde på en mulig sammenheng mellom nedbørmengde og fluoridkonsentrasjon i grunnvann fra fjellbrønner i nærkyst-områder.

Konsentrasjon av uran i grunnvann er vesentlig bestemt av berggrunnsgeologien. De høyeste konsentrasjonene av uran ble målt i nordvestlige Trøndelag hvor berggrunnen består hovedsakelig av gneisbergarter og granittiske gneis. Det ble funnet en en signifikant forskjell ($p < 0,001$) i middelveien i konsentrasjonen av uran i grunnvann fra to stasjoner ved Midtre Høylandet. Dette kan skyldes bergarttype som er forskjellige ved brønnene.

Resultatene fra dette arbeidet tyder på at forekomsten av fluorid i grunnvann er mer påvirket av hydrologiske og lokale forhold enn geologiske forholdet. Den høyeste fluoridkonsentrasjon (5,3 mg/l) ble målt i borehullene ved Småslett og Maroslett vannverk, og vannverk er lokalisert i et nærkyst-område. Resultatene har vist en signifikant positiv korrelasjon mellom fluorid og natrium ($p = 0,04$) i grunnvann fra fjell. Derfor er trolig konsentrasjonen av fluorid i grunnvann i nærkyst-område mer påvirket av sjøsalter og marin opprinnelse enn berggrunnsgeologi.

Totaldyp på fjellbrønn er signifikant positivt korrelert med grunnstoffene Ca ($p = 0,02$), Mn ($p = 0,04$), Rb ($p = 0,003$) og Cs ($p < 0,0001$), samt signifikant negativt korrelert med grunnstoffene Cl ($p = 0,008$), Br ($p = 0,02$) og anionet Cl^- ($p = 0,004$). Grunnen kan skyldes redoksforhold, lavt oksygeninnhold, lengre oppholdstid og mindre utlekking av marine salter og sjøsalter i dypere fjellbrønner.

Generelt viser resultatene fra dette arbeidet ingen signifikant variasjon i grunnstoffkonsentrasjon i 2019, men dette kan endre over en lengre tidsperiode. Hyppige episoder med kraftige nedbør vil kunne øke forvitring av bergarter og bidra til økte konsentrasjoner av grunnstoffer. Nydannet grunnvann er oksyderende, og derfor vil uran som er lettløselig under oksyderende forhold løses fra uranbærende bergarter til grunnvannet. Til tross for mer nedbør kan høyere temperaturer og økt fordamping gi fare for tørke om sommeren, som igjen resulterer i lavere grunnvannstand i brønner. Dette vil kunne påvirke drikkevannsvannkvaliteten. Derfor er det viktig å utføre en kompetent vurdering av grunnstoffkonsentrasjon over lengre tid, for eksempel over en 5-års periode, særlig for uran i områder med forhøyet uraninnhold i grunnvann.

For uran benytter Canada og USA en grenseverdi på 20 $\mu\text{g/l}$ (USEPA, 2018; Health Canada, 2019). *World Health Organization* (WHO, 2017) har fastsatt en grenseverdi på 30 $\mu\text{g/l}$. Australia har satt øvre grense til 17 $\mu\text{g/l}$ (NHMRC & NRMCC, 2011), og Tyskland har fastsatt satt til 10 $\mu\text{g/l}$ (TrinkwV, 2016). Disse normene skiller seg vesentlig fra hverandre siden kunnskapene om den helsemessige betydning av uran i drikkevann er ennå begrenset. På grunn av preventive helsemessige hensyn bør Norge også vurderes å sette inn tiltak for uran i drikkevann.

11 Referanseliste

- Aamodt, G., Bukholm G., Jahnsen, J., Moum, B. & Vatn, M. H. (2008). The Association Between Water Supply and Inflammatory Bowel Disease Based on a 1990–1993 Cohort Study in Southeastern Norway. *American Journal of Epidemiology*, 168 (9): 1065-1072. doi: 10.1093/aje/kwn218.
- Aarnes, H. (2006). *Bruksanvisning for statistikkprogrammet og programmeringsspråket R*. Departement av biologi. Universitet av Oslo. Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/matematikk/rmanual5.pdf> (lest 01.11.2019).
- Abiyos, B. (2017). *Determination of trace elements in ground drinking water in Norway*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Andersen, E., Løfsgaard, B. E. (2017). *Nok, godt og sikkert drikkevann offshore. En veileder i utforming og drift av drikkevannsanlegg på offshoreinnretninger*. Vannrapport 128. 5.utg. Oslo: Folkehelseinstitutt. Tilgjengelige fra: <https://www.fhi.no/publ/2017/vannrapport-128/> (lest 04.05.2019).
- Atkins, P., Overton, T. Rourke, J. Weller, M. & Armstrong, F. (2006). *Shriver & Atkins Inorganic chemistry*. 4th ed. Oxford: Oxford University Press
- Ayoob, S. & Gupta, A. K. (2006). Fluoride in Drinking Water: A Review on the Status and Stress Effects. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36 (6): 433-487. doi: 10.1080/10643380600678112.
- Banks, D., Reimann, C., Røyset, O., Skarphagen, H. & Sæther, O. M. (1995). Natural concentrations of major and trace elements in some Norwegian bedrock groundwaters. *Applied Geochemistry*, 10 (1): 1-16. doi: 10.1016/0883-2927(94)00046-9.
- Banks, D. (2000). *Grunnvann: ikke bare vann*. Gråsteinen, b. 6. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse.
- Banning, A. & Benfer, M. (2017). Drinking Water Uranium and Potential Health Effects in the German Federal State of Bavaria. *International Journal of Environmental Research and Public Health — Open Access Journal*, 14 (8): 927. doi: 10.3390/ijerph14080927.
- Banning, A., Pawletko, N., Röder, J., Kübeck, C. & Wisotzky, F. (2017). Ex situ groundwater treatment triggering the mobilization of geogenic uranium from aquifer sediments. *Science of the Total Environment*, 587-588: 371-380. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.162.
- Bean, J.A., Isacson, P., Hahne, R.M. & Kohler, J. (1982). Drinking water and cancer incidence in Iowa, II. Radioactivity in drinking water. *American Journal of Epidemiology*, 116 (6): 924–932. doi:10.1093/oxfordjournals.aje.a113494.
- Berg, M., Tran, H. C., Nguyen, T. C., Pham, H. V., Schertenleib, R. & Giger, W. (2001). Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat. *Environmental science & technology*, 35 (13): 2621. doi: 10.1021/es010027y.
- Bogden, J. (2000). The Essential Trace Elements and Minerals. I: Bogden, J. & Klevay, L.M. (red.) *Clinical nutrition of the essential trace elements and minerals: the guide for health professionals*, s.3-9. USA: humana press Inc.
- Bro., R. & Smilde, A. K. (2014). Principal component analysis. *ROYAL SOCIETY CHEMISTRY*, 6 (9): 2812–2831. doi:10.1039/c3ay41907j.

- Briner, W. (2010). The toxicity of depleted uranium. *International journal of environmental research and public health*, 7(1), 303–313. doi:10.3390/ijerph7010303.
- Briner, W., Rycek, R. F., Moellenberndt, A. & Dannull, K. (2000). Neurodevelopmental effects of lanthanum in mice *Neurotoxicology and Teratology*, 22 (4): 573-581. doi: 10.1016/S0892-0362(00)00075-1.
- Bissen, M. & Frimmel, F. H. (2003). Arsenic — a Review. Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 31 (1): 9-18. doi: 10.1002/aheh.200390025.
- Brindha, k. & Elango, L. (2011). Fluoride in Groundwater: Causes, Implications and Mitigation Measures. I: Monroy, S. D. (red). *Fluoride : properties, applications and environmental management*, s. 111-136. New York: Nova Science Publishers.
- Broadway, J.A. & Strong, A.B. (1983). Radionuclides in human bone samples. *Health Phys*, 45(3):765-768
- Bølviken, B. (2004). Geokjemi og helse. *Norsk epidemiologi*, 14 (2): 206-212. doi: 10.5324/nje.v14i2.245.
- Bowler, R. M., Gysens, S., Diamond, E., Nakagawa, S., Drezgic, M., & Roels, H. A. (2006). Manganese exposure: Neuropsychological and neurological symptoms and effects in welders. *Neurotoxicology*, 27(3):315-326. doi: 10.1016/j.neuro.2005.10.007
- Bjerregaard, P. (1998). *Basisbog i økotoxikologi*. København: G. E. C. Gads forlag Calderon, R. L. (2000). The epidemiology of chemical contaminants of drinking water. *Food and Chemical Toxicology*, 38 (1) :13-20. doi: 10.1016/S0278-6915(99)00133-7.
- Collman, G. W., Loomis, D. P., & Sandler, D. P. (1991). Childhood cancer mortality and radon concentration in drinking water in North Carolina. *British journal of cancer*, 63(4), 626–629. doi:10.1038/bjc.1991.143.
- Cheng, J., Cheng, Z., Hu, R., Cui, Y., Cai, J., Li, N., Gui, S., Sang, X., Sun, Q., Wang, L., et al. (2014). Immune dysfunction and liver damage of mice following exposure to lanthanoids. *Environmental Toxicology*, 29 (1): 64-73. doi: 10.1002/tox.20773.
- Clausen, S.E. (2009). *Multivariate analysemetoder for samfunnsvitere*. Oslo: Universitetsforlaget
- Das, T., Sharma, A. & Talukder, G. (1988). Effects of lanthanum in cellult systems. *Biological Trace Element Research*, 18 (1): 201-228. doi: 10.1007/BF02917504.
- Dissanayake, C. B. (1991). The fluoride problem in the ground water of Sri Lanka — environmental management and health. *International Journal of Environmental Studies*, 38 (2-3): 137-155. doi: 10.1080/00207239108710658.
- Ellingsen, D. G., Konstantinov, R., Bast-Pettersen, R., Merkurjeva, L., Chashchin, M., Thomassen, Y., & Chashchin, V. (2008). A neurobehavioral study of current and former welders exposed to manganese. *Neurotoxicology*, 29(1), 48-59. doi:10.1016/j.neuro.2007.08.014
- European Union. (2014). *EUROPEAN UNION (DRINKING WATER) REGULATIONS 2014: ARRANGEMENT OF REGULATIONS*. S.I. No. 122 of 2014. Tilgjengelig fra: <http://www.irishstatutebook.ie/eli/2014/si/122/made/en/print> (lest 02.03.2019).
- EFSA. (2010). Scientific Opinion on Dietary Reference Values for water: EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition, and Allergies (NDA). *EFSA Journal*, 8(3) :1-48.
- Engelsen, C. J. & Slåttsveen, T. (2010). Påvirkning av metalliske materialer på drikkevannet. *VANN*, 45(2):143-153.

