

Ingrid Ur Gjerde

# Studie av vannkvalitet med hensyn på kjemiske parametere i RAS-systemer i akvakultur

Masteroppgave i kjemi

Veileder: Øyvind Mikkelsen

Medveileder: Jelena Kolarevic

Juni 2022



Ingrid Ur Gjerde

# **Studie av vannkvalitet med hensyn på kjemiske parametere i RAS-systemer i akvakultur**

Masteroppgave i kjemi  
Veileder: Øyvind Mikkelsen  
Medveileder: Jelena Kolarevic  
Juni 2022

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Fakultet for naturvitenskap  
Institutt for kjemi



**NTNU**

Kunnskap for en bedre verden



# Sammendrag

Lengre oppholdstid for laks i åpne merder øker risiko for sykdom, rømning av fisk, utslipp av organiske avfallstoffer og lakselus. For å redusere utfordringer knyttet til dette kan laksen holdes lenger i landbaserte resirkulerende akvakultursystemer (RAS) før utsett i sjø. RAS gir større kontroll over vannkvalitet, utslipp til miljøet og sykdom- og avfallshåndtering. Likevel kan gjenbruk av vann bidra til at organiske forbindelser og sporstoffer fra blant annet fôr og fiskeekskremer akkumulerer i systemet, som kan føre til redusert vannkvalitet.

Denne masteroppgaven undersøker trender i vannkvalitet med hensyn på kjemiske parametere i RAS med laksefisk. Vannprøvene ble tatt hos Nofima Forskningsstasjon for Bærekraftig Akvakultur i Sunndalsøra, i forbindelse med forskningsprosjektet BENCHMARK II. Det ble tatt vannprøver fra ti kar, hvorav fire var brakkvann (12 ppt) og seks var ferskvann. Prøvene ble tatt i fem omganger i perioden 1. oktober til 19. november 2021 og ble senere analysert med ionekromatografi, ICP-MS og for totalt organisk karbon (TOC). Det ble også målt for de fysiske-kjemiske parametrene pH, ledningsevne og turbiditet under prøvetakingen. Det ble utført prinsippkomponentanalyse på datamaterialet for å undersøke trender i resultatene fra de ulike prøvepunktene.

Det ble i de første prøveukene funnet høyere konsentrasjoner av Cu, As, Zn, Al, K, P, S og  $\text{Cl}^-$  i ferskvannsprøvene. I brakkvannsprøvene ble det funnet høyere konsentrasjoner av K, S, B, Mg, Ca og Sr. Dette stammer trolig fra fiskefôr. Det var økende konsentrasjoner for flere av elementene de første tre prøveukene, og deretter et fall i konsentrasjon til den fjerde prøveuken. Dette kan ses i sammenheng med fortynning i systemet som følge av påfylling av spede vann ved flytting av fisk. Mot slutten av prøveperioden var det høyere konsentrasjoner av B, Mg, Co og Mo i ferskvannsprøvene, og Zn, Se og Cd i brakkvannsprøvene, hvor kilden trolig var en annen type fiskefôr enn tidligere. Det var høyere konsentrasjoner av Al og turbiditet i midten av prøvetakingsperioden. Det er usikkert hva som var årsaken til dette, men i kombinasjon med lavere vannhardhet kan det ha hatt innvirkning på Al-toksisitet. pH og ledningsevne hadde liten påvirkning på trendene i systemet. Omregning av  $\text{SO}_4^{2-}$  til S indikerte at S hovedsakelig forekom som  $\text{SO}_4^{2-}$ , men andre kilder til S kan være forbindelser som for eksempel  $\text{H}_2\text{S}$ .



# Abstract

The residence time of salmon in open sea cages increases risks of diseases, escape of fish, release of organic waste and salmon lice. In order to reduce these challenges, salmon can be kept longer in land-based recirculating aquaculture systems (RAS) before relocation to sea cages. RAS enables increased control of water quality, release into the environment, and disease and waste management. Still, the recycling of water can lead to accumulation of organic compounds and trace elements from fish feed and excrements which can reduce water quality.

This master thesis examines trends in water quality with respect to chemical parameters in RAS with salmon. The water samples were collected at Nofima Research Station for Sustainable Aquaculture in Sunndalsøra, related to the research project BENCHMARK II. Water samples were collected from ten tanks of which four consisted of brackish water (12 ppt) and six consisted of freshwater. The samples were collected in October and November 2021 and were later analyzed with ion chromatography, ICP-MS and for total organic carbon (TOC). The physico-chemical parameters pH, conductivity and turbidity were measured during the sample collection period. Principal component analysis was performed on the data to examine trends in the results from the different sampling points.

Results from the first weeks of sample collection showed increased concentrations of Cu, As, Zn, Al, K, P, S and  $\text{Cl}^-$  in the freshwater samples, and of K, S, B, Mg, Ca and Sr in the brackish water samples. This probably originated from fish feed. There were increasing concentrations of several of the elements the first three weeks of sample collection and a decrease in concentration the fourth week. This could be related to system dilution as a result of increased input of make-up water due to relocation of fish. There were increased concentrations of B, Mg, Co and Mo in the freshwater samples and of Zn, Se and Cd in the brackish water samples towards the end of the sampling period. The source of this was probably a different type of fish feed than previously used. There were higher concentrations of Al and turbidity in the middle of the sampling period. The cause of this is uncertain, but this in combination with lower water hardness could have affected Al toxicity. pH and conductivity had little impact on the trends observed in the system. Conversion of  $\text{SO}_4^{2-}$  to S indicated that S occurred mainly as  $\text{SO}_4^{2-}$ , but other sources of S could be compounds like  $\text{H}_2\text{S}$ .





# Forord

Dette er en avsluttende masteroppgave for lektorutdanning i realfag, LUR, ved Institutt for Kjemi på Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

Jeg ønsker først og fremst å takke min veileder, Øyvind Mikkelsen, for faglig støtte, hjelp til planlegging, analyser, vurdering av resultater og generell rettleiding under masterarbeidet. Takk til medveileder Jelena Kolarevic for veiledning og tilbakemelding. Jeg vil også takke Trine Ytrestøyl, May Britt Mørkedal og Jascha Gerwins hos Nofima for bistand og tilrettelegging av prøvetaking i Sunndalsøra. Takk til senioringeniør Kyyas Seyitmuhammedov ved Institutt for Kjemi for ICP-MS-analyse av vannprøvene.

Til slutt vil jeg takke familie og venner for uvurderlig støtte og oppmuntring under masterarbeidet og studietiden for øvrig. Sist, men ikke minst en spesiell takk til Askepott Systue for utmerket samboerskap.

Trondheim, juni 2022

Ingrid Ur Gjerde



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	i
<b>Abstract</b>	iii
<b>Forord</b>	v
<b>Tabelliste</b>	xiv
<b>Figurliste</b>	xxii
<b>Forkortelser og akronymer</b>	xxiii
<b>1 Introduksjon</b>	<b>2</b>
1.1 Akvakultur	2
1.2 CtrlAQUA	3
1.3 Oppgavens mål	3
1.4 Oppgavens struktur	4
<b>2 Teori</b>	<b>6</b>
2.1 Resirkulerende Akvakultursystemer (RAS)	6
2.2 Vannkvalitetsparametere	8
2.2.1 Ledningsevne	8
2.2.2 pH	9
2.2.3 Turbiditet	10
2.2.4 Alkalinitet og vannhardhet	11
2.2.5 Totalt organisk karbon (TOC)	12

2.3	Sporelementer og tungmetaller . . . . .	13
2.3.1	Kilder til sporelementer og tungmetaller i RAS . . . . .	14
2.4	ICP-MS . . . . .	16
2.5	Ionekromatografi . . . . .	17
2.6	Kvalitetssikring . . . . .	20
2.6.1	Kvalitetssikring av analysedata . . . . .	20
2.6.1.1	Prøvetaking og konservering av prøver . . . . .	20
2.6.1.2	Prøveanalyse . . . . .	21
2.6.2	Kvalitetskontroll . . . . .	24
2.6.2.1	Kalibreringskurve . . . . .	24
2.6.2.2	Deteksjonsgrense . . . . .	24
2.6.3	Prinsipal Komponentanalyse (PCA) . . . . .	25
<b>3</b>	<b>Metode</b>	<b>26</b>
3.1	Feltarbeid, systemer og prøvepunkter . . . . .	26
3.2	Prøvetaking og oppbevaring . . . . .	28
3.3	Analyse . . . . .	29
3.3.1	ICP-MS . . . . .	29
3.3.2	Ionekromatografi . . . . .	30
3.3.3	TOC . . . . .	30
<b>4</b>	<b>Resultater</b>	<b>32</b>
4.1	Resultater fra fysisk-kjemiske parametere . . . . .	32
4.1.1	pH . . . . .	32
4.1.2	Ledningsevne . . . . .	33
4.1.3	Turbiditet . . . . .	34
4.2	Resultater fra ICP-MS . . . . .	35

4.2.1	Hovedelementer og makronæringsstoffer . . . . .	35
4.2.1.1	Kalsium . . . . .	35
4.2.1.2	Magnesium . . . . .	38
4.2.1.3	Svovel . . . . .	41
4.2.1.4	Fosfor . . . . .	44
4.2.1.5	Kalium . . . . .	47
4.2.2	Sporelementer og mikronæringsstoffer . . . . .	49
4.2.2.1	Aluminium . . . . .	49
4.2.2.2	Kobber . . . . .	52
4.2.2.3	Sink . . . . .	55
4.2.2.4	Kadmium . . . . .	58
4.2.2.5	Arsen . . . . .	61
4.2.2.6	Molybden . . . . .	64
4.2.2.7	Bor . . . . .	67
4.2.2.8	Strontium . . . . .	69
4.2.2.9	Krom . . . . .	72
4.2.2.10	Kobolt . . . . .	75
4.2.2.11	Selen . . . . .	78
4.2.2.12	Jern . . . . .	80
4.2.2.13	Mangan . . . . .	83
4.3	Resultater fra ionekromatografi . . . . .	86
4.3.1	Klorid . . . . .	89
4.3.2	Sulfat . . . . .	92
4.3.3	Nitrat . . . . .	95
4.4	Resultater fra TOC . . . . .	96

<b>5</b>	<b>Diskusjon</b>	<b>100</b>
5.1	Kvalitetssikring . . . . .	100
5.2	Resultater fra PCA-analyse . . . . .	101
5.2.1	Ferskvannspunkter . . . . .	101
5.2.2	Brakkvannspunkter . . . . .	104
5.3	Vurdering av vannhardhet . . . . .	106
5.4	Vurdering av svovel i systemet . . . . .	107
<b>6</b>	<b>Konklusjon</b>	<b>110</b>
	<b>Litteratur</b>	<b>112</b>
<b>A</b>	<b>Fysisk-kjemiske parametere fra prøvepunkter</b>	<b>118</b>
<b>B</b>	<b>Resultater fra ICP-MS</b>	<b>120</b>
<b>C</b>	<b>Resultater ionekromatografi</b>	<b>124</b>
<b>D</b>	<b>Resultater TOC</b>	<b>126</b>

# Tabeller

2.2.1	Vannhardhet klassifisert ut fra Ca + Mg som mg Ca <sub>ekv</sub> /l og Tyske hardhetsgrader (°dH). . . . .	12
3.1.1	Prøvepunkter og tilhørende kar fra prøvetaking. . . . .	28
3.2.1	Prøveuke A-E, dato og filtrert prøvevolum (mL). . . . .	28
3.3.1	Parametere ved elementanalyse med ICP-MS. . . . .	30
4.1.1	Gjennomsnittlig pH, relativt standardavvik (RSD (%)), minste (Min) og største (Max) pH-verdi per prøvepunkt. . . . .	33
4.1.2	Gjennomsnittlig ledningsevne (µS/cm), relativt standardavvik (RSD (%)), minste og største ledningsevneverdi per prøvepunkt i ferskvannsystem. . . . .	33
4.1.3	Gjennomsnittlig ledningsevne (mS/cm), relativt standardavvik (RSD (%)), minste og største ledningsevneverdi per prøvepunkt i brakkvannsystem. . . . .	34
4.1.4	Individuelle målinger for ledningsevne, gjennomsnittlig ledningsevne (mS/cm) og relativt standardavvik (RSD (%)) for prøvepunkt 7. . .	34
4.1.5	Gjennomsnittlig turbiditet (NTU), relativt standardavvik (RSD (%)), minste og største verdi per prøvepunkt. . . . .	35
4.3.1	Gjennomsnittlige konsentrasjoner og relativt standardavvik (RSD (%)) fra analyse med ionekromatografi av anioner per prøvepunkt. Konsentrasjoner (mg/L) gitt for klorid (Cl <sup>-</sup> ), sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ), bromid (Br <sup>-</sup> ), fluorid (F <sup>-</sup> ), nitritt (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) og nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ). . . . .	89

4.3.2	Minste (min) og største (max) verdi per prøvepunkt for konsentrasjoner av anioner fra analyse med ionekromatografi. Konsentrasjoner (mg/L) gitt for klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ).	89
4.4.1	Gjennomsnittlige TOC-verdier (mg/L), relativt standardavvik (RSD (%)), minste (Min) og største (Max) verdi per prøvepunkt.	97
5.4.1	Gjennomsnittskonsentrasjoner (ppm) av svovel fra analyse med ionekromatografi og ICP-MS-analyse.	108
A.0.1	De målte fysisk-kjemiske parametrene ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH, turbiditet (NTU) og temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) fra alle prøver inndelt etter prøveuke (A-E) med tilhørende prøvenummer, prøvepunkt og kar, samt om det var ferskvannsprøve (FV) eller brakkvannsprøve (BV).	119
B.0.1	Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Mg i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.	120
B.0.2	Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Al i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.	120
B.0.3	Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Ca i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.	120
B.0.4	Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Cd i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.	121
B.0.5	Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Cu i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.	121
B.0.6	Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Fe i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.	121



B.0.7	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Sr i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	121
B.0.8	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Zn i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	121
B.0.9	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av S i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	122
B.0.10	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av P i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	122
B.0.11	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av As i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	122
B.0.12	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Mo i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	122
B.0.13	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av B i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	122
B.0.14	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Cr i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	123
B.0.15	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Co i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	123
B.0.16	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av K i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	123
B.0.17	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Se i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	123

B.0.18	Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Mn i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS. . . . .	123
C.0.1	Resultater fra analyse med ionekromatografi per prøve. Konsentrasjoner (mg/L) gitt for klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). . . . .	124
D.0.1	Resultater fra TOC-analyse for brakkvannsprøver med prøvenummer, tilhørende prøvepunkt og kar og konsentrasjoner (mg/L). . . . .	126
D.0.2	Resultater fra TOC-analyse for ferskvannsprøver med prøvenummer, tilhørende prøvepunkt og kar og konsentrasjoner (mg/L). . . . .	127

# Figurer

2.1.1	Skjematisk oversikt over oppsettet til et gjennomstrømmningssystem (FTS) sammenlignet med et resirkulerende akvakultursystem (RAS) (Lekang, 2020) . . . . .	7
2.4.1	Oppsett av ICP-MS (Thomas, 2004) . . . . .	16
2.5.1	Oppsett av ionekromatograf (Fifield & Kealey, 2000) . . . . .	18
2.6.1	Eksempel på boksdiagram («Box and Whisker Plots», udatert). . . . .	23
3.1.1	Oversikt over plassering og nummerering av tankene i Forsøkshall 1. RAS1 FV indikerer ferskvannssystem, RAS2 BV indikerer brakkevannssystem. Gruppe 1 og 2 er ulike vannbehandlingsystemer (J. Gerwins, personlig kommunikasjon, 12. oktober 2021). . . . .	26
3.1.2	Oversikt over plassering og nummerering av tankene i Forsøkshall 2. RAS1 FV indikerer ferskvannssystem, RAS2 BV indikerer brakkevannssystem. Gruppe 3 og 4 er ulike vannbehandlingsystemer (J. Gerwins, personlig kommunikasjon, 12. oktober 2021). . . . .	27
4.2.1	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	36
4.2.2	Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	36
4.2.3	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i brakkevannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	37
4.2.4	Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i brakkevannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	38

4.2.5	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	39
4.2.6	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	39
4.2.7	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	40
4.2.8	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	41
4.2.9	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	42
4.2.10	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	42
4.2.11	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	43
4.2.12	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	44
4.2.13	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	45
4.2.14	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	45
4.2.15	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	46
4.2.16	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	46
4.2.17	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	47
4.2.18	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	48
4.2.19	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	49

4.2.20	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	49
4.2.21	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	50
4.2.22	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	51
4.2.23	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	52
4.2.24	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	52
4.2.25	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	53
4.2.26	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	54
4.2.27	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	55
4.2.28	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	55
4.2.29	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	56
4.2.30	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	57
4.2.31	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	58
4.2.32	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	58
4.2.33	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	59
4.2.34	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	60

4.2.35	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	61
4.2.36	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	61
4.2.37	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	62
4.2.38	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	62
4.2.39	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	63
4.2.40	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	64
4.2.41	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	65
4.2.42	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	65
4.2.43	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	66
4.2.44	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	66
4.2.45	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	67
4.2.46	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	68
4.2.47	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	69
4.2.48	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	69
4.2.49	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	70

4.2.50	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	71
4.2.51	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	72
4.2.52	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	72
4.2.53	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	73
4.2.54	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	74
4.2.55	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	75
4.2.56	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	75
4.2.57	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	76
4.2.58	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	76
4.2.59	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	77
4.2.60	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	78
4.2.61	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	79
4.2.62	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	79
4.2.63	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	80
4.2.64	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	80

4.2.65	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	81
4.2.66	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	82
4.2.67	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	83
4.2.68	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	83
4.2.69	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	84
4.2.70	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	84
4.2.71	Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS. . . . .	85
4.2.72	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS. . . . .	86
4.3.1	Eksempel på kromatogram for ferskvannsprøve analysert med ionekromatografi, her prøve 1 fra prøvepunkt 1. Kromatogrammet viser konsentrasjoner ( $\text{mg/L}$ ) av detekterte anioner, plottet som ledningsevne ( $\mu\text{S/cm}$ ) som funksjon av retensjonstid (min). . . . .	87
4.3.2	Eksempel på kromatogram for fortynnet brakkvannsprøve analysert med ionekromatografi, her prøve 2 fra prøvepunkt 2. Kromatogrammet viser konsentrasjoner ( $\text{mg/L}$ ) av detekterte anioner, plottet som ledningsevne ( $\mu\text{S/cm}$ ) som funksjon av retensjonstid (min). Brakkvannsprøvene var fortynnet 1:50 før analyse. . . . .	87
4.3.3	Konsentrasjon ( $\text{mg/L}$ ) av klorid i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi. . . . .	90
4.3.4	Boksdigram for konsentrasjoner ( $\text{mg/L}$ ) av klorid i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi. . . . .	90
4.3.5	Konsentrasjon ( $\text{mg/L}$ ) av klorid i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi. . . . .	91



4.3.6	Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av klorid i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi. . . . .	92
4.3.7	Konsentrasjon (mg/L) av sulfat i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi. . . . .	93
4.3.8	Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av sulfat i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi. . . . .	93
4.3.9	Konsentrasjon (mg/L) av sulfat i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi. . . . .	94
4.3.10	Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av sulfat i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi. . . . .	94
4.3.11	Konsentrasjon (mg/L) av nitrat i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi. . . . .	95
4.3.12	Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av nitrat i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi. . . . .	96
4.4.1	Konsentrasjon av TOC (mg/L) i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E). . . . .	98
4.4.2	Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av totalt organisk karbon (TOC) i ferskvannsprøvepunkter. . . . .	98
4.4.3	Konsentrasjon av TOC (mg/L) i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (mg/L). . . . .	99
4.4.4	Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av totalt organisk karbon (TOC) i brakkvannsprøvepunkter. . . . .	99
5.2.1	Score plot for prøveukene (A-E) for ferskvannsprøver. PC1 forklarer 32% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 19% av variasjonene i datasettet. . . . .	102
5.2.2	Loading plot for prøveukene (A-E) for ferskvannspunkter med analyserte elementer og fysisk-kjemiske parametere. PC1 forklarer 32% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 19% av variasjonen i datasettet. . . . .	103

5.2.3	Score plot for prøveukene (A-E) for brakkvannsprøvene. PC1 forklarer 46% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 15% av variasjonene i datasettet. . . . .	104
5.2.4	Loading plot for prøveukene (A-E) for brakkvannspunktene med analyserte elementer og fysisk-kjemiske parametere. PC1 forklarer 46% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 15% av variasjonen i datasettet. . . . .	105

# Forkortelser og akronymer

AC	Alternating current
$C_T$	Total carbon
DC	Direct current
DO	Dissolved oxygen
DOC	Dissolved organic carbon
FTS	Flow-through system
FTU	Formazin turbidity unit
IC	Inorganic carbon
ICP-MS	Inductively coupled plasma mass spectrometry
ISO	International Organization for Standardization
LOD	Limit of detection
m/z	Mass-to-charge ratio
NA	Not analyzed
NTNU	Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
NTU	Nephelometric turbidity unit
PCA	Principal component analysis
PE	Polyethylene
PES	Polyethersulfone
ppm	Parts per million
ppt	Parts per thousand
PTFE	Polytetrafluoroethylene
ppm	Parts per million
ppt	Parts per thousand
RAS	Recirculating aquaculture systems
RSD	Relative standard deviation
SFI	Senter for forskningsdrevet innovasjon
S/N	Signal to noise ratio
TAN	Total ammonia nitrogen
TC	Total carbon
TOC	Total organic carbon



# 1 Introduksjon

## 1.1 Akvakultur

Akvakultur er et av matproduksjonsområdene i verden som vokser og utvikles raskest (Ayer & Tyedmers, 2009). Akvakulturproduksjon har overgått produksjon fra tradisjonell fiskefangst, og utgjorde 46% av verdens fiskeproduksjon i 2016-18 (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020). Den globale akvakulturindustrien forventes å fortsette og vokse etter hvert som verdens befolkning vokser, og likeledes behovet for marint protein. I tråd med anbefalinger om mer fisk enn kjøtt i kostholdet for store deler av verdens befolkning, er det behov for økt produksjon av fisk. Akvakulturindustrien kan levere akvatiske produkter av høy kvalitet gjennom hele året og er svært viktig i møte med behovet for bærekraftig fiskeproduksjon (Lekang, 2020). Likevel er det økt forespørsel etter mer bærekraftig produksjon også i akvakultur, grunnet stor grad av forurensning og bruk av andre fiskearter i fiskefôr. Utbredte teknologier for fiskeoppdrett i dag benytter åpne merder i sjø og gjennomstrømningssystemer (FTS, *flow-through system*) hvor vannet strømmer gjennom systemet og forkastes uten å gjenbrukes videre. Disse teknologiene byr på utfordringer for det omkringliggende miljøet som for eksempel rømming av fisk, spredning av lakselus til villaks og utslipp av organiske avfallsstoffer (Miljødirektoratet, 2021). I tillegg er begrensinger av plass og tilgang på ferskvann hindringer for disse teknologiene (Badiola mfl., 2012).

Bruk av resirkulerende akvakultursystemer (RAS) er en løsning for videreutvikling av akvakultur (Badiola mfl., 2012). RAS er lukkede anlegg, hvor utløpsvann gjenbrukes etter vannbehandling for å redusere vann- og energiforbruk og utslipp av næringsstoffer til miljøet. Denne teknologien muliggjør bedre avfalls- og sykdomshåndtering, samt mer stabile miljøbetingelser gjennom kontroll og oversikt over viktige vannkvalitetsparametere som oppløst oksygen (DO), karbondioksid (CO<sub>2</sub>), ammoniakk (NH<sub>3</sub>), nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pH, salinitet og suspenderte stoffer (Dalsgaard mfl., 2013).

## 1.2 CtrlAQUA

CtrlAQUA er et senter for forskningsdrevet innovasjon (SFI) som arbeider for å legge grunnlag for utviklingen av fremtidens lukkede oppdrettskonsepter (Nofima, 2021). Hovedmålet er å gjøre lukkede anlegg til pålitelig og økonomisk levedyktig teknologi gjennom utvikling av biologisk og teknologisk innovasjon. Senteret har hovedfokus på postsmoltfasen, og arbeider med både landbaserte lukkede produksjonsanlegg med resirkulering av vann, og lukkede anlegg i sjø hvor rent vann hentes direkte fra dypt vann i sjøen for å hindre at lakselus entrer systemet.