Elder, A., Nordberg, G. F. & Kleinman, M. (2015). Routes of Exposure, Dose, and Toxiokinetics of Metals. I: Nordberg, G. F., Fowler, B. A. & Nordberg, M. (red.), *HANDBOOK ON THE TOXICOLOGY OF METALS*. 4. utg. London: Academic press.

Environment and climate Change Canada. (2018). *A natural river water from Grand River*. Product Information Sheet ION-96.4, lot 0618. Onatiro.Canada: Environment and climate Change Canada.

Ferreira, P. C., Abreu Tonani, K. A., Juliao, F. C., Cupo, P., Domingo, J. L. & Segura-Munoz, S. I. (2009). Aluminum Concentrations in Water of Elderly People's Houses and Retirement Homes and Its Relation with Elderly Health. (Report). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83 (4): 565-569. doi: 10.1007/s00128-009-9791-8.

Finch, R. & Murakami, T. (1999). Systematics and paragenesis of uranium minerals. I: Burns, P.C. & Finch, R. (red.) *Uranium: Mineralogy, Geochemistry and the Environment*, s. 91-180. Washington, DC: Mineralogical Society of America.

Frengstad, B. (2013). Hvilke bergarter kan gi problemer med vannkvaliteten i råsprengte tunneler og bassenger? Hva har vi lært om geokjemiske prosesser fra analyser av grunnvannsbrønner, og kan dette overføres til vannforsyning i større skala? *Vann*, 48(3):391-396.

Frengstad, B., Midtgård Skrede, A. K., Banks, D., Krog, J. R. & Siewers, U. (2000). The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques. *Science of The Total Environment*, 246 (1):21- 40. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00413-1.

Frengstad, B., Midtgård Skrede, A. K., Banks, D., Krog, J. R. & Lind, B. (1997). *Kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell i Oslo og Akershus fylke*. NGU-rapport 97.158. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/publikasjon/kjemisk-kvalitet-av-grunnvann-i-fast-fjell-i-oslo-og-akershus-fylke> (lest 05.01.2020).

Frengstad, B. (2002). *Groundwater quality of crystalline bedrock aquifers i Norway*. Doktor ingeniør. Trondhjem: Norges teknisk- naturvitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/234137881_Groundwater_quality_of_crystalline_bedrock_aquifers_in_Norway (lest den 03.02.2019).

Fraga, C. G. (2005). Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health. *Molecular Aspects of Medicine*, 26 (4-5): 235-244. doi: 10.1016/j.mam.2005.07.013.

Flaten, T. P. (1991). A nation-wide survey of the chemical composition of drinking water in Norway. *Science of the Total Environment*, 102: 35-73.

Flaten, T. P. (1986). *An investigation of the chemical composition of Norwegian drinking water and its possible relationships with the epidemiology of some diseases*. Trondheim.

FHI. (2016). *Vannforsyning og helse- veiledning i drikkevannhygiene*. Vannrapport 127. Andersen, E. (red.) Oslo: Folkehelseinstituttet. Tilgjengelige fra: <https://www.fhi.no/contentassets/10f6285109df44af96a0de9dd283c5ed/vanrapport-127---vannforsyning-og-helse.pdf> 8 (lest 02.02.19).

Factor-Litvak, P., Cheng, Z., Van Geen, A. & Ahsan, H. (2007). Association between Manganese Exposure through Drinking Water and Infant Mortality in Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*, 115 (7): 1107-1112. doi: 10.1289/ehp.10051.

Frengstad, B., Midtgård Skrede, A. K., Banks, D., Krog, J. R. & Siewers, U. (2000). The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques. *Science of The Total Environment*, 246 (1):21- 40. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00413-1.

Fan, G., Yuan, Z., Zheng, H. & Liu, Z. (2004) Study on the effects of exposure to rare earth elements and health-responses in children aged 7-10 years. *Journal of Hygiene Research*, 33(1):23-28.

Feng, L., Xiao, H., He, X., Li, Z., Li, F., Liu, N., Zhao, Y., Huang, Y., Zhang, Z. & Chai, Z. (2006). Neurotoxicological consequence of long-term exposure to lanthanum. *Toxicology Letters*, 165 (2): 112-120. doi: 10.1016/j.toxlet.2006.02.003.

Grazuleviciene, R., Nadisauskiene, R., Buinauskiene, J. & Grazulevicius, T. (2009). Effects of Elevated Levels of Manganese and Iron in Drinking Water on Birth Outcomes. *Polish J of Environ Stud* 18(5): 819–825.

Helsel, D. R. (2006). Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere*, 65: 2434-2439.

Health-Canada. (2019). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, Summary table*. Tilgjengelig fra: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality/guidelines-canadian-drinking-water-quality-summary-table.html#t2> (lest 02.04.2019).

Hua, D., Wang, J., Yu, D., & Liu, J. (2017). Lanthanum exerts acute toxicity and histopathological changes in gill and liver tissue of rare minnow (*Gobiocypris rarus*). *Ecotoxicology*, 26(9): 1207-1215. doi:10.1007/s10646-017-1846-8.

Huang, P., Li, J., Zhang, S., Chen, C., Han, Y., Liu, N., Xiao, Y., Wang, H., Zhang, M., Yu, Q., et al. (2011). Effects of lanthanum, cerium, and neodymium on the nuclei and mitochondria of hepatocytes: Accumulation and oxidative damage. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 31 (1): 25-32. doi: 10.1016/j.etap.2010.09.001.

Husby, I. (2014). *Sporelementer i drikkevann i Nord- Trøndelag*. Masteroppgave. Trondhjem: Norges teknisk naturvitenskapelige universitet.

HOD (2016). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*. Tilegnelige fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868> (lest 02.02.19).

HOD. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*. Tilegnelige fra: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2001-12-04-1372> (lest 02.02.19).

Hunter, P. R., MacDonald, A. M. & Carter, R. C. (2010). Water Supply and Health. *PLoS Medicine*, 7 (11): e1000361. doi: 10.1371/journal.pmed.1000361.

Kabata-Pendias, A. & Mukherjee, A. B. (2007). *Trace Elements from Soil to Human*. Berlin: Springer.

Khandare, A., Gourineni, S. & Validandi, V. (2017). Dental fluorosis, nutritional status, kidney damage, and thyroid function along with bone metabolic indicators in school-going children living in fluoride-affected hilly areas of Doda district, Jammu and Kashmir, India. *An International Journal Devoted to Progress in the Use of Monitoring Data in Assessing Environmental Risks to Man and the Environment*, 189 (11): 1-8. doi: 10.1007/s10661-017-6288-5.

Khan, K., Factor-Litvak, P., Wasserman, G. A., Liu, X., Ahmed, E., Parvez, F., Slavkovich, V., Levy, D., Mey, J., Geen, A. & Graziano, J. H. (2011). Manganese Exposure from Drinking Water and Children's Classroom Behavior in Bangladesh. *Research Children's Health*, 119 (10): 1501-1506. doi: 10.1289/ehp.1003397

- Khan, K., Wasserman, G. A., Liu, X., Ahmed, E., Parvez, F., Slavkovich, V., . . . Factor-Litvak, P. (2012). Manganese exposure from drinking water and children's academic achievement. *Neurotoxicology*, 33(1), 91-97. doi: 10.1016/j.neuro.2011.12.002
- Kondakis, X.G., Makris, N., LEotsinidis, M., Prinou, M. & Papapertropoulos, T. (1989) Possible health effects of high manganese concentration in drinking water. *Archives of Environmental Health*, 44 (3):175–178. doi:10.1080/00039896.1989.9935883.
- Kikuchi, H., Iwane, S., Munakata, A., Tamura, K., Nakaji, S. & Sugawara, K. (1999). Trace element levels in drinking water and the incidence of colorectal cancer. *Tohoku Journal of experimental medicine*, 188(3): 217-225.
- Keith, S., Faroon, O., Roney, N., Scinicariello, F., Wilbur, S., Ingerman, L., Llados, F., Plewak, D., Wohlers, D. & Diamond, G. (2013). *Toxicological Profile for Uranium*. Atlanta (GA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Konietzka, R. (2015). Gastrointestinal absorption of uranium compounds – A review. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 71 (1): 125-133. doi: 10.1016/j.yrtph.2014.08.012.
- Kurtio, P., Auvinen, A., Salonen, L., Saha, H., Pekkanen, J., Mäkeläinen, I., Väisänen, S. B., Penttilä, I. M. & Komulainen, H. (2002). Renal effects of uranium in drinking water. *Environmental Health Perspectives*, 110(4): 337-342. doi: 10.1289/ehp.02110337.
- Kristansen., H. (1976). Grunnvann og problemer i forbindelse med utnyttelse av grunnvann. *Vannforeningen-sammen for vannet*, 11(4): 254-261.
- Lawrence, D. (2016). *Klimaendring og framtidige flommer i Norge*. Norges vassdrags- og energidirektorat 81-2016. Tilgjengelig fra http://publikasjoner.nve.no/rapport/2016/rapport2016_81.pdf (lest 10.01.2020)
- Lahermo, P., Juntunen, R.(1991) Radiogenic elements of Finnish soils and groundwaters. *Appl Geochem* 6(2):169–183.
- Lestaevel, P., Grison, S., Favé, G., Elie, C., Dhieux, B., Martin, J. C., Tack, K. & Souidi, M. (2016). Assessment of the Central Effects of Natural Uranium Behavioural Performances and the Cerebrospinal Fluid Metabolome. *Neural Plasticity*, 2016. doi: 10.1155/2016/9740353.
- Lee, J. Y., Vespa, M., Gaona, X., Dardenne, K., Rothe, J., Rabung, T., Altmaier, M., Yun, J. (2017) Formation, stability and structural characterization of ternary $\text{MgUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$ and $\text{Mg}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$ (aq) complexes, *Radiochim. Acta* 105 (3):171–185. doi: 10.1515/ract-2016-2643
- Liu, J., Goyer, R. A. & Waalkes, M. P. (2008). TOXIC EFFECTS OF METALS. I: Klassen, C. D. (red.) *Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons*. 7. utg. s.931-980. New Yourk: McGraw-Hill Medical.
- LLINGSSEN, D. G., KONSTANTINOV, R., BAST-PETTERSEN, R., MERKURJEVA, L., CHASHCHIN, M., THOMASSEN, Y. & CHASHCHIN, V. 2008. A neurobehavioral study of current and former welders exposed to manganese *Neurotoxicology*, 29(1): 48-59. doi: 10.1016/j.neuro.2007.08.014.
- Liang, Q., Yin, H., Li, J., Zhang, L., Hou, R., & Wang, S. (2018). Investigation of rare earth elements in urine and drinking water of children in mining area. *Medicine*, 97(40), e12717. doi:10.1097/MD.00000000000012717.
- Løvås, G. G. (2013). *Statistikk for universiteter og høyskoler*. 3. utg. Statistikk. Universitetsforlag: Oslo.

- Kihlstrøm, B. (1993). Grunnvannskvalitet. Problemer og tiltak. *VANN*, 28(1): 18-24.
- Kristiansen, H. (1976) Grunnvann og problemer i forbindelse med utnyttelse av grunnvann, *VANN*, 11 (4): 254-261.
- Markus, R. (2008). What is principal component analysis? *Nature Biotechnology*, 26 (3): 303. doi: 10.1038/nbt0308-303.
- Morton, S. C., Zhang, M. & Edwards M. A. (2005), Implications of nutrient release from iron metal for microbial regrowth in water distribution systems. *WATER RESEARCH*, 39 (13): 2883–2892. doi: 10.1016/j.watres.2005.05.024.
- Moermond, C. T. A., Tijink, J., Van Wezel, A. P. & Koelmans, A. A. (2001). Distribution, speciation, and bioavailability of lanthanides in the Rhine-Meuse estuary, The Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (9): 1916-1926. doi: 10.1002/etc.5620200909.
- National Institute of Standards & Technology. (2010). *Trace Elements in Natural Water*. Standard Reference Material 1640a. Gaithersburg, MD: National Institute of Standards & Technology.
- National institute of Standards & Technology. (2009). *Trace Elements in Water*. Standard Reference Material 1643e. Gaithersburg : National institute of Standards & Technology
- Neal, C. (2005). Lanthanum, cerium, praseodymium and yttrium in waters in an upland acidic and acid sensitive environment, mid-Wales. *Lanthanum, cerium, praseodymium and yttrium in waters in an upland acidic and acid sensitive environment, mid-Wales*, 9(6), 645-656. doi:10.5194/hess-9-645-2005
- NHMRC. & NRMCC. (2011). *Australian Drinking Water Guidelines Paper 6. National Water Quality Management Strategy*. 4. utg. Canberra: Commonwealth of Australia. Tilgjengelig fra: <https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/documents/reports/aust-drinking-water-guidelines.pdf> (lest 11.03.2019).
- Nordstrom, D. K. (2002). Worldwide Occurrences of Arsenic in Ground Water. *Science*, 296 (5576): 2143-2145. doi: 10.1126/science.1072375.
- NGU. (2018). GRUNNVANNSKJEMI. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/grunnvanninorge/alt-om-grunnvann/grunnvann-i-norge/grunnvannskjemi> (lest 09.04.2019).
- NGU. (2018). EN USYNLIG RESSURS. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/grunnvanninorge/alt-om-grunnvann/generelt-om-grunnvann/en-usynlig-ressurs> (lest 09.04.2019).
- NGU. (2015). Høyer uranverdier i Namdal kan gi økt fare for radon og lunge kreft. hentet fra: <https://www.ngu.no/nyheter/hoye-uranverdier-i-namdal-kan-gi-okt-fare-radon-og-lungekreft> (lest 28.08.2019)
- NGU. (2015). URAN OG THORIUM. hentet fra: <https://www.ngu.no/fagomrade/uran-og-thorium> (lest 28.09.2019).
- NGU. *GRANADA, nasjonal grunnvannsdatabase* [Online]. Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/granada/> (lest 12.04.2019).
- NGU. (2018). *Ordbok*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/grunnvanninorge/ordbok> (lest den 03.03.2019).
- NGI. (2015). *Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter*. Veileder for miljødirektoratet M 310-2015. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M310/M310.pdf> (lest 03.08.2019).

Nolan, J., Weber, K. A. (2015). Natural uranium contamination in major US aquifers linked to nitrate, *Environmental Science & Technology Letter*, 2(8):215–220. doi: [10.1021/acs.estlett.5b00174](https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00174)

NICNAS (2014). Phoslock, Existing Chemical Secondary Notification Assessment Report NA/899S. NICNAS, Australian Government Department of Health. Tilgjengelig fra: <https://www.nicnas.gov.au/search?query=302346-65-2&collection=nicnas-meta> (lest 20.09.2019).

Paquet, F., Houpert, P., Blanchardon, E., Delissen, O., Maubert, C., Dhieux, B., Moreels, A. M., Frelon, S. & Gourmelon, P. (2006). Accumulation and distribution of uranium in rats after chronic exposure by ingestion. *Health Phys* 90(2):139-147. doi: [10.1097/01.hp.0000174527.66111.83](https://doi.org/10.1097/01.hp.0000174527.66111.83).

Pennick, M., Dennis, K. & Damment, S. J. P. (2006). Absolute bioavailability and disposition of lanthanum in healthy human subjects administered lanthanum carbonate. *Journal of Clinical Pharmacology*, 46(7):738-746. doi: [10.1177/0091270006289846](https://doi.org/10.1177/0091270006289846).

Plumlee, G.S. & Ziegler, T.L. (2003). The medical geochemistry of dusts, soils, and other earth materials. I: Holland, H. D. & Turekian, K. K. (red.) *Treatise on geochemistry*, b.9, s.263-310. Amsterdam: Elsevier Science.

Rango, T., Kravchenko, J., Atlaw, B., McCornick, P. G., Jeuland, M., Merola, B. & Vengosh, A. (2012). Groundwater quality and its health impact: An assessment of dental fluorosis in rural inhabitants of the Main Ethiopian Rift. *Environment International*, 43 (1): 37-47. doi: [10.1016/j.envint.2012.03.002](https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.03.002).

Ringdal, K. (2001). *Enhet og mangfold: samfunnsvitenskapelig forskning og kvantitativ metode*. Bergen: Fagbokforlaget.

Richards, E., Bessant, C. & Saini, S. (2002). Multivariate Data Analysis in Electroanalytical Chemistry. *Electroanalysis*, 14 (22): 1533-1542. doi: [10.1002/1521-4109\(200211\)14:22<1533::AID-ELAN1533>3.0.CO](https://doi.org/10.1002/1521-4109(200211)14:22<1533::AID-ELAN1533>3.0.CO)

Radespiel-Tröger, M. & Meyer, M. (2013). Association between drinking water uranium content and cancer risk in Bavaria, Germany. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 86 (7): 767-776. doi: [10.1007/s00420-012-0806-0](https://doi.org/10.1007/s00420-012-0806-0).

Seither, A., Eide, P. E., Berg T. & Frengstad, B. (2012). *The inorganic drinking water quality of some groundwaterworks and regulated wells in Norway*. Rapport fra Norge Geologiske undersøkelse 2012.073. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/publikasjon/inorganic-drinking-water-quality-some-groundwaterworks-and-regulated-wells-norway> (lest 05.06.2019).

Standard Norge, (2012). *NS-EN ISO 10304-1: 2009 /AC:2012 Rettelsesblad AC - Vannundersøkelse - Bestemmelse av oppløste anioner med væskechromatografi - Del 1: Bestemmelse av bromid, klorid, fluorid, nitrat, nitritt, fosfat og sulfat - Teknisk rettelsesblad 1(ISO 10304-1:2007/Cor 1:2010)*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=529463> (lest 04.03.2019).

Standard Norge. (2012). *NS-EN ISO 10523: 2012 Vannundersøkelse - Måling av pH (ISO 10523:2008)*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=529464> (lest 04.03.2019).

Standard Norge. (1996). *NS-EN ISO 9963-1:1995 Vannkvalitet - Bestemmelse av alkalitet - Del 1: Bestemmelse av total og sammensatt alkalitet (ISO 9963-1:1994)*

Tilgjengelige fra:

<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=145883> (lest 04.03.2019).

Standard Norge, (1985). *NS-ISO 7888: 1985 Vannundersøkelse - Bestemmelse av konduktivitet (= EN 27888:1993).*

Tilgjengelige fra:

<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=146721> (lest 04.04.2019).

Standard Norge. (2011). *NS-EN ISO 7887 Vannundersøkelse - Bestemmelse av farge (ISO 7887:2011).* Tilgjengelig fra:

<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=523202> (lest 04.04.2019).

Standard Norge. (2016). *NS-EN ISO7027-1 Vannundersøkelse - Bestemmelse av turbiditet - Del 2: Semikvantitative metoder for vurdering av gjennomsiktighet i vann (ISO 7027-2:2019).* Tilgjengelig fra:

<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=1035227> (lest 04.04.2019).

Standard Norge. (2006). *NS-EN ISO 17294-1: 2006 Vannundersøkelse - Bruk av induktivt koplet plasmamassespektrometri (ICP-MS) - Del 1: Generelle retningslinjer (ISO 17294-1:2004).* Tilgjengelig fra:

<https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=231860> (lest 04.04.2019).

Spangler, A. H. & Spangler, J.G. (2009). Groundwater manganese and infant mortality rate by county in North Carolina: an ecological analysis. *Ecohealth*: 6(4):596–600. doi: 10.1007/s10393-010-0291-4.

States, S. J., Conley, L. F., Ceraso, M., Stephenson, T. E., Wolford, R. S., Wadowsky, R. M., McNamara, A. M. & Yee, R. B. (1985). Effects of metals on *Legionella pneumophila* growth in drinking water plumbing systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 50 (5): 1149-1154.

Saha, D., Marwaha, S., & Mukherjee, A. (2018). Groundwater Resources and Sustainable Management Issue in India. I: Saha, D., Marwaha, S., & Mukherjee, A. (red.) *Clean and Sustainable Groundwater in India*. Singapore: Springer.