Denne masteroppgaven har vært del av BENCHMARK II, et forskningsprosjekt ved CtrlAQUA som undersøker betydningen av tidspunkt og lengde av vintersignal (kort dag, 12 timer lys:12 timer mørke) i RAS for prestasjon i sjø ved utsett av stor postsmolt (FHF, udatert). Tiden fisken oppholdes i åpne merder vil ha innvirkning på risiko for lakselus og sykdom, derfor er det gunstig å sette ut større fisk for å redusere oppholdstid og dermed også risikoen. Prosjektet legger vekt på parametere i laksefysiologi som vekst i sjøfase/produsert biomasse, overlevelse, kjønnsmodning, immunologi og kvalitet ved slakt i form av farge, tekstur, vaksineskader og deformiteter.

## 1.3 Oppgavens mål

Formålet med denne masteroppgaven er å undersøke vannkvaliteten over tid i vannprøver foretatt under RAS-fasen av prosjektet BENCHMARK II beskrevet over. BENCHMARK II vektlegger indikatorer for fiskehelse, men det er utenfor omfanget av denne oppgaven. Oppgaven vil se på endringer i et autentisk semi-kommersielt operativt RAS-system med laksefisk. Hovedvekten av oppgaven vil basere seg på elementanalyse og analyse av naturlig organisk materiale i vannprøver. Det vil også være analyse av utvalgte fysisk-kjemiske parametere. Trender, variasjoner og sammenhenger i datamaterialet over tid vil vektlegges, og det vil bli sett på mulige årsaker til resultatene basert på litteratur og bakgrunnsinformasjon i form av fôr og endringer i prosesser.

## 1.4 Oppgavens struktur

**Kapittel 2** presenterer relevant teori for oppgaven. Dette inkluderer redegjørelse av resirkulerende akvakultursystemer og de fysisk-kjemiske parameterene som drøftes underveis. I tillegg beskrives kvalitetssikring av prøvetaking og analyse, og de analytiske metodene benyttet for analyse.

**Kapittel 3** gjør rede for metoden i oppgaven. Dette innbefatter feltarbeid og prøveinnsamling, prøveoppbevaring, forarbeid i forbindelse med analyser og instrumenter som ble benyttet.

**Kapittel 4** presenterer resultater fra analysene.

**Kapittel 5** drøfter resultatene fra analyse av sporelementer, PCA-analyse, og mulige kilder og årsaker.

**Kapittel 6** er en oppsummering av de viktigste funnene i oppgaven.



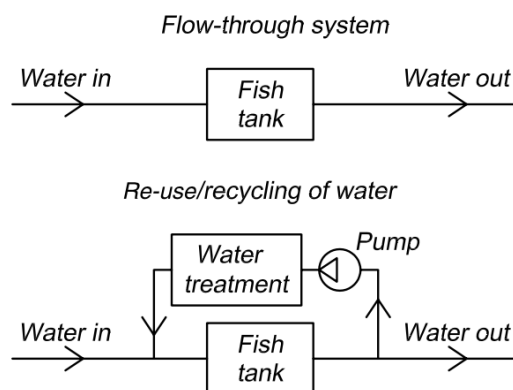


## 2 Teori

I dette kapitlet presenteres teori i forbindelse med resirkulerende akvakultursystemer (RAS) og analyse av naturlige vannprøver. Først beskrives RAS og relevante vannkvalitetsparametere for vannanalyse av RAS. Disse inkluderer fysisk-kjemiske parametere som ledningsevne, pH, turbiditet, alkalinitet og vannhardhet, samt naturlig organisk materiale i vann og sporelementer. Deretter presenteres analysemetodene ICP-MS og ionekromatografi som er metoder brukt for analyse av sporelementer. Til slutt i dette kapitlet presenteres metoder for kvalitetssikring av analysedata i forbindelse med prøveinnsamling og prøveanalyse, etterfulgt av en presentasjon av prinsippal komponentanalyse (PCA).

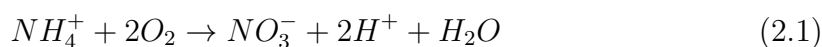
### 2.1 Resirkulerende Akvakultursystemer (RAS)

Resirkulerende akvakultursystemer (RAS) baserer seg på at utløpsvann renses og gjenbrukes kontinuerlig fremfor å tilføre nytt vann slik som i tradisjonelle gjennomstrømningssystemer (FTS, *flow-through system*), vist i Figur 2.1.1. Resirkuleringen av vann i RAS er fordelaktig ettersom vannforbruket er lavere enn hos FTS. I tillegg kreves det mindre tilførsel av nytt vann, og det er derfor mulig å plassere RAS på steder hvor vanntilgangen er begrenset (Lekang, 2020). RAS kan brukes i både ferskvann, brakkvann og saltvann (Lekang, 2020). Det krever mye plass, god teknologisk kunnskap og gode filtreringssystemer, noe som, avhengig av hvor mye av vannet som resirkuleres, bidrar til at kostnadene kan være høye (Badiola mfl., 2012). I RAS er det større risiko for akkumulering av forbindelser som kan være skadelige for fisken, siden vannet i stor grad gjenbrukes. Det er derfor viktig med grundig vannbehandling (Lekang, 2020).



**Figur 2.1.1:** Skjematisk oversikt over oppsettet til et gjennomstrømmingssystem (FTS) sammenlignet med et resirkulerende akvakultursystem (RAS) (Lekang, 2020)

Et RAS-system består av fisketanker, vannbehandlingssystem og pumpe for å transportere vann i systemet. Vannet flyttes fra tank med fisk og gjennom flere systemer (Ebeling & Timmons, 2012). Ved mekanisk filtrering fjernes sedimenterbare stoffer og oppløst fast stoff som kan akkumulere fra avfall fra fôr og fra fiskeekskremer, og som potensielt reduserer vannkvaliteten og er skadelig for fiskehelse (Pedersen mfl., 2017). Videre fjernes total ammonium nitrogen (TAN). TAN i vann eksisterer som ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ) og ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (Mook mfl., 2012).  $\text{NH}_3$  er giftig for fisk ved lave konsentrasjoner (Preena mfl., 2021). Derfor fjernes TAN fra RAS ved nitrifisering hvor det benyttes biofilter belagt med autotrofiske bakterier som omdanner  $\text{NH}_3$  til det mindre skadelige nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) (Lekang, 2020). Prosessen er todelt, hvor bakteriene *Nitrosomonas* og *Nitrobacter* oksiderer henholdsvis  $\text{NH}_4^+$  til  $\text{NO}_2^-$  og  $\text{NO}_2^-$  til  $\text{NO}_3^-$ . Den overordnede reaksjonen er vist i Likning 2.1 (Ebeling & Timmons, 2012).



Nitrifiseringsprosessens hastighet bestemmes av pH, særlig i de dypere lagene i biofilteret som avhenger av  $\text{NH}_4^+$ -konsentrasjon (Preena mfl., 2021). Ved høye alkaliske forhold vil pH balanseres omkring biofilteret, og nitrifiseringshastigheten kan forbedres.

Karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ) er resultat av respirasjon hos både fisken i tankene i RAS og andre organismer i systemet (Ebeling & Timmons, 2012). Eksponering for høye nivåer av karbondioksid over lang tid kan ha skadelig virkning på fiskehelse og reduserer pH som også kan hemme de nitrifiserende bakteriene i biofilterene (Aslam mfl., 2019).  $\text{CO}_2$  kan fjernes ved avgassing, hvor  $\text{CO}_2$  fjernes ved å ventilere avgass til

atmosfæren som reduserer den totale konsentrasjonen av uorganisk karbon. Alternativt kan kontroll av pH brukes til å håndtere CO<sub>2</sub>-nivået, hvor tilsetning av baser vil føre til økning i pH og dermed forskyve likevekten i systemet slik at en mindre andel av total uorganisk karbon vil være tilstede i form av CO<sub>2</sub> (Summerfelt mfl., 2000). Videre benyttes oksygenering i RAS for å øke tilgjengelighet av oppløst oksygen og forbedre bærekapasitet (Badiola mfl., 2018). Oksygenering bidrar til bedre vekstforhold for laksen og høyere biomasse, og kan gi bedre ytelse for biofilterene. I tillegg er det gunstig for å redusere produksjonskostnader knyttet til pumping og pumpestørrelse, tankstørrelse og generell størrelse på akvakultursystemet, ettersom oksygenering gir høyere lastehastighet for fisk og fiskefôr og redusert krav til vannføring (Badiola mfl., 2018; Summerfelt mfl., 2000).

## 2.2 Vannkvalitetsparametere

Flere fysisk-kjemiske parametere registreres vanligvis ved analyse av vannkvalitet. I denne oppgaven ble pH, turbiditet og ledningsevne målt. Herunder følger beskrivelse av prinsippene bak disse parameterene, i tillegg til andre relevante vannkvalitetsparametere som alkalinitet og vannhardhet, og totalt organisk karbon.

### 2.2.1 Ledningsevne

Ledningsevne er et mål på vannets evne til å transportere ladning. Det avhenger av konsentrasjonen av mineralsalter i løsning, til hvilken grad saltene dissosierer til ioner, samt ionenes elektriske ladning og mobilitet, og temperatur. Ledningsevne måles i mikrosiemens per centimeter ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ ). Ledningsevnen i naturlige innsjøer og elver er vanligvis mellom 10 og 1000  $\mu\text{Scm}^{-1}$ , hvor nivåer over dette kan være et tegn på forurensning. Derfor er ledningsevne ofte brukt i forbindelse med forurensningsovervåking (Gray, 2010). I akvakultursystemer er ledningsevne en viktig parameter å måle for å forhindre svingninger i pH (Lekang, 2020). Videre kan salinitet utledes fra ledningsevne gjennom forholdet vist i Likning 2.2 (Gray, 2010).

$$1\text{ppm} = 1.56\mu\text{Scm}^{-1} \quad (2.2)$$

Sonden i et multimeter som måler ledningsevne består av to elektroder som senkes ned i vannet, hvorpå elektrisk potensial påføres elektrodene. Dermed vil det oppstå elektrisk strøm mellom elektrodene avhengig av ionekonsentrasjon i vannet.

Ledningsevne påvirkes av temperatur. Mer avanserte instrumenter har innebygd kompensasjon for temperatur (Lekang, 2020).

## 2.2.2 pH

pH er et mål på surhetsgraden til en løsning, og defineres som den negative logaritmen av konsentrasjonen av  $H^+$ -ioner i en løsning som vist i Likning 2.3.

$$pH = -\log[H^+] \quad (2.3)$$

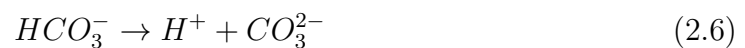
Høyere konsentrasjon av  $H^+$  gir sure forhold, mens lavere konsentrasjon gir alkaliske forhold. I vann påvirkes pH av biokjemiske prosesser og oppløste kjemiske forbindelser. Forholdet mellom karbondioksid, karbonat- og bikarbonationer regulerer pH-verdi i uforurenset vann som følge av endringer i  $CO_2$ -konsentrasjon grunnet fjerning ved fotosyntese eller tilskudd fra atmosfæren. Karbondioksid ( $CO_2$ ) er svært løselig, spesielt ved lavere temperatur og høyere atmosfærisk trykk. I vann vil  $CO_2$  danne karbonsyre ( $H_2CO_3$ ) (Likning 2.4),



som videre dissosierer til frie hydrogenioner ( $H^+$ ) og bikarbonationer ( $HCO_3^-$ ) (Likning 2.5).



Biokarbonationene kan videre dissosiere til  $H^+$  og  $CO_3^{2-}$  (Likning 2.6).



Endringer i pH kan endre løseligheten til forbindelser i vann og formen de opptrer i, slik som Fe,  $NH_3$ , P og sporelementer (Gray, 2010; Skoog mfl., 2013).