Sheppard, S. C., Sheppard, M. I., Gallerand, M.-O. & Sanipelli, B. (2005). Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. *Journal of Environmental Radioactivity*, 79 (1): 55-83. doi: 10.1016/j.jenvrad.2004.05.015.

Sherwin, R. P. (1983). What is an adverse health effect? *Environmental health perspectives*, 52: 177.

Smith, A. H., Lingas, O. & Rahman, M. (2000). Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: A public health emergency. *Bulletin Of The World Health Organization*, 78 (9): 1093-1103.

Smedley, P. L., Nicolli, H. B., Macdonald, D. M. J., Barros, A. J. & Tullio, J. O. (2002). Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*, 17 (3): 259-284. doi: 10.1016/S0883-2927(01)00082-8.

Shankar, S., Shanker, U. & Shikha, U. (2014). Arsenic Contamination of Groundwater: A Review of Sources, Prevalence, Health Risks, and Strategies for Mitigation. *The Scientific World Journal*, 2014. doi: 10.1155/2014/304524.

- Sogbanmu, T.O., Aitsegame, S.O., Otubanjo, O. A., & Odiyo, J.O. (2019). Drinking water quality and human health risk evaluations in rural and urban areas of Ibeju-Lekki and Epe local government areas, Lagos, Nigeria. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*.
- Thomas, R. (2004). *Practical guide to ICR-Ms*. New Yourk: Marcel Dekker.
- Tseng, C.-H., Tai, T.-Y., Chong, C.-K., Tseng, C.-P., Lai, M.-S., Lin, B. J., Chiou, H.-Y., Hsueh, Y.-M., Hsu, K.-H. & Chen, C.-J. (2000). Long-Term Arsenic Exposure and Incidence of Non-Insulin-Dependent Diabetes Mellitus: A Cohort Study in Arseniasis-Hyperendemic Villages in Taiwan. *Environmental Health Perspectives*, 108 (9): 847. doi: 10.1289/ehp.00108847.
- Trinkwv. (2016). *ORDINANCE ON THE QUALITY OF WATER INTENDED FOR HUMAN CONSUMPTION (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001)*. Tilgjengelig fra: https://www.bundesgesundheitsministerium.de/fileadmin/Dateien/3_Downloads/E/Englische_Dateien/Drinking_Water_Ordinance.pdf (lest 08.04.2019).
- USEPA. (2018). *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-F-18-001*. Tilgjengelig fra <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/dwtable2018.pdf> (lest 08.03.2019).
- USEPA. (2012). *Reagecon 10 NTU Ratio Turbidity Standard*. Tilgjengelig fra: <https://www.reagecon.com/reagecon-10-ntu-ratio-turbidity-standard-csr-10-100> (lest 14.05.2019).
- Vassiliev, V. B., Kachurin, A. M., Beltramini, M., Roco G.P., Salvato, B. & Gaitskhoki, V. S. (1997). Copper depletion/repletion of human ceruloplasmin is followed by the changes in its spectral features and functional properties. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 65(3):167-174. doi:10.1016/S0162-0134(96)00119-5.
- Vogt, T. (1986). *Vannkvalitet og helse: analyse av en mulig sammenheng mellom aluminium i drikkevann og aldersdemens*. Oslo: Statistisk sentralbyrå.
- Wagner, S.E., Burch, J.B., Bottai, M., Puett, R., Porter, D., Bolick-Aldrich, S., Temples, T., Wilkerson, R.C., Vena, J.E. & Hébert, J.R. (2011). Groundwater uranium and cancer incidences in South Carolina. *Cancer Cause Control*, 22(1): 41-50. doi:10.1007/s10552-010-9669-4.
- WHO (2017). *Guidelines for drinking-water quality*. 4. utg. Geneva: World Health Organization. Tilgjengelig fra: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/ (lest den 01.02.2019).
- WHO. (2001). *Depleted uranium: sources, exposure and health effects*. WHO/SDE/PHE/01.1. hentet fra: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/66930/WHO_SDE_PHE_01.1.pdf (lest 30.08.2019).
- Wooldridge, J. M. (2009). *Introductory econometrics: a modern approach*. 4. utg. Mason, Ohio: South-Western Cengage Learning.
- Xiju, L., Qingqian, L., Jie, C., Lianping, Z., Baofen, M., Zhaonan, X. & Guiping, C. (2000). Comparison of trace elements in drinking water between high and low incidence districts of gastric carcinoma. *Nuclear Inst. and Methods in Physics Research, B*, 160 (1): 167-171. doi: 10.1016/S0168-583X (99)00585-6.
- Yuan, Y., Marshall, G., Ferreccio, C., Steinmaus, C., Selvin, S., Liaw, J., Bates, M. N. & Smith, A. H. (2007). Acute Myocardial Infarction Mortality in Comparison with Lung and Bladder Cancer Mortality in Arsenic-exposed Region II of Chile from 1950 to 2000. *American Journal of Epidemiology*, 166 (12): 1381-1391. doi: 10.1093/aje/kwm238.
- Zamora, M. L., Tracy, B.L., Zielinski, J.M., Meyerhof, D.P. & Moss, M. A. (1998). Chronic ingestion of uranium in drinking water: A study of kidney bioeffects in humans. *Toxicological Science* 43 (1): 68-77.

Zhu, W., Xu, S., Shao, P., Zhang, H., Wu, D., Yang, W., Feng, J. & Feng, L. (2005). Investigation on liver function among population in high background of rare earth area in South China. *Biological Trace Element Research*, 104 (1): 1. doi: 10.1385/BTER:104:1:001.

Zhuang, M., Zhao, J., Li, S., Liu, D., Wang, K., Xiao, P., . . . Chu, Z. (2017). Concentrations and health risk assessment of rare earth elements in vegetables from mining area in Shandong, China. *Chemosphere*, 168, 578-582. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.11.023.

Zhu W, Xu S, Shao P, Zhang H, Shao P, Wu D, Yang W & Feng J (1996) Investigation on the intelligence quotient of children in the areas with high REE background. *Chinese Science Bulletin* 41(1):914-916.

Ødegaard, H. & Norheim, B. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg. Hamar: Norsk Vann.

Vedlegg A1. Prosedyre for prøvetaking av drikkevann

Viktig moment: Unngå forureining av kork og opning av sentrifugerøret. Hald derfor nedst på røret. Ikkje ta på opninga av røret eller innsida av korken. Prøv å unngå å legge frå deg korken. Dersom du må legge korken frå deg, legg den med innsida opp

Kvart prøverør er nummerert. Noter prøvenummer, dato, klokkeslett, prøvetakingspunkt, namn på kjelde for råvatn og vassbehandling på prøvetakingstidspunktet på vedlagt skjema.

Reint vatn: 2 x 15 mL-rør og ei 200 mL-flaske

1. Opne krana og la vatnet renne sakte i 3 minutt. Du skal ikkje regulere vasstraumen under tapping og prøvetaking.
2. Opne korken og hald prøverøret under vasstraumen. Fyll sakte opp til 15 mL-merket og skru fast korken. Gjer det same for 200 ml flaska.

Råvatn frå brønn: 2 x 15 mL-rør

1. Dersom det fins uttak av vatn direkte frå brønnen gjennom eiga tappekran:
 - a. Opne krana og la vatnet renne sakte i 3 minutt. Du skal ikkje regulere vasstraumen under tapping og prøvetaking.
 - b. Opne korken og hald sentrifugerøret under vasstraumen. Fyll sakte opp til 15 mL-merket og skru fast korken.
2. Dersom det ikkje fins eige uttak av vatn frå brønnen:
 - a. Ta på vedlagt hanske.
 - b. Opne korken og hald sentrifugerøret under vatn i brønnen. Fyll røret fullt og skru fast.

Vedlegg A2. Skjema for prøvetaking

Vannverkets navn:

Kommune:

Fylke:

Tidspunkt forprøvetaking (dag.måned.år + klokkeslett):

Prøvenummer rent vann 2 x 15-mL-rør og en 200mL-flaske:

Prøvenummer råvann 2 x 15-mL-rør:

Råvannskilde navn:

Vannbehandling på det tidspunktet prøvene ble tatt:

Prøvetaker/kontaktperson:

TELEFON:

Eventuelle tilleggsopplysninger:

Vedlegg B. Oversikt over datoer for mottatte prøver

Tabell B.1: Oversikt over datoer for mottatte prøver

	Feb- Mars	Mai	Juni-Juli	Sep- Okt	Nov-Des
Statland	02.04.2019	08.05.2019	20.06.2019	20.09.2019	26.11.2019
Småslett og Marislett	28.03.2019	10.05.2019	Ikke mottatt	22.10.2019	Ikke mottatt
Utvorda	02.03.2019	Ikke mottatt	08.07.2019	23.09.2019	Ikke mottatt
Olstad	20.02.2019	15.05.2019	25.06.2019	10.09.2019	Ikke mottatt
Høyjord	25.02.2019	08.05.2019	19.06.2019	15.09.2019	25.11.2019
Gyland	27.02.2019	09.05.2019	25.06.2019	11.09.2019	02.12.2019
Sira vannverk	27.02.2019	09.05.2019	25.06.2019	11.09.2019	02.12.2019
Rekdal vassverk	05.03.2019	13.05.2019	08.07.2019	19.09.2019	26.11.2019
Grimebakken	08.04.2019	05.06.2019	Ikke mottatt	Ikke mottatt	Ikke mottatt
Øvre Eiker Strømbo	18.02.2019	07.06.2019	05.07.2019	10.09.2019	03.12. 2019
Lia vassverk	25.02.2019	13.05.2019	24.06.2019	23.09.2019	26.11.2019
Ulsberg	21.02.2019	13.05.2019	17.06.2019	11.09.2019	04.12.2019
Midtre Høylandet	28.03.2019	29.05.2019	24.06.2019	20.09.2019	04.12.2019
Brekkevassverk	11.03.2019	10.06.2019	18.07.2019	17.09.2019	03.12.2019
Grane kommunale	20.02.2019	10.05.2019	19.06.2019	24.10.2019	27.11.2019
Sør-Sjona og Utskarpen	18.02.2019	21.05.2019	24.06.2019	10.09.2019	27.11.2019
Joramo	06.03.2019	21.05.2019	01.07.2019	30.09.2019	03.12.2019
Børmark	27.03.2019	15.05.2019	20.06.2019	06.09.2019	02.12.2019
Trevatn vannverk	03.04.2019	15.05.2019	Ikke mottatt	Ikke mottatt	Ikke mottatt
Åvella	17.02.2019	09.05.2019	18.06.2019	17.09.2019	24.11.2019
Garmo	18.03.2019	13.05.2019	28.06.2019	Ikke mottatt	02.12.2019
Lillehammer	03.04.2019	20.05.2019	26.06.2019	11.09.2019	09.12.2019
Torhop	21.03.2019	Ikke mottatt	14.08.2019	Ikke mottatt	Ikke mottatt
Skipagura	21.03.2019	Ikke mottatt	14.08.2019	Ikke mottatt	Ikke mottatt