For å måle pH benyttes et pH-meter ved hjelp av potensiometri. pH-meter har en sonde bestående av to elektroder: En indikatorelektrode som måler aktiviteten til  $H^+$ -ioner i løsning, og en referanselektrode. Sammen utgjør elektrodene en elektrokjemisk celle som måler spenning mellom elektrodene avhengig av aktiviteten til  $H^+$ ,

og pH kan beregnes ut fra dette. Det er også innebygd kompensasjon for temperaturforskjeller. Måleinstrumenter for pH krever kalibrering før bruk. Sonden plasseres i ulike løsninger med kjent pH hvorpå instrumentet justeres deretter. En ulempe med pH-elektroder er at de har begrenset levetid og må erstattes relativt ofte. Kalibrering og bytting av elektroder må gjøres regelmessig for å oppnå troverdige målinger (Buckley-Dhoot, 2000; Lekang, 2020). Bruk av glasselektroder er mest utbredt, men disse kan være upålitelige å bruke ved veldig lav eller høy pH, og særlig dersom det er høy alkalinitet. Et alternativ til glasselektroder i slike tilfeller er optiske pH-sensorer. Disse måler variasjoner i optiske egenskaper som absorpsjon, fluorescens eller refleksjon som følge av endringer i pH (Gotor mfl., 2017).

For lav eller for høy pH i akvakultursystemer vil ha negativ innvirkning på fisk. Det er anbefalt at pH er mellom 6.2-7.8 (Mattilsynet, udatert). RAS er et lukket system hvor pH-regulering avhenger av den totale mengden karbon ( $C_T$ ) i systemet. Høyere  $C_T$  fører at mengden  $\text{CO}_2$  i systemet vil øke og lavere pH. Dette avhenger av hvor mye vann som gjenbrukes. For regulering av pH i RAS anbefales det dermed å ikke benytte kjemikalier som øker  $C_T$  i systemet ettersom det fører til økt, giftig  $\text{CO}_2$ . I RAS benyttes nitrifisering for å eliminere ammoniakk for å unngå lave pH-verdier (Lekang, 2020).

### 2.2.3 Turbiditet

Turbiditet er et mål på gjennomsiktigheten av vann avhengig av mengden suspenderte partikler. De suspenderte partiklene består av finpartikler av organisk og uorganisk materiale, mikroorganismer, leire og løselige organiske forbindelser (Gray, 2010; Ødegaard, 2014). Partikler som er mindre enn 1  $\mu\text{m}$  kalles kolloide faste stoffer og kan forbli i suspensjon på ubestemt tid. Disse partiklene påvirker absorpsjon og spredning av lysinnfall, noe som fører til at vannet virker tåkete. Vannet blir mindre gjennomsiktig jo flere partikler det er tilstede. Naturlige årsaker til turbiditet kan være overflateavrenning som et resultat av kraftig regn, eller sesongbasert biologisk aktivitet. Dessuten kan forurensning være en årsak til turbiditet, noe som gjør turbiditet til en nøkkelindikator for vannkvalitet (Gray, 2010).

Turbiditet bestemmes ved å måle lysspredning forårsaket av suspenderte partikler ved hjelp av et turbidimeter. Partikler i vannet vil forårsake spredning av lyset som sendes gjennom vannprøven, og reduksjon av intensiteten av lysstrålen kan måles deretter. Partiklenes størrelse og form har innvirkning på lysspredningen (Gregory, 2006). Ut fra ISO-standard 7027-1:2016 (Standard Norge, 2016b) måles turbiditet i Formazine Turbidity Units (FTU). Nephelometric Turbidity Units (NTU) benyttes

i Norge, og er likestilt med FTU. (Ødegaard, 2014).

## 2.2.4 Alkalinitet og vannhardhet

Alkalinitet er et mål på vanns syrenøytraliseringskapasitet (Ødegaard, 2014). I naturlig vann bestemmes alkalinitet ut fra konsentrasjonen av karbonatforbindelser. Alkalinitet endres ikke av endringer i temperatur og trykk, eller ved tilførsel av  $\text{CO}_2$  (Ødegaard, 2014). Alkalinitet er en gunstig parameter for å bestemme mengden kjemikalier som skal tilsettes i vannbehandling. Vann med høy alkalinitet har ofte også høy pH, og inneholder også høyere nivåer av oppløst fast stoff. Alkalinitet fungerer som en buffer i form av at stor tilførsel av syre ikke vil ha stor innvirkning på pH i det akvatiske systemet. Likevel vil stor endring i pH kunne ha innvirkning på bufferkapasiteten og dermed også alkalinitet (Manahan, 2017).

Vannhardhet er i likhet med alkalinitet avhengig av tilstedeværelsen av enkelte forbindelser, typisk  $\text{CaCO}_3$ . Hardheten til vann er gitt fra konsentrasjonen av multivalente kationer som kan reagere med tilstedeværende anioner og danne bunnfall. Typiske kationer som assosieres med vannhardhet er kalsium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), strontium ( $\text{Sr}^{2+}$ ), toverdigg jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) og mangan ( $\text{Mn}^{2+}$ ). Konsentrasjoner av  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  og  $\text{Mn}^{2+}$  er vanligvis svært lav i vann, og benyttes derfor ikke i beregningen av vannhardhet. Hardhet til vann angis som gitt i Likning 2.7 (Gray, 2010; Ødegaard, 2014).

$$\text{Hardhet} = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] \quad (2.7)$$

Vannets hardhet kan ha stor innvirkning på organismer. For eksempel er enkelte organismer avhengig av høye kalsiumkonsentrasjoner for skallkonstruksjon, og disse finnes derfor utelukkende i hardt vann. Hardt vann har høyere konsentrasjoner av ionene  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^-$  og  $\text{HCO}_3^-$  (Gray, 2010). Ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) kan også brukes til å bestemme hardhet til vann (Lekang, 2020). De vanligste benevningene for hardhet er mmol/L, mg Ca/L, mg  $\text{CaCO}_3$ /L og Tyske hardhetsgrader, °dH. Tyske hardhetsgrader er det vanligste å bruke. Én tysk hardhet tilsvarer 10 mg CaO/L. 0 °dH indikerer meget bløtt vann, mens verdier over 21 °dH indikerer meget hardt vann. Det finnes mange klassifiseringer av hardhet av vann, et eksempel på en klassifisering av vannhardhet er gitt i Tabell 2.2.1 (Ødegaard, 2014).

**Tabell 2.2.1:** Vannhardhet klassifisert ut fra Ca + Mg som mg Ca<sub>ekv</sub>/l og Tyske hardhetsgrader (°dH).

Hardhetsklasser	Ca + Mg som mg Ca <sub>ekv</sub> /l	°dH
Meget bløtt	0 - 15	0 - 2,1
Bløtt	15 - 35	2,1 - 4,9
Middels bløtt	35 - 70	4,9 - 9,8
Hardt	70 - 150	9,8 - 21
Meget hardt	> 150	> 21

Aluminium (Al<sup>3+</sup>) og treverdige jern (Fe<sup>3+</sup>) kan ha innvirkning på vannhardhet, men løseligheten av disse ionene er begrenset ved pH-nivåene som finnes i naturlig vann (Gray, 2010). Økning i vannhardhet kan redusere toksisiteten til enkelte metaller. Høyere konsentrasjoner av Ca<sup>2+</sup> kan bety lavere toksisitet av Hg, Pb, Cu og Zn (Gray, 2010). I tillegg kan økende vannhardhet og både lav pH og tilnærmet nøytral pH ha beskyttende effekt for Al-toksisitet for ferskvannsorganismer og fisk (Gensemer mfl., 2018).

## 2.2.5 Totalt organisk karbon (TOC)

Totalt organisk karbon (TOC, *total organic carbon*) defineres som totalt karbon som er kovalent bundet til organiske forbindelser i en vannprøve (Vidal mfl., 2014). Det er alle forbindelser med karbonatomer, foruten CO<sub>2</sub> og relaterte forbindelser som karbonat (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) og hydrogenkarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Mook mfl., 2012). Opphavet til organisk materiale i vann er nedbrytningen av planter og dyr (Lekang, 2020). For å bestemme mengden organisk bundet karbon må karbonmolekylene brytes ned til enkeltkarbonenheter og deretter omgjøres til en enkel molekylær form som kan bestemmes kvantitativt (Vidal mfl., 2014).

TOC er karboninnhold i vann, og er proporsjonalt med mengden organisk stoff. Analyse av TOC er egnet for et større antall prøver, og utmerker seg ved at resultatene kan gis i løpet av kort tid. For å bestemme TOC må uorganisk karbon (IC) enten fjernes (direkte metode) eller måles (indirekte metode) (Vidal mfl., 2014). Direkte metode innebærer å fjerne IC og deretter måle TOC direkte. IC kan fjernes ved å forsure prøver, hvor det er vanligst å bruke fosforsyre, slik at likevekten i karbon-systemet forskyves og omdanner uorganiske karbonspecier til CO<sub>2</sub>. CO<sub>2</sub> er en inert gass som enklere kan fjernes fra vannprøver. Indirekte metode innebærer å måle IC og totalt karbon (TC), og deretter trekke IC fra TC for å oppnå TOC som gitt i Likning 2.8.

$$TOC = TC - IC \quad (2.8)$$

For å bestemme IC kan prøven injiseres i et separat reaksjonskammer som er pakket med kvartspesler belagt av fosforsyre ( $H_3PO_4$ ). Under disse forholdene vil ikke organisk karbon oksideres, og IC vil omdannes til  $CO_2$  og kan dermed bestemmes (Vidal mfl., 2014). Analysen av TOC baserer seg på å forbrenne organisk stoff ved  $450-550^\circ C$  slik at det blir igjen  $CO_2$ ,  $H_2O$  og salter. Deretter kan mengden organisk karbon bestemmes ut fra hvor mye  $CO_2$  som har blitt dannet. Analysen kan gi en relativt nøyaktig bestemmelse av små konsentrasjoner av organisk stoff, men er derimot uegnet i tilfeller hvor det er mye partikulært stoff i prøven. I slike tilfeller kan analyse av oppløst organisk karbon (DOC, *dissolved organic carbon*) benyttes, som gir oversikt over mengden oppløst organisk stoff i vannet (Ødegaard, 2014). DOC er innholdet av karbon i filtrert prøve. DOC forbruker oksygen i vann, forekommer ofte i giftige forbindelser og er en indikator for vannforurensning. Det er dermed viktig å måle mengden DOC i vann, og TOC anses som en gunstig parameter for å bestemme organisk materiale i vannprøver. Dette måles ved å oksidere organisk materiale i vann til  $CO_2$ , og deretter måle mengden gass som dannes fra et gitt volum av vannprøve (Manahan, 2017). Både naturlig og antropogen aktivitet er kilder til DOC i vann i akvakultur, og består hovedsakelig blant annet av humusforbindelser som er opphavet til den karakteristiske gulbrune fargen vanlig å finne i myrer, elver og innsjøer, karbohydrater, fulvinsyrer, fenoler og organiske peroksider (Gregory, 2006; Mook mfl., 2012; Nollet, 2014).

## 2.3 Sporelementer og tungmetaller

Det finnes 90 naturlig forekommende grunnstoffer på jorda som varierer i både mengde og kjemisk form mellom miljømessige, biologiske, marine eller geologiske systemer (Manahan, 2017). Distribusjonen av grunnstoffene avhenger av flere faktorer, blant annet løselighet, pH, forvitring, redoksegenskaper og stråling. Enkelte av disse grunnstoffene finnes i svært små mengder i biologiske systemer og kalles sporelementer. Historisk har disse vært utfordrende å kvantifisere med klassiske analysemetoder, men det finnes nå mer spesifikke analysemetoder som muliggjør kvantifisering, som for eksempel induktivt koblet plasmamassespektrometri (ICP-MS, kapittel 3.3.1).

Sporelementer kan klassifiseres i tre grupper: essensielle, ikke-essensielle og giftige sporelementer. For både planter, dyr og mennesker er essensielle sporelementer nødvendige for spesifikke biokjemiske prosesser. For mennesker og dyr innebærer det-



te roller i enzymprosesser. Underskudd av essensielle elementer kan føre til veksthindring for planter eller mangelsykdommer hos mennesker. Eksempler på disse er Co, Cr, Cu, Fe, Mn og Zn (Manahan, 2017; Ward, 2000). Essensielle elementer kan deles inn i makronæringsstoffer og mikronæringsstoffer. Makronæringsstoffer er næringsstoffer som organismer trenger store mengder av, og disse inkluderer O, H, C, N, P, S, K, Ca og Mg. Mikronæringsstoffer er næringsstoffer organismer trenger i mindre grad, gjerne i enzymer for å muliggjøre metabolske reaksjoner. Mikronæringsstoffer inkluderer Fe, Cu,  $\text{Cl}^-$ , Zn, Ni og Mo (Manahan, 2017). Ikke-essensielle sporelementer, som Li, B og Sr, er elementer som finnes i biologisk vev, men som ikke utgjør biologisk nytte. Giftige elementer som Cd, Hg og Pb har skadelig effekt selv i små mengder. Skadeligheten av alle metaller avhenger av konsentrasjon, hvor selv essensielle elementer, som i utgangspunktet ikke er helseskadelig, kan ha helseskadelig effekt ved forhøyede doser eller stor grad av eksponering over lengre tid (Manahan, 2017; Ward, 2000).

I akvatisk miljø forekommer sporelementer hovedsakelig som kolloider eller bundet til organiske forbindelser eller mineraler som akkumulerer i sedimenter eller plankton. Konsentrasjonen av sporelementer, samt deres tilgjengelighet, transport og potensielle giftighet avhenger av faktorer som mengde som tilføres miljøet og over hvor lang tid det tilføres, og fysisk-kjemisk form (Ward, 2000). Metalltoksisitet og biotilgjengelighet kan påvirkes av pH, hardhet av vann, temperatur, DOC og alkalinitet (Davidson mfl., 2009). pH kontrollerer speciering og metalløselighet, mens høy alkalinitet og hardt vann kan ha innvirkning på metalltoksisitet, for eksempel for Cu (Erickson mfl., 1996). Studier har indikert at det er lite forskjell i metallkonsentrasjoner i oppdrettslaks og i villaks, men at metallkonsentrasjoner generelt er høyere i laksefôr enn i fisken selv (Kelly mfl., 2008). Metallakkumulasjon i laksevev avhenger av konsentrasjonene i vannet og i fôr, kjemisk opptak og eliminasjonskinetikk. Det kan også påvirkes av den kjemiske formen metallene forekommer i og deres biotilgjengelighet, samt laksens vekstsyklus og alder (Kelly mfl., 2008).

### **2.3.1 Kilder til sporelementer og tungmetaller i RAS**

Kilder til metaller i RAS kan være fra fôr som del av mineralforblandingen, de kan vaskes ut fra rør eller adaptere som følge av korrosjon, og de kan komme via spede-vannet (Colt, 2006; Davidson mfl., 2011; Martins mfl., 2011; van Bussel mfl., 2014). Fiskefôr inneholder minerale tilsetningsstoffer, som for eksempel kobbersulfat som fungerer som konserveringsmiddel. Fôret kan inneholde Zn, Cu, Cd, Fe, Mn, Co, Ni, Pb, Mg, Se og Hg (Dean mfl., 2007). Enkelte av disse er typiske mikronæringsstoffer

og essensielle elementer for enzymprosesser i organismer, som for eksempel Zn, Cu, Co og Mn som vil forekomme hovedsakelig i sulfatforbindelser. Disse metallene kan tilsettes vitamin-/mineralforblandingen og kan ende i vannet enten via utskillelse fra fisk eller overflødig fôr, eller det kan vaskes ut fra fiskeekskremitter (Davidson mfl., 2009; van Bussel mfl., 2014). I tillegg kan suspendert fast stoff som finnes i systemene komme fra fiskeekskremitter og eventuelt overflødig fôr (Mendiguchía mfl., 2006).

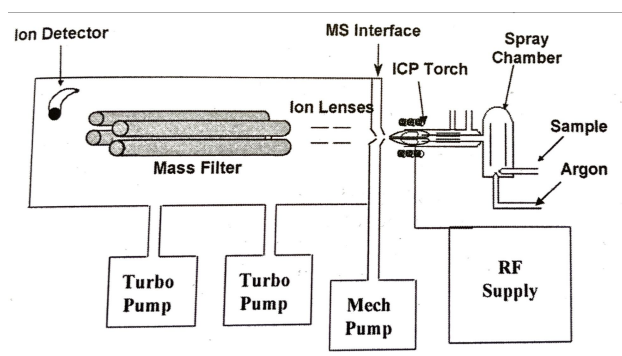
Økt grad av gjenbruk av vann har indikert økt akkumulering av oppløste metaller som As, Ba, B, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Sr og Zn i ferskvanns-RAS. Flere studier har også indikert at økt vanngjennbruk i RAS fører til forhøyede konsentrasjoner av metaller i fisk, både i ferskvann og i sjøvann (Martins mfl., 2009; van Bussel mfl., 2014). Høy tetthet av fisk per vannvolum medfører gjerne at mengde fôr per vannvolum som skiftes ut er høy. Som følge av dette kan stoffer som kommer fra fôret akkumulere til høye nivåer (van Bussel mfl., 2014). Studier har indikert at konsentrasjonen av tungmetaller avtar med økende vannutskiftning, noe som indikerer at akkumulering av tungmetaller som Zn og Cu øker ved lav vannutskiftning (Colt, 2006; Martins mfl., 2011). Cu og Zn kan også frigjøres fra bunnstoff som brukes for å begrense begroing, hvor det aktive metallet kan frigjøres i løst eller partikulær form (Dean mfl., 2007).

Hvordan metaller oppfører seg i RAS er vanskelig å forutse ettersom enkelte metaller reagerer ulikt på tilstedeværelse av organiske forbindelser, og på grunn av filtrering og bakterievekst i systemene. Sammenlignet med naturlig sjøvann er det likevel noen likheter. Zn og Co er svært løselig i sjøvann, og  $Zn^{2+}$  og  $Co^{2+}$  er de vanligste og mest stabile tilstandene som finnes i sjøvann (van Bussel mfl., 2014). Cu er også svært løselig i saltvann, og finnes da hovedsakelig som  $Cu^{2+}$ .  $Cu^{2+}$  kan også danne komplekser med humussyrer og andre ligander i sjøvann. I RAS som inneholder mye kalsium og oppløst karbon er det sannsynlig at ligandbundet Cu er formen det er mest av (van Bussel mfl., 2014).  $Fe^{2+}$  oksideres raskt til  $Fe^{3+}$  i sjøvann, og Fe vil derfor raskt felles ut i RAS med sjøvann. Mn er også veldig løselig i sjøvann, men mengden frie  $Mn^{2+}$ -ioner reduseres som følge av for eksempel adsorpsjon på detritus, interaksjon med Fe og dannelsen av ferromangan (van Bussel mfl., 2014). I akvatisk miljø forekommer Cd vanligvis som  $Cd^{2+}$  og mobiliseres ved oksisk og surt miljø. Sorpsjon av  $Cd^{2+}$  kan øke ved høye nivåer av hydroksider, leireminerale og organisk materiale, men Cd kan også forbli i løsning ved  $pH < 6.5$  som vannløselige komplekser med anioner, som for eksempel  $CdCl^+$  og  $Cd(SO_4)_2^{2-}$ , og oppløst organisk materiale. Kompleksene kan være stabile og forhindre sorpsjon og utfelling. Med økende pH vil  $Cd^{2+}$  holdes sterkere til mineraloverflater gjennom prosesser som adsorpsjon og utfelling (Kubier mfl., 2019). I jordsmonn påvirkes As av naturlig organisk

materiale, hvor organisk materiale påvirker både skjebnen og mobiliteten til As i miljøet. Hovedmekanismene innebærer konkurranse ved adsorpsjonssteder, dannelse av hydrerte komplekser og endringer i redokspotensiale på adsorpsjonsoverflater. Studier har indikert at naturlig organisk materiale interagerer sterkt med As, noe som har innvirkning på både speciering og mobilitet i akvatisk miljø. Videre korrelerer konsentrasjon av DOC godt med konsentrasjon av As i vandige ekstraksjoner fra jordsmonn (Wang & Mulligan, 2006).

## 2.4 ICP-MS

Induktivt koblet plasma (ICP) er en nyttig metode for analyse av metaller i vannprøver (Marcovecchio mfl., 2014). ICP er en delvis ionisert gass, vanligvis argon (Ar), med temperatur mellom 6000 og 10000 K. ICP-MS har god sensitivitet, høy stabilitet, god reproduserbarhet og lite bakgrunnstøy. Dermed kan vannprøver analyseres uten stor grad av forbehandling, og metoden blir ansett som en av de mest nøyaktige, sensitive og pålitelige analysemetodene for vannanalyse. ICP kan kobles med massespektrometer (MS) for deteksjon. Oppsettet til ICP-MS har tre hovedbestanddeler: ICP-flammen, grensesnitt og massespektrometer. En oversikt over oppsettet til ICP-MS er å finne i Figur 2.4.1. Metoden kan anvendes for å samtidig bestemme mange elementer på kort tid. Det anvendes på mange områder hvor mindre grunnstoffer eller sporelementer skal bestemmes (Fifield & Kealey, 2000; Marcovecchio mfl., 2014; Skoog mfl., 2013).



**Figur 2.4.1:** Oppsett av ICP-MS (Thomas, 2004)

I forbindelse med MS er det en forstøver for atomer og ioner i forkant av ICP (Skoog mfl., 2013). Prøven som skal analyseres må vanligvis være i væskeform, og injiseres i en forstøver som omgjør prøven til en aerosol ved hjelp av argongass. Prøven vil deretter gå gjennom et spraykammer hvor de mindre aerosoldråpene separeres fra større dråper, før prøven føres til plasmaflammen som genererer positivt ladede ioner (Thomas, 2004). Ionene som dannes i plasmaen transporteres så til

masseanalysatoren. En utfordring ved ICP-MS er at ICP opererer under atmosfærisk trykk hvor ionene dannes, mens MS opererer i vakuum (Gießmann & Greb, 1994; Skoog mfl., 2013). I grensesnittet mellom ICP og MS er det derfor viktig at en stor nok andel av ioner overføres til masseanalysatoren (Skoog mfl., 2013). Grensesnittet skal gjøre at ioner overføres effektivt fra plasma til masseanalysatoren i vakuum, og består av to metallkjegler med liten åpning som holdes i vakuum ( $\sim 1-2$  Torr) med mekanisk pumpe. Etter at ionene har blitt dannet i plasma, passerer de gjennom kjeglene og til MS og deteksjon (Thomas, 2004).

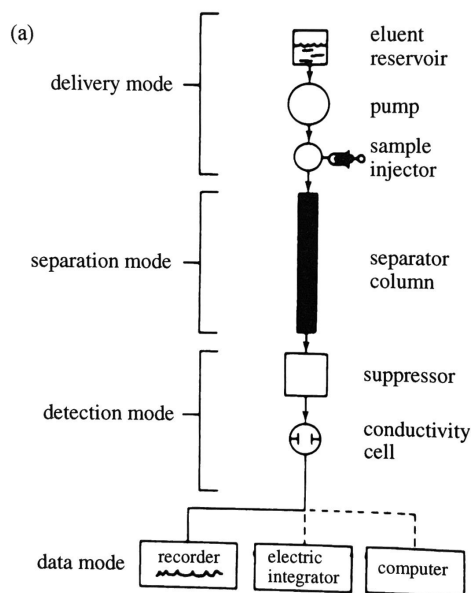
I masseanalysatoren sorteres ionene etter forhold mellom masse og ladning ( $m/z$ ), og deretter detekteres (Skoog mfl., 2013). En masseanalysator skal separere ionene fra ikke-analytt, matriks, løsemiddel, og ioner avledet fra argonforbindelser (Thomas, 2004). Massefilteret i ICP-MS er vanligvis en kvadrupol. En kvadrupol består av fire sylindriske eller hyperboliske metallstenger av samme lende og diameter som er plassert like langt fra hverandre. På motstående stenger tilføres likestrøm (DC, *direct current*) og vekselstrøm (AC, *alternating current*). Ved optimalt forhold mellom DC og AC vil ioner med spesifikk masse passere gjennom kvadrupolen og til detektoren, mens resterende ioner vil elimineres fra systemet (Thomas, 2004).