Vedlegg C. Sertifiserte referansematerialer

Tabell C.1: Analyseresultater og Sertifiserte områder for SRM 1640a analysert på ICP-MS (National Institute of Standards & Technology 2010)

Grunnstoff	Enhet	Målt Mars	Målt Mai	Målt Juni	Målt Sep-Nov	Middelverdi	Bias %	SRM 1640a
Al	µg/l	55	54	53	55	54,25	2,36	53,0 ± 1,8
Sb	µg/l	5	5	4,7	4,8	4,875	4,51	5,105 ± 0,046
As	µg/l	8	8,1	7,6	8	7,925	1,86	8,075 ± 0,07
Ba	µg/l	150	150	150	150	150	1,19	151,80 ± 0,83
Be	µg/l	3,1	3,0	2,9	3,0	3	0,86	3,026 ± 0,028
B	µg/l	300	300	290	290	295	2,67	303,1 ± 3,1
Cd	µg/l	4	5	3,9	4	4,225	5,84	3,992 ± 0,074
Cr	µg/l	40	41	40	41	40,5	0,10	40,54 ± 0,3
Co	µg/l	21	21	20	20	20,5	1,28	20,24 ± 0,24
Cu	µg/l	92	92	88	86	89,5	4,37	85,75 ± 0,51
Fe	µg/l	38	38	37	36	37,25	1,22	36,8 ± 1,8
Pb	µg/l	12	12	12	12	12	0,83	12,101 ± 0,050
Mn	µg/l	41	42	40	40	40,75	0,89	40,39 ± 0,36
Mo	µg/l	44	45	41	42	43	5,70	45,60 ± 0,61
Ni	µg/l	26	26	25	25	25,5	9,35	23,32 ± 0,14
Se	µg/l	19	20	20	20	19,75	1,89	20,13 ± 0,17
Ag	µg/l	8,1	8,2	7,9	8,1	8,075	0,07	8,081 ± 0,046
Sr	µg/l	120	130	120	120	122,5	2,80	126,03 ± 0,91
Tl	µg/l	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,17	1,619 ± 0,016
U	µg/l	25	25	24	24	24,5	4,93	23,35 ± 0,27
V	µg/l	15	15	14	14	14,5	3,65	15,05 ± 0,25
Zn	µg/l	57	57	53	55	55,5	0,25	55,64 ± 0,35
Li	µg/l	0,41	0,4	0,4	0,36	0,3925	3,47	0,4066 ± 0,0094
Rb	µg/l	1,1	1,1	1,2	1,2	1,15	4,01	1,198 ± 0,011
Ca	µg/l	5,6	5,5	5,1	5,3	5,375	4,27	5,615 ± 0,021

Tabell C1: Forsetter

Grunnstoff	Enhet	Målt Mars	Målt Mai	Målt Juni	Målt Sep-Nov	Middelverdi	Bias %	SRM 1640a
Mg	mg/l	1,1	1,1	1,1	0,97	1,0675	0,84	1,0586± 0,0041
K	mg/l	0,56	0,57	0,6	0,55	0,57	1,71	0,5799 ± 0,0023
Si	mg/l	5,3	5,1	4,9	5,2	5,125	1,63	5,210 ± 0,021
Na	mg/l	3,1	3,3	3,3	3	3,175	1,21	3,137± 0,031

Tabell C.2: Analyseresultater og Sertifiserte områder for SRM ION-96.4 analysert på IC (Environment and Climate Change Canada, 2018)

Anioner	Enhet	Målt Mars	Målt Mai	Målt Juni	Målt Sep	Målt Nov	Middelverdi	Bias %	SRM ION-96.4
Fluorid	mg/l	0,13	0,13	0,14	0,14	0,11	0,13	5,69	0,123 ± 0,034
Klorid	mg/l	72	71	73	73	73	72,4	2,16	74 ±3,8
Nitrat	mg/l	2,8	2,7	2,9	2,7	2,8	2,78	3,14	2,87 ± 0,28
Sulfat	mg/l	77	77	78	77	77	77,2	1,45	76,1 ± 4,0

Vedlegg D: En oversikt over målte verdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann i råvann

Tabell D.1: Oversikt av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann (råvann) for hvert enkelt vannverk.

Element	Enhet	n=5			n=3			n=5			n=5			n=5		
		Statland			Småslett og Marislett			Høyjord			Gyland			Sira		
		min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median
Li	µg/l	1,3	6,5	6,1	2,4	2,5	2,4	2	4	3,6	0,098	0,11	0,11	0,099	0,25	0,19
Na	mg/l	53	64	57	89	92	90	10	23	21	5,9	6,3	6	5,1	7,2	5,4
Mg	mg/l	9,4	11	10	1,7	1,8	1,7	7,4	11	9,8	0,73	0,82	0,77	0,48	1,5	1,3
Si	mg/l	5	5,6	5,2	4,1	4,6	4,4	5,5	6,4	6,4	2,6	2,9	2,7	2,2	4,6	4,3
S	mg/l	9,2	9,7	9,4	1,7	1,7	1,7	2,6	5	4,1	1,7	1,9	1,7	0,68	1,5	1,3
K	mg/l	6,3	7,1	6,6	1,1	1,1	1,1	1,2	3,5	1,3	1,7	1,9	1,8	0,31	0,62	0,57
Ca	mg/l	23	26	25	5,5	5,8	5,8	29	38	31	3,1	3,5	3,3	1,3	3,1	2,7
V	µg/l	0,23	0,26	0,25	0,03	0,055	0,044	0,051	0,075	0,053	0,012	0,015	0,013	0,086	0,17	0,15
Mn	µg/l	13	27	20	1,2	4,1	1,5	0,25	1,6	0,9	27	35	28	2	3,7	2,2
Co	µg/l	0,01	0,049	0,033	0,03	0,037	0,032	0,01	0,058	0,037	0,04	0,045	0,043	0,023	0,048	0,03
Ni	µg/l	0,04	0,13	0,086	0,05	0,2	0,11	0,21	4,5	0,53	0,58	1,7	0,95	0,13	0,25	0,13
Zn	µg/l	10	20	11	0,22	0,29	0,23	4,6	20	6,5	8,5	130	65	1,5	3,4	2,2
As	µg/l	0,37	0,42	0,39	0,02	0,03	0,019	0,023	0,05	0,045	0,016	0,059	0,022	0,005	0,01	0,0073
Rb	µg/l	1,2	1,5	1,3	2,8	3	2,8	1,6	3,4	1,8	7,3	7,8	7,7	0,97	2,5	2,4
Sr	µg/l	140	150	140	180	200	190	160	260	250	23	27	25	9,2	22	19
Y	µg/l	0,27	0,29	0,28	4,4	4,7	4,6	0,021	0,062	0,032	0,028	37	34	0,024	0,3	0,27
Mo	µg/l	1,9	2,1	2,1	0,19	0,22	0,2	5,5	9,2	6,1	0,006	0,02	0,0085	0,1	0,47	0,43
Cs	µg/l	0,01	0,014	0,012	0,05	0,07	0,065	0,069	0,2	0,073	0,028	0,03	0,028	0,005	0,007	0,0059
Ba	µg/l	52	63	56	0,75	0,88	0,79	8,5	43	9,4	52	57	55	6,6	16	13
La	µg/l	0,02	0,02	0,017	0,02	0,035	0,019	0,02	0,11	0,028	140	150	150	0,57	1,1	0,69
Ce	µg/l	0,02	0,02	0,017	0,03	0,093	0,038	0,0013	0,18	0,016	130	140	130	0,29	0,87	0,37
Pr	µg/l	0	0,005	0,0043	0,01	0,014	0,01	0,0038	0,025	0,0072	25	26	26	0,11	0,21	0,14
Nd	µg/l	0,02	0,022	0,021	0,06	0,08	0,064	0,017	0,09	0,027	93	97	95	0,42	0,81	0,51
Sm	µg/l	0	0,006	0,004	0,03	0,041	0,035	0,0021	0,017	0,0055	11	11	11	0,058	0,11	0,075
Gd	µg/l	0,01	0,01	0,0072	0,1	0,11	0,11	0,0029	0,014	0,0039	9,3	9,5	9,4	0,053	0,084	0,059
Dy	µg/l	0,01	0,016	0,013	0,32	0,35	0,34	0,0022	0,0063	0,0044	5,2	5,4	5,3	0,031	0,053	0,04
Ho	µg/l	0	0,004	0,0039	0,1	0,1	0,1	0,0002	0,0014	0,001	0,96	0,99	0,98	0,006	0,01	0,0078
Er	µg/l	0,01	0,015	0,014	0,34	0,37	0,36	0,0016	0,0053	0,0017	2,6	2,7	2,7	0,019	0,029	0,023
Tm	µg/l	0	0,002	0,002	0,04	0,041	0,04	0,0002	0,0009	0,0007	0,29	0,3	0,3	0,002	0,003	0,0026
Yb	µg/l	0,01	0,015	0,013	0,16	0,18	0,18	0,0009	0,0057	0,0027	1,6	1,8	1,7	0,014	0,023	0,017
Pb	µg/l	0,24	0,42	0,31	0,01	0,02	0,017	0,037	0,41	0,049	1,3	10	2,5	0,022	0,04	0,033
U	µg/l	26	29	28	2,5	2,9	2,7	3,4	10	3,5	0,14	0,14	0,14	0,01	0,012	0,011
Cl	µg/l	22	24	24	6,3	12	12	7,4	10	8,5	8,9	9,5	9,1	7,8	11	7,9
Br	µg/l	100	110	110	28	56	55	18	37	20	30	31	30	16	18	17
klorid	mg/l	21	22,44	22	10,7	11	10,9	7,5	9,1	8,253	8,889	9,2	9,035	7,5	10,98	7,8
sulfat	mg/l	26	28,44	28	4,72	11,86	4,8	9,4	12	11,254	5,097	5,4	5,2	2,036	4,067	3,8

Konsentrasjoner til et grunnstoff som hadde over 20 % av verdiene målt under LOQ ble ikke brukt i statistikken. n: Antall prøver.