En fordel ved ICP-MS er at mange isotoper kan analyseres på svært kort tid (Fifield & Kealey, 2000). Deteksjonsgrensen i ICP-MS er høyere enn for eksempel ICP-AES, men er masseavhengig og kan påvirkes av økt bakgrunnstøy eller spektraloverlapp (Marcovecchio mfl., 2014). Svakheterne ved ICP-MS er at det er kompleks og kostbar instrumentering, og polyatomiske ioner som  $\text{Ar}_2\text{O}^+$ ,  $\text{ArN}^+$  og  $\text{ArO}^+$  kan forstyrre toppene i form av interferens (Fifield & Kealey, 2000). Interferens kan deles inn i to kategorier: Spektroskopisk interferens og matriksinterferens. Spektroskopisk interferens forekommer når ionespeciene i plasmaen har samme  $m/z$  som et analyttion. Dette kan håndteres ved å benytte HR-ICP-MS (*Høyoppløselig induktivt koblet plasmasppektrometri*). Matrikseffekter kan føre til at signalet fra analyttene reduseres. Dette kan motvirkes ved å fortynne prøven, endre injeksjonsmetode, eller separere de forstyrrende forbindelsene. I tillegg kan internstandard med liknende masse og ioniseringspotensial som analytten benyttes (Skoog mfl., 2013).

## 2.5 Ionekromatografi

Ionekromatografi er en analysemetode for separasjon av små ioner i løsning. Systemet består av en kolonne med stasjonærfase som separerer analyttene, en mobilfase som står for transport av analyttene gjennom systemet, og en detektor som

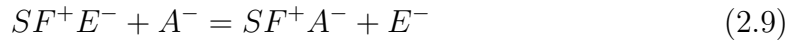
identifiserer analyttenes retensjonstid og signalstyrke. Et typisk oppsett av en ione-kromatograf med ionebyttetekolonne og konduktometrisk detektor er å finne i Figur 2.5.1. Ved hjelp av kjente prøver kan analyttene identifiseres og kvantifiseres ved en kalibreringskurve (kapittel 2.6.2.1) hvor det antas at signalet fra detektoren er lineært avhengig av konsentrasjon (Fifield & Kealey, 2000; Poole, 2003).



**Figur 2.5.1:** Oppsett av ione-kromatograf (Fifield & Kealey, 2000)

Den vanligste detektoren i ione-kromatografi er en konduktivitetdetektor. Mange vanlige ioner har begrensede UV-vis absorpsjonsegenskaper så UV-detektorer er ugunstig til dette formålet, og konduktivitetdetektorer er mest utbredt. Konduktivitetdetektorer er svært sensitive, er universelle for ladede specier, og har forutsigbar respons på endringer i konsentrasjon (Poole, 2003). En typisk konduktivitetdetektor består av to elektroder hvor vekselstrøm tilføres mellom elektrodene, og motstanden mellom elektrodene i cellen måles (Nesterenko & Paull, 2017; Zemann, 2001). Mobilfasen har høy ionestyrke og konkurrerende ioner i mobilfasen vil kunne redusere detektorens sensitivitet ved å gi økt bakgrunnskonduktivitet, dermed må analyttene separeres fra andre elektrolytter før deteksjon. Det kan derfor benyttes en undertrykkerkolonne i forkant av detektoren for å fjerne forstyrrende specier. Pakningen i undertrykkeren består av en ionebyttetarpiks som omdanner ioner i mobilfase til en ikke-ionisk specie som dermed ikke vil forstyrre deteksjonen av analyttionene. For separasjon av anioner er denne pakningen syretilstanden av en kationbyttetarpiks med natriumbikarbonat eller karbonat som elueringsmiddel. Da er analyttene de eneste gjenværende ioniserte speciene og kan dermed detekteres (Fifield, 2000b; Fifield & Kealey, 2000; Poole, 2003; Skoog mfl., 2013).

Separasjonsprinsippet i ionekromatografi baserer seg på selektivt utbytte av ioner mellom en mobilfase og en stasjonærfase som har høyere affinitet for ionene som skal separeres (Fifield, 2000b). Spesier med høy affinitet til stasjonærfase vil ha lang retensjonstid, mens spesier med lav affinitet til stasjonærfase vil ha kortere retensjonstid. Ved separasjon av anioner hvor anionene i prøven,  $A^-$ , og funksjonell gruppe av motsatt ladning i en anionbytter eller stasjonærfase,  $SF^+$ , er i likevekt, kan ionebytteprosessen beskrives som i Likning 2.9



hvor  $E^-$  er konkurrerende anioner i mobilfase. Affiniteten en anionbytter har for et spesifikt anion,  $A^-$ , i både analytt og eluent, kan representeres ved en selektivitetskoeffisient gitt i Likning 2.10

$$K_E^A = \frac{[A]_s[E]_m}{[A]_m[E]_s} \quad (2.10)$$

hvor  $[A]_s$  og  $[A]_m$  er likevektskonsentrasjoner av anionet i henholdsvis stasjonær og mobil fase, og  $[E]_m$  og  $[E]_s$  er likevektskonsentrasjonen av konkurrerende anioner i henholdsvis mobil og stasjonær fase (Nesterenko & Paull, 2017). Av likning 2.10 fremkommer det at  $K$  øker når affiniteten til et anion til stasjonærfasen øker relativt til anion i mobil fase, i tillegg til at det er avhengig av ionets ladning (Fifield, 2000b).

Det er mest gunstig at toppene i et kromatogram er smale og at analyttene er godt separert (Poole, 2003). Smalere og ikke-overlappende topper sikrer i større grad korrekt identifisering og kvantifisering. Den ideelle kromatograftoppen er en Gausskurve, men asymmetriske topper kan forekomme. Dersom toppen er forskjøvet mot venstre kalles dette *fronting*, og kan være forårsaket av overbelastning av prøve på kolonnen. For å unngå fronting kan prøvevolumet eller konsentrasjonen av løsemiddel reduseres. Topp forskjøvet mot høyre, *tailing*, kan være resultat av enkelte deler av stasjonærfasen retarderer analytten sterkere enn andre. En mer deaktivert kolonne vil kunne redusere dette. Retensjonstiden til analyttene vil avta med økende temperatur, dermed kan høyere kolonnetemperatur bidra til mer symmetriske topper (Poole, 2003).

Bruksområdene til ionekromatografi er mange, men særlig i miljøanalyser anvendes ionekromatografi til analyse av vannprøver (Fifield, 2000b).

## 2.6 Kvalitetssikring

### 2.6.1 Kvalitetssikring av analysedata

#### 2.6.1.1 Prøvetaking og konservering av prøver

Ved prøveinnsamling er rutiner og utstyr avgjørende for kvaliteten på prøvene. Det er utviklet standarder av International Organization of Standardization, hvor det for analytisk kjemi og analyse av vannprøver blant annet gjelder prøvetaking, konservering og analyse av prøver og generell kvalitetssikring som skal bidra til økt validitet.

Før prøvetaking bør prøvebeholderne undergå forbehandling: Det bør kun anvendes polyetylen eller Teflon-beholdere. Alle nye beholdere bør vaskes og oppbevares i 10% HNO<sub>3</sub> over to dager, og renses i ionebyttet vann. De rene beholdere bør så forsegles og oppbevares i rene polypropylenposer frem til de skal benyttes (Ward, 2000).

Hyppighet og varighet av prøvetaking er essensielt for å oppnå representative og reproducerbare prøver (Ward, 2000). Det må legges en plan for prøvetaking som stemmer overens med hvilke mål som er satt for den analytiske undersøkelsen. I den forbindelse er det viktig å ta hensyn til at resultater og presisjon av analysen kan variere som et resultat av variasjoner mellom prøver. Det er flere muligheter for hvordan prøvetakingen skal gjennomføres (Fifield & Haines, 2000). Spottprøver benyttes for å bestemme øyeblikksbilde av en vannmasse med hensyn på tid og/eller sted (Standard Norge, 2016a).

Fysiske parametre som pH, temperatur, ledningsevne og turbiditet bør bestemmes på stedet eller så raskt som mulig i etterkant (Standard Norge, 2016a; Ward, 2000). Det er viktig å forsikre seg om at instrumentene som benyttes er korrekt og regelmessig kalibrert (Standard Norge, 2016a). I følge ISO-standard 5667-14 bør prøver filtreres på stedet før videre transport for å redusere endringer i sammensetning før analyse ved bestemmelse av løselige komponenter som DOC og metaller. Dersom filtrering på stedet ikke er mulig bør prøvene filtreres umiddelbart på laboratoriet i etterkant. For filtrering anbefales det å bruke membranfilter med porestørrelse mellom 0.40 µm og 0.45 µm i kombinasjon med engangssprøyter (Standard Norge, 2016a).

Prøvebeholderne bør bestå av materialer som ivaretar de naturlige egenskapene til prøven. Det er anbefalt å bruke engangsutstyr, og i tilfeller der prøvene skal nedfryses

er passende beholdere polyetylen (PE) og polytetrafluoretylen (PTFE) for å unngå at de går i stykker. Beholderen skal fylles helt med mindre prøven skal nedfrysnes for konservering (Standard Norge, 2018).

Vann er mottakelig for endringer som følge av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som kan skje i tiden mellom prøvesamling og prøveanalyse, og dette avhenger av blant annet type beholder, lyseksposering, tid mellom prøvetaking og analyse, og temperatur. Det er derfor viktig å ta forholdsregler for å unngå dette (Standard Norge, 2018). Tap eller forurensning av prøve kan forekomme ved fordamping eller adsorpsjon fra eksterne kilder, og dersom det er organiske eller biologisk materiale tilstede kan prøven brytes ned. For å få bukt med dette kan prøvene kjøles eller frysnes ned (Fifield & Haines, 2000).

I utgangspunktet bør alle vannprøver analyseres umiddelbart etter innsamling, men i enkelte tilfeller er ikke dette mulig. I så tilfelle utføres stabiliseringsprosedyrer før prøvene settes til oppbevaring (Ward, 2000). Konsentrert syre kan tilsettes prøven for konservering. Syrer som kan benyttes er salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ), svovelsyre ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) eller saltsyre ( $\text{HCl}$ ), og valg av syre avhenger av analytt (Standard Norge, 2018).

### 2.6.1.2 Prøveanalyse

Faktorer som kan påvirke resultater i prøveanalyse kan være menneskelige feil, instrumentelle feil eller metodefeil. Begrepene nøyaktighet og presisjon kan brukes for å beskrive en analysemetodes validitet. Nøyaktighet er et mål på hvor nære de eksperimentelle verdiene er i forhold den faktiske verdien, og bestemmes ut fra overensstemmelse mellom resultat og akseptert verdi. Den sanne verdien er ofte ukjent, noe som kan gjøre nøyaktighet utfordrende å fastslå, derfor benyttes gjerne akseptert verdi isteden. Presisjon måler hvor nære individuelle målinger – to eller flere – er i forhold til hverandre. Dette kan si noe om hvor reproducerbar og repeterbar en analysemetode er (Skoog mfl., 2013). Standardavvik kan brukes som et mål på presisjon.

Standardavvik for et utvalg,  $s$ , er et mål på spredning av verdiene i en analyse beregnet fra  $n$  antall målinger, definert i Likning 2.11 hvor  $\bar{x}$  er gjennomsnittet, og  $x_i$  er individuelle resultat (Hibbert & Gooding, 2006).

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}} \quad (2.11)$$

Relativt standardavvik (RSD) er standardavviket til en måling uttrykt som prosent



som gitt i Likning 2.12 hvor  $s$  er standardavviket og  $\bar{x}$  er gjennomsnittet. RSD kan gi et bedre bilde på presisjonen til en måling. Under 1 % anses som et godt resultat (Hibbert & Gooding, 2006).

$$RSD = \frac{s}{\bar{x}} \times 100\% \quad (2.12)$$

For større datasett er gjennomsnittsverdi en nyttig representasjonsmetode. Det er en summering av resultater delt på antall data som vist i Likning 2.13

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (2.13)$$

hvor  $\bar{x}$  er gjennomsnittet,  $x_i$  er individuelle resultat og  $n$  er totalt antall prøver. Ved symmetrisk distribusjon av data er gjennomsnittet den beste representasjonsmetoden for sentralitetsmål for et helt datasett (Fifield, 2000a; Hibbert & Gooding, 2006).

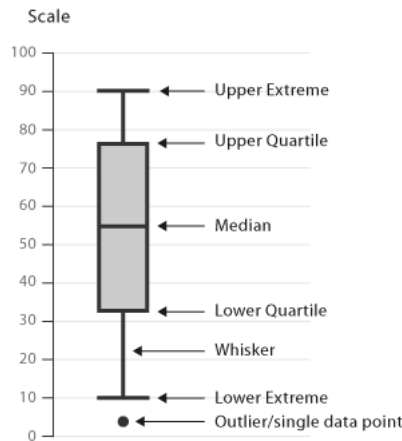
Median beregnes for å håndtere og eliminere ekstremverdier i et datasett, og defineres som midtverdien i et sortert datasett. Når antall elementer er odde, beregnes median som i Likning 2.14 for et datasett  $x$  med  $n$  antall elementer.

$$\tilde{x} = x_{\frac{(n+1)}{2}} \quad (2.14)$$

Når antall elementer er like beregnes median som i Likning 2.15 (Graham, 1993).

$$\tilde{x} = \frac{x_{\frac{n}{2}} + x_{\frac{(n+2)}{2}}}{2} \quad (2.15)$$

Boksdigram (*Box-Whisker plot*) kan benyttes for å vurdere fordelingen av data i et datasett. Boksdigrammer viser spredning av data basert på median, medianen av øvre og nedre halvdel av datasettet, og spredningen mellom medianene av øvre og nedre halvdel. Boksdigrammer er også nyttig for å vurdere uteliggere, samt for visuell sammenligning av flere datasett (Graham, 1993). Et eksempel på hvordan et boksdigram kan se ut er å finne i Figur 2.6.1. Medianen av øvre og nedre halvdel kalles henholdsvis øvre og nedre kvartil, og disse benyttes til å danne boksen i boksdigrammet. Medianen av det fullstendige datasettet vil representeres som en linje på tvers av boksen i diagrammet. Videre angir utstikkere (*whiskers*) største og minste verdi i datasettet. Punkter utenfor dette indikerer uteliggere (Graham, 1993).



**Figur 2.6.1:** Eksempel på boksdigram («Box and Whisker Plots», udatert).

Uavhengige datasett som ikke er normalfordelt kan analyseres ved Mann-Whitney U-test. Testen sammenligner hele datasett. Datasettene sorteres i stigende rekkefølge, uavhengig av om de er hentet fra prøvetakingssted  $X$  eller  $Y$ . Rankene summeres og gir opphav til parameteren  $T$  (Likning 2.16) (Graham, 1993).

$$T_{test} = \sum Rank(y_i) \quad (2.16)$$

Videre dannes nullhypoteser og alternativ hypotese basert på forventningsverdi, uttrykt som Likningene 2.17, 2.18 og 2.19:

$$H_0 : E(X) = E(Y) \quad (2.17)$$

$$H_1 : E(X) \neq E(Y)$$

$$H_0 : E(X) \leq E(Y) \quad (2.18)$$

$$H_1 : E(X) > E(Y)$$

$$H_0 : E(X) \geq E(Y) \quad (2.19)$$

$$H_1 : E(X) < E(Y)$$

$T$  sammenlignes med kritisk verdi hentet fra tabell,  $T_{crit}$ , hvor nullhypotesen forkastes dersom  $T_{test} = \sum R(x_i) < T_{crit}$  (Graham, 1993).

## 2.6.2 Kvalitetskontroll

### 2.6.2.1 Kalibreringskurve

En kalibreringskurve kan brukes til å bestemme forholdet mellom instrumentrespons og analyttkonsentrasjon (Graham, 1993). For å danne en kalibreringskurve benyttes standarderløsninger med kjent konsentrasjon til regresjonsanalyse for å danne en regresjonslinje. Dette brukes til å forutsi konsentrasjonen til en ukjent analytt. For å finne regresjonslinjen benytter man minste kvadraters metode. Man antar et lineært forhold mellom instrumentrespons og standardanalyttkonsentrasjon. Dette gir opphav til en lineær regresjonslinje som uttrykt i Likning 2.20 hvor  $y$  er respons fra instrumentet,  $m$  er stigningstallet,  $b$  er konstantledd og  $x$  er standardanalyttkonsentrasjon (Skoog mfl., 2013).

$$y = mx + b \quad (2.20)$$

Videre antas det at avvik fra de plottede punktene i forhold til den estimerte linjen, restleddet, er forårsaket av målingsfeil. Minste kvadraters metode finner den minste summen av kvadrater fra restleddet og minimerer dette, og danner grunnlaget for linjen som passer best til de eksperimentelle punktene fra aktuell analyse. Metoden vil også gi standardavvik for stigningstallet  $m$  og konstantleddet  $b$  (Skoog mfl., 2013).

### 2.6.2.2 Deteksjonsgrense

Alle analytiske metoder har en deteksjonsgrense (LOD, *limit of detection*), som er laveste konsentrasjon hvor en gitt analytt i en prøve pålitelig kan detekteres som ikke er null (Skoog mfl., 2013). Deteksjonsgrense kan bestemmes fra signal-til-støyforhold (S/N, *signal to noise ratio*). En faktor på 3 ganger S/N er vanligst å bruke for å forsikre om at responssignal fra detektoren kommer fra analytt og ikke bakgrunnstøy (Graham, 1993; Poole, 2003). Deteksjonsgrense kan også bestemmes med utgangspunkt i kalibreringskurve, og defineres da som 3.3 ganger standardavvik delt på stigningen til kalibreringskurven som gitt i Likning 2.21, hvor  $\sigma$  er standardavviket og  $S$  er stigningen til kalibreringskurven (Poole, 2003).

$$LOD = 3.3 * \sigma / S \quad (2.21)$$

Deteksjonsgrenser fastsatt av for eksempel produsenter av instrumenter gjelder ikke nødvendigvis for reelle prøver, da de ofte måles ut fra ideelle standarder eller optimaliserte instrumenter (Skoog mfl., 2013).

### 2.6.3 Prinsipal Komponentanalyse (PCA)

Prinsipal komponentanalyse (PCA, *principal component analysis*) er en statistisk analysemetode av data med flere variabler, utført ved matriseoperasjoner (Wold mfl., 1987). PCA analyserer data hentet fra flere avhengige og interkorrelerte variabler, hvor målet er å trekke ut den viktigste informasjonen og representere dette gjennom et sett av nye variabler kalt prinsipalkomponenter. Dette for å komprimere datasettets størrelse samtidig som informasjonen bevares. Prinsipalkomponentene er lineærkombinasjoner av de originale variablene. Den første prinsipalkomponenten har størst mulig varians. Den andre prinsipalkomponenten er ortogonal til den første komponenten, og har størst mulig inert. Ytterligere komponenter beregnes på samme måte. Verdien av de nye variablene og de tilhørende observasjonene kalles faktorscore, og kan tolkes geometrisk som projeksjoner av observasjonene på prinsipalkomponentene (Abdi & Williams, 2010).

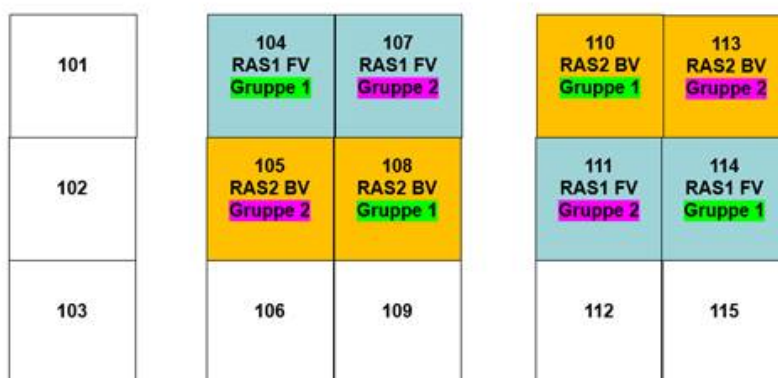
# 3 Metode

## 3.1 Feltarbeid, systemer og prøvepunkter

Prøvetakingen ble gjennomført ved Nofima Forskningsstasjon for Bærekraftig Akvakultur i Sunndalsøra.

De resirkulerende akvakultursystemene ved Nofima består av to vannsystemer: RAS1 og RAS2, hvor RAS1 består av ferskvann og RAS2 består av brakkvann (12 ppt). I tillegg er tanksystemene delt inn i fire grupper med ulike vannbehandlingsystemer. Det er to ulike forsøkshaller i tillegg til pumpe-sump etter avgassing, heretter omtalt som sump. Plasseringen, nummerering av tanksystemene og vannbehandlingsgrupper i forsøkshallene er å finne i Figur 3.1.1 og Figur 3.1.2.

### Forsøkshall1



**Figur 3.1.1:** Oversikt over plassering og nummerering av tankene i Forsøkshall 1. RAS1 FV indikerer ferskvannsystem, RAS2 BV indikerer brakkvannsystem. Gruppe 1 og 2 er ulike vannbehandlingsystemer (J. Gerwins, personlig kommunikasjon, 12. oktober 2021).

## Forsøkshall 2

213 RAS2 BV Gruppe 3	210 RAS1 FV Gruppe 4	207 RAS1 FV Gruppe 4	204 RAS1 FV Gruppe 3	201
214 RAS1 FV Gruppe 4	211 RAS1 FV Gruppe 3	208 RAS2 BV Gruppe 3	205 RAS1 FV Gruppe 4	202
215	212	209	206	203

**Figur 3.1.2:** Oversikt over plassering og nummerering av tankene i Forsøkshall 2. RAS1 FV indikerer ferskvannsystem, RAS2 BV indikerer brakkvannsystem. Gruppe 3 og 4 er ulike vannbehandlingsystemer (J. Gerwins, personlig kommunikasjon, 12. oktober 2021).

I denne undersøkelsen ble det gjennomført systematisk prøvetaking hvor karene ble valgt tilfeldig basert på kunnskap om det var ferskvann- eller brakkvannsystemer. Vannprøvene ble hentet fra totalt ti tankuttak. Ved første prøvetaking var syv tankuttak koblet til RAS1 med ferskvann og tre koblet til RAS2 med brakkvann. I de etterfølgende prøvetakingene var seks tankuttak koblet til RAS1 med ferskvann og fire koblet til RAS2 med brakkvann. I Forsøkshall 1 ble prøvene tatt fra fire utvalgte kar, hvorav to var RAS1 og to var RAS2. De valgte karene var nummer 104, 105, 110 og 111 (Figur 3.1.1). Kar 104 og 110 var i vannbehandlingsgruppe 1, kar 105 og 111 var i vannbehandlingsgruppe 2. I Forsøkshall 2 ble prøvene hentet fra fire utvalgte kar. De valgte karene var nummer 204, 205, 213 og 214 (Figur 3.1.2). Kar 204 og 213 var i vannbehandlingsgruppe 3, kar 205 og 214 var i vannbehandlingsgruppe 4. Kar 213 ble overført fra RAS1 til RAS2 04.10.21. Første prøvetaking 01.10.21 var dermed fire tankuttak RAS1, og de påfølgende prøvetakingene var tre RAS1 og én RAS2. Av prøvene som ble tatt fra sump var én RAS1 og én RAS2. Prøvene ble konsekvent hentet fra de samme tankuttakene gjennom hele prøvetakingsperioden. En oversikt over prøvepunktene og tilhørende kar brukt til prøvetaking er å finne i Tabell 3.1.1.

**Tabell 3.1.1:** Prøvepunkter og tilhørende kar fra prøvetaking.

Prøvepunkt	Kar
1	104
2	105
3	110
4	111
5	204
6	205
7	213
8	214
9	Sump 1
10	Sump 2

## 3.2 Prøvetaking og oppbevaring

Vannprøvene ble tatt i fem omganger i perioden oktober til november 2021. Første prøvetaking var 01.10.21, og siste prøvetaking var 19.11.21. Prøveukene er tildelt bokstav A-E, og er presentert i Tabell 3.2.1 med tilhørende dato og filtrert prøvevolum.