Tabell D.2: Oversikt av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann (råvann) for hvert enkelt vannverk.

Element	Enhet	n=5			n=4			n=5			n=5		
		Rekdal			Utvorda			Olstad			Lia		
		min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median
Li	µg/l	1,1	1,3	1,3	1,5	3,2	2,85	0,0075	0,021	0,015	0,005	0,01	0,00835
Na	mg/l	9,1	9,6	9,2	28	36	33,5	1,2	1,5	1,3	0,88	1,1	0,88
Mg	mg/l	1,5	1,8	1,8	4,8	6,2	5,6	2,3	2,6	2,3	1,5	1,6	1,6
Si	mg/l	6	7,2	6,8	2,1	2,7	2,3	2,4	2,9	2,8	1,2	1,5	1,4
S	mg/l	1,3	2,6	1,3	3,9	7,2	5,85	1,3	1,5	1,3	1,9	2,6	2,2
K	mg/l	1,7	1,9	1,8	2,4	3,6	3,25	0,77	0,91	0,85	0,44	0,52	0,47
Ca	mg/l	4	5,3	4,2	37	43	40,5	8,6	9,6	8,9	10	11	11
V	µg/l	0,14	0,24	0,15	0,94	1,3	1,1	0,017	0,048	0,036	0,0025	0,0049	0,0042
Mn	µg/l	0,97	1,4	1,2	0,3	0,58	0,4	0,037	0,79	0,071	0,018	0,089	0,0655
Co	µg/l	0,019	0,024	0,02	0,05	0,085	0,0755	0,02	0,25	0,033	0,01	0,029	0,024
Ni	µg/l	0,17	0,25	0,22	1,1	5,4	2,05	1,6	39	3,5	2	32	4,7
Zn	µg/l	2,4	3,6	2,6	1,9	23	3,55	10	3200	19	6,8	46	11
As	µg/l	0,008	0,036	0,014	0,42	0,87	0,745	0,051	0,21	0,057	0,025	0,041	0,031
Rb	µg/l	0,37	0,79	0,56	2,4	2,8	2,6	0,47	0,67	0,51	0,41	0,54	0,43
Sr	µg/l	38	46	40	220	250	245	80	85	81	75	85	79
Y	µg/l	0,046	0,22	0,065	0,058	0,1	0,075	0,018	0,052	0,045	0,0093	0,022	0,021
Mo	µg/l	0,61	2,7	0,64	0,74	3,4	2,55	0,083	0,1	0,094	0,02	0,04	0,039
Cs	µg/l	0,0005	0,003	0,0006	0,011	0,014	0,0115	0,0005	0,0009	0,0007	0,00045	0,005	0,0031
Ba	µg/l	7,8	9,5	8,7	6,9	8,5	7,85	18	21	18	6,9	7,8	7,3
La	µg/l	0,079	0,48	0,12	0,05	0,11	0,074	0,046	0,065	0,06	0,099	0,1	0,1
Ce	µg/l	0,032	0,22	0,076	0,032	0,058	0,045	0,0029	0,0049	0,004	0,00067	0,0044	0,0018
Pr	µg/l	0,013	0,11	0,025	0,014	0,03	0,0195	0,01	0,013	0,012	0,018	0,02	0,018
Nd	µg/l	0,055	0,42	0,1	0,064	0,14	0,0845	0,042	0,056	0,051	0,068	0,081	0,078
Sm	µg/l	0,0099	0,077	0,015	0,014	0,027	0,018	0,0059	0,0096	0,0068	0,0086	0,011	0,01
Gd	µg/l	0,0085	0,07	0,013	0,011	0,023	0,0165	0,0065	0,0089	0,0072	0,0057	0,0098	0,0066
Dy	µg/l	0,007	0,059	0,015	0,009	0,019	0,0128	0,0044	0,0083	0,006	0,0023	0,0034	0,0025
Ho	µg/l	0,0015	0,01	0,0018	0,0017	0,004	0,0021	0,0009	0,0015	0,0012	0,00015	0,0004	0,0002
Er	µg/l	0,0039	0,027	0,0054	0,0045	0,01	0,007	0,0035	0,0048	0,0041	0,0014	0,0021	0,0017
Tm	µg/l	0,0005	0,003	0,0009	0,0006	0,001	0,0008	0,0005	0,0012	0,0005	0,00029	0,00081	0,00034
Yb	µg/l	0,0028	0,022	0,005	0,0047	0,008	0,0064	0,0037	0,0059	0,0048	0,0013	0,0031	0,0022
Pb	µg/l	0,052	2	0,14	0,062	0,81	0,12	0,44	46	0,61	0,21	0,79	0,27
U	µg/l	1	1,3	1,3	2,1	11	7,95	0,011	0,025	0,021	0,018	0,021	0,02
Cl	µg/l	13	14	13	43	67	47	1,3	1,6	1,4	0,86	1,5	1,1
Br	µg/l	35	38	36	130	170	155	2,6	3,4	2,9	3,4	5	4
klorid	mg/l	12,934	14	13	23,73	47	42,913	1,251	1,588	1,4	0,83	1,411	0,9
sulfat	mg/l	3,567	9,054	3,8	13,164	21	17,13	3,742	4,4775	4,2	5,5	7,907	6,7

Konsentrasjoner til et grunnstoff som hadde over 20 % av verdiene målt under LOQ ble ikke brukt i statikken. n: Antall prøver.

Tabell D.3: Oversikt av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann (råvann) for hvert enkelt vannverk.

Element	Enhet	n=5			n=5			n=5			n=5			n=5		
		Ulsberg			Midtre Høylandet(A)			Midtre Høylandet (B)			Brekkevaseelv			Grane		
		min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median
Li	µg/l	2,9	3,4	3,2	9,3	11	11	11	15	12	1,1	1,3	1,1	0,19	0,33	0,22
Na	mg/l	8,6	9	8,7	16	17	16	16	21	16	8,8	10	9,8	5,1	6,9	5,7
Mg	mg/l	4,5	4,8	4,7	5,6	5,8	5,7	6,5	7,7	7,3	4,7	6	5	0,87	1,3	1,1
Si	mg/l	5,7	6,3	6	4,1	4,4	4,3	4,2	4,6	4,5	4,1	4,5	4,3	1,5	1,9	1,8
S	mg/l	1,5	1,7	1,6	3,3	3,7	3,4	2,9	4	3,5	2,4	2,6	2,6	0,79	1,1	0,98
K	mg/l	4,3	4,7	4,5	3,3	3,6	3,5	1,4	2,3	1,7	1,2	1,4	1,2	0,3	0,52	0,34
Ca	mg/l	36	40	38	32	33	33	35	39	37	26	30	28	18	29	24
V	µg/l	0,35	0,38	0,36	0,46	0,47	0,47	1,2	1,7	1,6	0,12	0,14	0,13	0,031	0,05	0,038
Mn	µg/l	47	100	79	0,41	2,2	0,82	0,077	0,19	0,13	0,85	1,9	1,2	0,01	0,18	0,082
Co	µg/l	0,01	0,069	0,04	0,001	0,051	0,026	0,034	0,067	0,0345	0,007	0,046	0,028	0,044	0,065	0,05
Ni	µg/l	0,28	0,99	0,33	0,004	0,046	0,023	0,023	0,15	0,046	0,1	0,18	0,13	0,24	0,43	0,36
Zn	µg/l	0,63	2,1	0,98	0,09	1,4	0,27	1,2	13	1,6	1,2	4,3	2	3,6	6,7	4,2
As	µg/l	13	14	14	0,86	0,99	0,93	1,5	1,7	1,7	0,4	0,59	0,47	0,036	0,081	0,041
Rb	µg/l	3,8	4,4	4	3	3,3	3,1	5,2	6,6	6,3	1,6	1,9	1,8	1,4	2,2	1,6
Sr	µg/l	150	170	170	120	120	120	200	250	240	40	48	44	59	82	71
Y	µg/l	0,039	0,12	0,1	0,022	0,81	0,78	0,029	5,8	5,1	0,26	0,34	0,32	0,057	0,31	0,27
Mo	µg/l	1,9	2,1	2,1	5,6	6,7	5,8	2,8	4,2	3,1	0,57	0,68	0,67	0,08	0,16	0,095
Cs	µg/l	0,26	0,28	0,27	0,34	0,37	0,35	1,4	2,2	1,9	0,092	0,1	0,1	0,041	0,055	0,047
Ba	µg/l	2,8	3,4	3,2	1,8	2,3	1,9	0,4	0,82	0,47	2,5	3,3	2,8	2,2	3,3	2,7
La	µg/l	0,086	0,13	0,11	0,005	0,064	0,044	0,077	0,14	0,12	0,039	0,057	0,044	0,13	0,33	0,31
Ce	µg/l	0,14	0,24	0,2	0,003	0,041	0,0071	0,002	0,054	0,015	0,024	0,053	0,03	0,01	0,015	0,015
Pr	µg/l	0,022	0,034	0,028	0,002	0,018	0,013	0,026	0,04	0,039	0,012	0,017	0,012	0,03	0,074	0,069
Nd	µg/l	0,11	0,17	0,15	0,012	0,089	0,072	0,17	0,26	0,25	0,062	0,083	0,07	0,13	0,3	0,28
Sm	µg/l	0,019	0,028	0,023	0,004	0,025	0,023	0,078	0,12	0,11	0,015	0,021	0,018	0,023	0,056	0,052
Gd	µg/l	0,017	0,024	0,021	0,011	0,046	0,045	0,2	0,32	0,29	0,027	0,035	0,03	0,023	0,056	0,048
Dy	µg/l	0,011	0,015	0,014	0,024	0,061	0,054	0,28	0,47	0,44	0,023	0,029	0,027	0,021	0,047	0,043
Ho	µg/l	0,002	0,003	0,0026	0,006	0,015	0,014	0,065	0,11	0,1	0,005	0,007	0,0056	0,004	0,01	0,0082
Er	µg/l	0,009	0,011	0,0094	0,025	0,045	0,043	0,19	0,3	0,28	0,015	0,017	0,016	0,015	0,032	0,028
Tm	µg/l	0,001	0,002	0,0012	0,003	0,006	0,0048	0,02	0,031	0,03	0,001	0,002	0,0013	0,002	0,004	0,0039
Yb	µg/l	0,008	0,012	0,0096	0,018	0,032	0,028	0,11	0,16	0,16	0,006	0,011	0,0074	0,017	0,029	0,027
Pb	µg/l	0,028	0,087	0,035	0,004	0,089	0,012	0,018	1,3	0,025	0,11	0,33	0,21	0,18	0,31	0,19
U	µg/l	1,2	1,2	1,2	80	86	84	59	66	63	1,3	1,6	1,5	0,17	0,36	0,23
Cl	µg/l	4,8	5	5	11	13	12	7,7	19	8,5	5	5,6	5,4	8,3	13	12
Br	µg/l	25	27	26	73	88	79	41	80	44	22	25	24	29	36	33
klorid	mg/l	4,6	4,786	4,7	...	...	...	8,205	15,4	10,336	4,6	5,5	5,189	7,9	12,15	11,027
sulfat	mg/l	4,5	4,846	4,78	...	...	...	8,9	11,287	9,739	7,3	7,548	7,4	2,191	3	2,8