**Tabell 3.2.1:** Prøveuke A-E, dato og filtrert prøvevolum (mL).

Prøveuke	Dato	Filtrert volum (mL)
A	01.10.21	10 + 35
B	15.10.21	10 + 35
C	22.10.21	10 + 35
D	03.11.21	10 + 35
E	19.11.21	10 + 35

Til ICP-MS-analyse, og TOC og ionekromatografi ble vannprøver på henholdvis 10 mL og 35 mL filtrert i henhold til ISO-standard NS-EN ISO 5667-14 (Standard Norge, 2016a). Prøvene ble tatt direkte fra tankuttak ved bruk av en 20 mL lateksfri HENKE-JECT engangssprøyte med polypropylensylinder og polyetylenstopper. Sprøyten ble først vasket med prøvevann fra tankuttak og prøven deretter filtrert ved bruk av VWR sprøytefilter med porestørrelse 0.45 µm, 25 mm omkrets og PES-membran. Til ICP-MS-analyse ble prøvene filtrert og overført til VWR 15 mL metallfrie sentrifugeringsrør av polypropylen. Til ionekromatografi og TOC-analyse ble prøvene filtrert og overført til 50 mL VWR metallfrie sentrifugeringsrør av polypropylen. Det ble benyttet separate engangssprøyter for ferskvanns- og brakkvannsprøver, og filtrene ble byttet ut mellom hver prøve. Prøve nummer 9 og 10 ble ikke filtrert i felt, men på laboratoriet etter opptining før analyse.

Ledningsevne, pH, turbiditet og temperatur ble målt direkte i hver tank ved hvert

uttak, med unntak av prøveuke B hvor parameterene ble målt på laboratoriet påfølgende dag. Ledningsevne og pH ble målt direkte i tankuttak med unntak av i sump, hvor et litermål ble fylt med spede vann og parametre målt fra begeret. For måling av ledningsevne og temperatur ble et WTW 250i Multimeter med ConOx-elektrode benyttet. For måling av pH ble et ETE 3430 Multimeter med Sentic 940 pH-35-elektrode benyttet. Turbiditet ble målt ved benyttelse av Turbiquant 1100 IR, hvor cellen først ble vasket med prøve og deretter fylt til 80% for måling.

Prøvene ble transportert til NTNU Gløshaugen, Trondheim og satt til frysing ved  $-20^{\circ}\text{C}$  i påvente av analyse i henhold til ISO-standard NS-EN ISO 5667-3. Før analyser ble prøvene tint i romtemperatur dagen i forkant. For prøvene analysert med ICP-MS-analyse ble tre dråper konsentrert  $\text{HNO}_3$  tilsatt prøvene etter opptining for konservering i henhold til ISO-standard NS-EN ISO 5667-3 (Standard Norge, 2018).

### 3.3 Analyse

Prøvene ble analysert ved ICP-MS, ionekromatografi og TOC. Fysisk-kjemiske parametre ble registrert i felt ved bruk av multiloggere og elektroder som nevnt ovenfor.

#### 3.3.1 ICP-MS

Elementanalyse ble gjennomført ved bruk av et 8800 Triple Quadrupole induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS) system (Agilent, USA) utstyrt med prepFAST M5 autosampler (ESI, USA). Spesifikasjoner for instrumentparametre er presentert i Tabell 3.3.1. Totalt 50 prøver ble analysert for 53 grunnstoffer ved ICP-MS. Prøvene ble fordelt i to batcher ut fra registrert ledningsevne, med 32 prøver i første omgang og 18 prøver i andre omgang. Før analyse ble det tilsatt tre dråper konsentrert  $\text{HNO}_3$ . Prøvene ble ikke fortynnet. Prøvene ble levert til analyse 3. mars 2022, og prøvene ble analysert 20. mai 2022. Analysen ble gjennomført av senioringeniør Kyyas Seyitmuhammedov ved Institutt for Kjemi, NTNU.



**Tabell 3.3.1:** Parametere ved elementanalyse med ICP-MS.

<b>Generelle parametere</b>	
RF power	1600 W
Nebulizer Gas	0.80 L/min
Makeup Gas	0.40 L/min
Sample depth	8.0 mm
Ion lenses	s-lens
<b>H<sub>2</sub> mode</b>	
H <sub>2</sub> gas flow	6.0 mL/min
He gas flow	1.5 mL/min
<b>O<sub>2</sub> mode</b>	
O <sub>2</sub> gas flow	0.675 mL/min
He gas flow	1.0 mL/min

### 3.3.2 Ionekromatografi

Ionekromatografi av anioner ble gjennomført på Metrohm 940 Professional IC Vario 1 med 941 Eluent Production Module, 919 IC Autosampler plus og konduktivitetsdetektor. Beskyttelseskolonnen var Metrosep A Supp 5 Guard/4.0. Kolonnen for anionseparasjon var Metrosep A Supp 7 – 250/4.0. Kolonnedimensjonene var 250 x 4.0 mm med en 3.5 mM natriumkarbonat (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) eluent. Kolonnetemperaturen var 45 °C og flow 0.700 mL/min.

Totalt 50 prøver ble analysert med ionekromatografi, hvorav 31 ferskvannsprøver og 19 brakkvannsprøver. Før analyse ble prøvene overført til polypropylenrør. Rørene ble på forhånd vasket med ionebyttet vann fra PURELAB flex 3 med motstand 18.2 MΩ·cm. Ferskvannsprøvene ble ikke fortynnet. Alle brakkvannsprøvene med unntak av prøve 47 ble fortynnet i forholdet 1:50, hvor 2 µL ble fortynnet til 10 g med ionebyttet vann.

### 3.3.3 TOC

TOC-analyse ble gjennomført på Shimadzu TOC-L Total Organic Carbon Analyzer med ASI-L Autosampler og NDIR-detektor. Totalt 50 prøver ble analysert for TOC hvorav 31 ferskvannsprøver og 19 brakkvannsprøver. Prøvene ble overført til 40 mL prøveglass av borosilikat med polypropylenkork og PTFE/silikon-septum. Glassene ble vasket med ionebyttet vann før prøvene ble overført. Standard for IC og TC (20 ppm) ble laget ved å fortynne 2 mL standard til 100 mL med ionebyttet vann. Ferskvannsprøvene ble ikke fortynnet. Brakkvannsprøvene ble fortynnet i forholdet

1:3, hvor 10 mL prøvevolum ble fortynnet til 40 mL med ionebyttet vann.

## 4 Resultater

I dette kapitlet presenteres resultatene fra analyse. Først presenteres de fysisk-kjemiske parameterene. Deretter følger resultater fra ICP-MS, ionekromatografi og TOC. Resultatene diskuteres i Kapittel 5.

### 4.1 Resultater fra fysisk-kjemiske parametere

Herunder presenteres gjennomsnittlig verdi med relativt standardavvik av de fysisk-kjemiske parameterene per prøvepunkt. For alle målte verdier på hvert prøvepunkt per prøvetaking, se Tabell A.0.1 i Vedlegg A.

#### 4.1.1 pH

pH ble målt ved alle prøvepunktene, og gjennomsnittlig målt verdi og relativt standardavvik (RSD (%)) per prøvepunkt er presentert i Tabell 4.1.1. Verdiene ligger generelt innenfor referanseverdi pH 6.2-7.8, med noe høyere gjennomsnittlig pH for prøvepunkt 9 og 10 (henholdsvis Sump 1 og Sump 2) enn de andre prøvepunktene. Laveste gjennomsnittsverdi var pH 7.16 ved prøvepunkt 8, og høyeste gjennomsnittsverdi var pH 7.62 ved prøvepunkt 9. Den laveste registrerte verdien av alle målinger var pH 6.81 i punkt 7, mens den høyeste var pH 7.92 i punkt 9. Det laveste relative standardavviket for gjennomsnittsverdiene for alle prøvepunktene var 1.62% i prøvepunkt 7, og det høyeste var 4.99% i prøvepunkt 10.

**Tabell 4.1.1:** Gjennomsnittlig pH, relativt standardavvik (RSD (%)), minste (Min) og største (Max) pH-verdi per prøvepunkt.

Prøvepunkt	pH $\pm$ RSD (%)	Min	Max
1	7.19 $\pm$ 2.34	6.98	7.39
2	7.25 $\pm$ 3.31	6.83	7.43
3	7.22 $\pm$ 3.07	6.83	7.37
4	7.25 $\pm$ 2.25	7.03	7.41
5	7.27 $\pm$ 2.17	7.01	7.41
6	7.19 $\pm$ 2.37	6.99	7.41
7	7.24 $\pm$ 3.48	6.81	7.45
8	7.16 $\pm$ 1.62	7.04	7.29
9	7.62 $\pm$ 3.96	7.22	7.92
10	7.52 $\pm$ 4.99	6.82	7.79

## 4.1.2 Ledningsevne

Ledningsevne ble målt ved alle prøvepunktene. Gjennomsnittlig målt ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) og relativt standardavvik for prøvepunktene i ferskvannsystem (1, 4, 5, 6, 8 og 9) er presentert i Tabell 4.1.2. Det var lavest gjennomsnittlig ledningsevne i punktene 5 og 6 (569  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), og høyest gjennomsnittlig ledningsevne i punkt 8 (650  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Den laveste registrerte verdien av alle målinger var 539  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i punkt 1, mens den høyeste var 913  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i punkt 8. Det laveste relative standardavviket for gjennomsnittsverdiene for alle ferskvannsprøvepunktene var 4.32% i prøvepunkt 6, og det høyeste var 23.0% i prøvepunkt 8.

**Tabell 4.1.2:** Gjennomsnittlig ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), relativt standardavvik (RSD (%)), minste og største ledningsevneverdi per prøvepunkt i ferskvannsystem.

Prøvepunkt	Ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) $\pm$ RSD (%)	Min ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Max ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )
1	611 $\pm$ 14.4	539	760
4	619 $\pm$ 14.9	551	778
5	569 $\pm$ 4.39	557	621
6	569 $\pm$ 4.32	558	621
8	650 $\pm$ 23.0	556	913
9	581 $\pm$ 4.92	551	615

Gjennomsnittlig ledningsevne ( $\text{mS}/\text{cm}$ ) og relativt standardavvik for prøvepunktene i brakkvannsystem (2, 3 og 10) er presentert i Tabell 4.1.3. Laveste gjennomsnittlige ledningsevne var i punkt 10 (19.8  $\text{mS}/\text{cm}$ ) og høyest gjennomsnittsverdi i punkt 2 og 3 (20.0  $\text{mS}/\text{cm}$ ). Den laveste registrerte verdien av alle målinger var 17.4  $\text{mS}/\text{cm}$  i punkt 2, mens den høyeste var 20.9  $\text{mS}/\text{cm}$  i punkt 2. Det laveste relative standardavviket for gjennomsnittsverdiene for alle brakkvannsprøvepunktene var 6.08%

i prøvepunkt 10, og det høyeste var 7.27% i prøvepunkt 2.

**Tabell 4.1.3:** Gjennomsnittlig ledningsevne (mS/cm), relativt standardavvik (RSD (%)), minste og største ledningsevneverdi per prøvepunkt i brakkvannsystem.

Prøvepunkt	Ledningsevne(mS/cm) $\pm$ RSD(%)	Min (mS/cm)	Max (mS/cm)
2	20.0 $\pm$ 7.27	17.4	20.9
3	20.0 $\pm$ 6.31	17.7	20.7
10	19.8 $\pm$ 6.08	17.7	20.8

Prøvepunkt 7 var ferskvannsystem ved første prøvetaking, deretter brakkvannsystem. Verdier for ledningsevne for individuelle målinger, gjennomsnittlig ledningsevne (mS/cm) og RSD er presentert i Tabell 4.1.4. Den gjennomsnittlige ledningsevnen var 12.1 mS/cm. Laveste registrerte verdi var 567  $\mu$ S/cm i prøveuke A, og høyeste registrerte verdi var 20.7 mS/cm i prøveuke B. Relativt standardavvik for punkt 7 var 87.4%.

**Tabell 4.1.4:** Individuelle målinger for ledningsevne, gjennomsnittlig ledningsevne (mS/cm) og relativt standardavvik (RSD (%)) for prøvepunkt 7.

Prøveuke	Ledningsevne
A	567 $\mu$ S/cm
B	20.7 mS/cm
C	18.0 mS/cm
D	20.5 mS/cm
E	585 $\mu$ S/cm
<b>Gjennomsnittlig ledningsevne (mS/cm) <math>\pm</math> RSD (%)</b>	
12.1 $\pm$ 87.4	