Konsentrasjoner til et grunnstoff som hadde over 20 % av verdiene målt under LOQ ble ikke brukt i statikken. n: Antall prøver.

Tabell D.4: Oversikt av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann (råvann) for hvert enkelt vannverk

Element	Enhet	n=5			n=5			n=5			n=5			n=5		
		Øvre Eiker			Joramo			Børmark			Åvella			Sørsjona		
		min	maks	mediana	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median
Li	µg/l	1,3	1,7	1,5	3,9	4,7	4,3	0,87	0,98	0,97	3,2	5	3,7	0,5	0,59	0,59
Na	mg/l	4,9	5,9	5,7	5,7	6,5	6,4	7,6	7,9	7,8	5,9	9,9	6,3	5,5	18	18
Mg	mg/l	2,2	2,7	2,4	2,7	2,9	2,8	2,1	2,4	2,2	2,5	2,7	2,5	11	12	12
Si	mg/l	2,6	3	2,9	5,4	5,8	5,4	5,8	6,4	6,1	5,2	7,3	5,5	1,6	1,9	1,9
S	mg/l	2,3	2,9	2,7	2,8	3,1	3,1	2,2	2,6	2,3	5,4	8,6	5,6	1,9	2,7	2,7
K	mg/l	2,2	2,3	2,3	2,2	2,4	2,2	1,1	1,2	1,2	1,5	1,7	1,7	1,1	1,5	1,5
Ca	mg/l	16	19	16	19	20	19	22	25	24	33	34	34	32	35	35
V	µg/l	0,39	0,54	0,42	0,38	0,4	0,39	0,11	0,18	0,13	0,17	0,28	0,25	0,37	0,47	0,47
Mn	µg/l	63	110	100	0,34	0,46	0,38	240	410	300	13	44	27	0,018	0,26	0,26
Co	µg/l	0,23	0,39	0,31	0,036	0,06	0,047	0,076	0,17	0,14	0,006	0,061	0,037	0,014	0,062	0,062
Ni	µg/l	1	1,7	1,3	0,47	5,3	0,59	1,2	5,5	3,4	0,022	0,13	0,04	0,22	1,5	1,5
Zn	µg/l	2,4	12	3,7	2,5	59	4,2	1,8	2,9	2,8	0,67	3,7	1,1	8,9	12	12
As	µg/l	0,54	0,77	0,64	0,38	0,41	0,4	0,051	0,12	0,079	0,039	0,097	0,056	0,89	0,98	0,98
Rb	µg/l	2,4	2,7	2,5	0,88	1	0,97	0,36	0,44	0,41	3,6	4,1	3,9	1,3	1,8	1,8
Sr	µg/l	40	50	44	39	48	42	56	64	60	200	360	210	90	110	110
Y	µg/l	0,45	0,62	0,57	0,47	0,61	0,57	0,023	0,064	0,056	0,025	0,055	0,033	0,026	0,081	0,081
Mo	µg/l	0,36	0,48	0,39	1,1	1,3	1,1	0,19	0,3	0,26	4,5	7,4	4,7	0,78	1	1
Cs	µg/l	0,021	0,031	0,027	0,018	0,024	0,02	0,0015	0,002	0,0016	0,45	0,51	0,48	0,019	0,024	0,024
Ba	µg/l	6,3	7,4	6,7	1,4	2,3	1,9	3,4	3,7	3,7	42	56	51	3,6	5,2	5,2
La	µg/l	0,33	0,4	0,33	0,89	1,2	1	0,094	0,13	0,096	0,003	0,014	0,0073	0,029	0,051	0,051
Ce	µg/l	0,33	0,53	0,41	0,27	0,43	0,33	0,02	0,043	0,025	0,0033	0,017	0,007	0,0001	0,004	0,004
Pr	µg/l	0,11	0,13	0,11	0,21	0,29	0,24	0,015	0,02	0,015	0,00066	0,003	0,0016	0,0066	0,011	0,011
Nd	µg/l	0,51	0,56	0,51	1,1	1,4	1,2	0,062	0,096	0,066	0,0031	0,015	0,0083	0,031	0,042	0,042
Sm	µg/l	0,11	0,13	0,12	0,19	0,25	0,23	0,0064	0,013	0,0084	0,0003	0,004	0,0021	0,0047	0,0072	0,0072
Gd	µg/l	0,12	0,14	0,12	0,18	0,22	0,21	0,0085	0,013	0,0091	0,00094	0,004	0,0028	0,0055	0,0078	0,0078
Dy	µg/l	0,089	0,11	0,099	0,082	0,1	0,095	0,005	0,008	0,0061	0,0015	0,004	0,0027	0,005	0,0069	0,0069
Ho	µg/l	0,018	0,022	0,021	0,014	0,017	0,016	0,00095	0,002	0,0011	0,00015	1E-03	0,00084	0,00097	0,0022	0,0022
Er	µg/l	0,064	0,083	0,073	0,036	0,046	0,041	0,0028	0,004	0,004	0,0011	0,005	0,0035	0,0042	0,0061	0,0061
Tm	µg/l	0,009	0,014	0,012	0,004	0,006	0,005	0,00028	0,002	0,0004	0,00017	9E-04	0,00053	0,00037	0,0014	0,0014
Yb	µg/l	0,087	0,12	0,11	0,022	0,033	0,029	0,0013	0,004	0,0035	0,0013	0,006	0,0033	0,0035	0,0062	0,0062
Pb	µg/l	0,21	0,63	0,32	0,075	0,43	0,16	0,15	2,7	0,2	0,049	0,45	0,14	0,028	0,082	0,082
U	µg/l	1	1,8	1,5	5	6,9	5,9	0,94	1,3	1,3	0,84	1,2	1,1	1,1	1,5	1,5
Cl	µg/l	5,1	6,7	6,2	13	16	14	9,8	11	10	2	2,2	2,1	7,6	11	11
Br	µg/l	26	51	41	28	33	29	53	61	57	9	11	9,9	22	31	31
klorid	mg/l	5,356	8,472	6,2	12	15,12	13	9,5	10,4	10	1,8	1,981	1,897	7,6	10,308	9,5
sulfat	mg/l	3,8	8,835	7,312	8,9	9,3	8,959	6,769	7,716	7,3	17	23	19,39	6,128	7,8	6,93

Konsentrasjoner til et grunnstoff som hadde over 20 % av verdiene målt under LOQ ble ikke brukt i statistikken. n: Antall prøver.

Tabell D.5: Oversikt av minimumsverdier, maksimumsverdier og medianverdier av målte grunnstoffer og anioner i grunnvann (råvann) for hvert enkelt vannverk.

Element	Enhet	n=5			n=5			n=2		n=2		n=2		n=2	
		Garmo			Lillehammer			Grimebakken		Trevaten		Torhop		Skiippagura	
		min	maks	median	min	maks	median	min	maks	min	maks	min	maks	min	maks
Li	µg/l	0,012	0,022	0,014	0,16	0,68	0,62	1,5	1,6	4	4,1	5,9	6,2	0,067	0,073
Na	mg/l	1,3	1,5	1,45	2,9	3,5	3	1,3	1,3	6,6	7,7	37	40	5,2	5,3
Mg	mg/l	2,1	2,3	2,25	3,2	3,6	3,3	0,77	0,83	4,4	4,7	11	12	1,5	1,7
Si	mg/l	4,1	4,5	4,25	3,4	3,7	3,5	4	4,1	5,5	5,7	5,4	5,5	2,9	3
S	mg/l	1,6	1,9	1,8	6,3	6,7	6,5	0,74	0,82	4,2	4,3	8,4	8,8	1	1,2
K	mg/l	1,1	1,2	1,15	1,2	1,4	1,2	0,5	0,57	1,3	1,3	7,5	7,6	1,3	1,5
Ca	mg/l	7,9	8,7	8,25	20	22	21	8,9	9,4	35	38	9,5	9,8	7,9	10
V	µg/l	0,041	0,052	0,0435	0,014	0,019	0,017	0,12	0,12	0,088	0,11	0,034	0,035	0,23	0,24
Mn	µg/l	0,21	3,3	0,46	16	170	120	2,1	4,3	210	240	120	130	0,23	0,3
Co	µg/l	0,015	0,041	0,023	0,014	0,075	0,045	0,04	0,041	0,66	0,74	0,001	0,013	0,0017	0,022
Ni	µg/l	0,44	1,3	0,64	0,13	0,23	0,14	0,36	0,92	3,1	3,3	0,15	0,18	0,47	0,8
Zn	µg/l	11	1100	51,5	0,085	0,78	0,09	4,9	7,2	48	120	4,5	4,9	29	36
As	µg/l	0,01	0,016	0,0135	0,056	0,11	0,1	0,033	0,048	0,46	0,55	0,16	0,17	0,098	0,12
Rb	µg/l	0,12	0,15	0,13	0,18	0,38	0,23	1,8	2	1,9	1,9	3,9	4	0,93	0,93
Sr	µg/l	64	72	68,5	170	200	200	33	33	410	420	150	160	42	51
Y	µg/l	0,012	0,085	0,08	0,013	0,031	0,016	2,4	3,8	1	1,3	0,11	0,12	0,22	0,33
Mo	µg/l	0,1	0,11	0,105	0,14	0,21	0,18	0,2	0,23	3,2	4	0,27	0,28	0,56	0,6
Cs	µg/l	0,0003	0,0031	0,0005	0,0011	0,0014	0,0013	0,031	0,052	0,12	0,13	0,52	0,57	0,0003	0,00045
Ba	µg/l	21	25	22,5	28	32	30	29	34	110	120	42	46	19	19
La	µg/l	0,14	0,17	0,155	0,016	0,043	0,019	1,9	4,2	0,29	0,44	0,0024	0,003	0,99	1,4
Ce	µg/l	0,0052	0,0067	0,0058	0,0019	0,0087	0,0039	1,2	4,1	0,6	0,92	0,0072	0,008	0,092	0,19
Pr	µg/l	0,031	0,041	0,037	0,0025	0,0095	0,0039	0,59	1,3	0,086	0,13	0,0006	0,001	0,25	0,35
Nd	µg/l	0,14	0,17	0,16	0,013	0,039	0,019	2,5	5,6	0,41	0,61	0,0064	0,007	1	1,4
Sm	µg/l	0,021	0,027	0,024	0,001	0,0063	0,0031	0,49	1	0,091	0,14	0,0028	0,003	0,12	0,18
Gd	µg/l	0,016	0,022	0,019	0,0018	0,0057	0,0023	0,45	0,89	0,11	0,16	0,0087	0,009	0,086	0,12
Dy	µg/l	0,01	0,012	0,011	0,0016	0,0043	0,0018	0,36	0,7	0,11	0,16	0,015	0,015	0,042	0,057
Ho	µg/l	0,0015	0,0023	0,0018	0,0002	0,0008	0,00042	0,075	0,14	0,027	0,037	0,0034	0,004	0,007	0,01
Er	µg/l	0,004	0,0062	0,0057	0,001	0,0027	0,0015	0,24	0,43	0,096	0,12	0,013	0,015	0,021	0,027
Tm	µg/l	0,0005	0,0013	0,0009	0,0002	0,00064	0,0003	0,033	0,058	0,013	0,019	0,0018	0,002	0,0025	0,0029
Yb	µg/l	0,0036	0,007	0,0049	0,001	0,0041	0,0025	0,26	0,4	0,092	0,12	0,012	0,016	0,014	0,022
Pb	µg/l	0,2	0,61	0,275	0,0007	0,0047	0,0045	0,43	0,55	0,63	0,77	0,042	0,054	1,9	2,6
U	µg/l	0,03	0,035	0,0335	0,18	0,22	0,2	4,9	7,6	35	38	0,12	0,13	0,057	0,073
Cl	µg/l	2	2,2	2,15	3,8	4,5	3,9	0,49	1	1,3	14	11	12	6,5	6,7
Br	µg/l	4,1	11	4,4	11	13	12	2,5	4,4	9,9	21	53	54	29	30
klorid	mg/l	1,777	2,146	2,05	3,8	4	3,802	0,659	2,4	2,4	2,488	10	10,5	6,1	6,3
sulfat	mg/l	5,002	5,2	5,1315	18	20	18,152	1,94	2,509	40,86	43,274	24	25	2,8	3,5

Konsentrasjoner til et grunnstoff som hadde over 20 % av verdiene målt under LOQ ble ikke brukt i statistikken. n: Antall prøver.

Vedlegg E. Oversikt over målte verdier for fysikalsk-kjemiske parameterne i rent vann

Tabell E. En oversikt over målte verdier (medianverdi, minimumsverdi og maksimumsverdi) for parameterne pH, alkalitet, konduktivitet, turbiditet og fargetall i drikkevann (rent vann).

Vannverk	n	Alkalitet (mmol/l)			pH			Turbiditet(FNU)			Konduktivitet (mS/m)			Fargetall (mg/l Pt)		
		min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median	min	maks	median
Statland vannverk	5	3,05	3,23	3,15	7,69	7,90	7,80	0,23	0,64	0,29	43,10	44,60	44,40	0,76	1,34	1,16
Småslett og Marislett	3	2,12	3,48	2,80	8,02	8,70	8,36	0,15	0,27	0,24	23,00	27,50	25,25	0,77	4,16	2,47
Utvorda vannverk	4	1,74	2,52	2,10	7,94	8,09	8,03	0,30	0,56	0,36	32,10	42,70	41,10	6,89	12,44	8,95
Olstad vannverk	5	0,49	0,58	0,55	6,70	6,81	6,75	0,21	1,59	0,31	7,29	9,30	8,38	1,15	3,97	2,32
Høyjord vannverk	5	2,06	2,52	2,38	7,30	7,40	7,34	0,24	0,48	0,27	28,30	32,90	31,20	0,00	1,16	0,55
Gylend vannverk	5	0,07	0,87	0,08	5,20	5,54	5,40	0,15	0,53	0,31	7,16	72,50	7,29	0,00	0,50	0,22
Sira vannverk	5	0,52	0,63	0,59	7,60	8,02	7,88	0,16	0,44	0,27	9,97	10,20	10,04	0,00	1,13	0,48
Rekdal Vassverk	5	0,32	0,37	0,34	6,28	6,94	6,58	0,13	0,41	0,30	8,97	10,49	9,40	0,00	0,58	0,25
Øvre Eiker Strømbo	5	1,00	1,15	1,03	7,20	7,93	7,77	0,70	1,18	0,85	13,96	15,90	14,45	2,11	3,53	3,02
Lia vassverk	5	0,48	0,55	0,52	6,70	6,91	6,80	0,25	0,46	0,34	7,50	8,30	7,78	0,00	0,45	0,38
Ulsberg vannverk	5	2,32	2,48	2,43	7,94	8,12	8,00	0,25	0,49	0,42	26,40	26,80	26,65	6,20	7,82	7,12
Midtre Høylandet vannve	5	2,11	2,62	2,19	8,00	8,17	8,10	0,25	0,41	0,31	27,40	30,10	27,45	0,05	0,57	0,08
Brekkvasselv vannverk	5	1,68	1,98	1,84	8,00	8,30	8,04	0,24	0,33	0,30	20,40	22,70	21,55	0,07	1,35	0,70
Granekommunale vannva	5	0,84	1,33	1,10	7,47	7,90	7,61	0,14	0,45	0,29	13,21	18,20	14,95	5,81	10,52	9,19
Sør-Sjona og Utskarpen	5	2,19	2,62	2,37	7,96	8,00	7,98	0,18	0,37	0,23	26,10	30,20	28,05	0,00	0,96	0,29
Joramo vannverk	5	0,80	1,10	0,87	6,91	7,70	7,10	0,27	0,45	0,33	16,04	18,20	16,76	1,17	2,31	1,63
Børmark Vannverk	5	1,71	2,37	1,85	7,29	7,78	7,45	0,29	0,43	0,39	22,90	28,10	24,80	0,00	0,52	0,21
Åvella vannverk	5	1,70	1,97	1,75	7,52	8,00	7,88	0,16	0,44	0,43	22,40	23,00	22,65	0,47	1,13	0,76
Garmo vassverk	5	0,53	0,92	0,57	6,70	6,90	6,80	0,18	0,46	0,29	7,45	7,50	7,49	0,00	0,96	0,10
Lillehammer vannverk - K	5	0,87	0,95	0,88	7,50	7,66	7,52	0,28	0,36	0,31	14,96	15,50	15,26	0,37	0,92	0,77
Torhop vannverk	2	2,18	2,35		7,2	7,75		0,93	0,962		0,93	7,75		7,5	13,4	
Skipagurra vannverk	2	0,49	0,76		7,03	7,7		0,16	0,39		0,16	7,7		6,5	8,6	
Grimebakken vannverk	2	0,44	0,44		6,56	6,58		0,58	0,58		0,58	6,58		6,1	12,22	
Trevatn vannverk	2	1,94	1,94		7,81	7,81		0,59	0,59		0,59	7,81		2,3	2,6	

n: antall prøver

Vedlegg F: Månedsoversikt for totalnedbør ved aktuelle områder januar-november 2019.

Tabell F: En oversikt over totalnedbør (mm) ved aktuelle vannverk i perioden januar-november 2019.

Vannverk	kommune	Stasjon.nr	jan	feb	mars	april	mai	juni	aug	sep	okt	nov
Statland	Namdalseid	75020	163	130	174	12	88	91	85	117	294	132
Småslett og Marislett	Tromsø	90560	162	141	120	87	42	80	13	70	104	55
Høyjord	Sandefjord	27450	48	127	134	18	94	86	63	102	187	175
Ulsberg	Rennebu	66620	128	245	62	7	106	84	53	52	117	71
Midtre Høylandet	Høylandet	73550	173	130	129	15	105	57	40	116	227	73
Gyland	Flekkfjord	42720	149	168	253	50	106	110	117	312	253	244
Øvre Eikre Strømbo	Øvre Eikre	26810	31	143	98	0	109	102	63	77	81	149
Børmark	Åfjord	71810	190	201	26	26	121	133	116	108	374	172
Lillehammer	Lillehammer	12680	37	27	52	1,5	120	57	57	137	112	54

Vedlegg G: Totaldyp av fjellbrønn ved aktuelle vannverk

Vannverk	Drikkevannskilde	Totaldyp av brønn(m)
Statland	Fjellbrønn	85
Småslett og Marislett	Fjellbrønn	94
Høyjord	Fjellbrønn	120
Grimebakken	Fjellbrønn	100
Ulsberg	Fjellbrønn	150
Midtre Høylandet	Fjellbrønn	125
Brekkvasselv	Fjellbrønn	150
Grane	Fjellbrønn	105
Sør-Sjona	Fjellbrønn	85
Joramo	Fjellbrønn	95
Trevatn	Fjellbrønn	129
Åvella	Fjellbrønn	120
Torhop	Fjellbrønn	61



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway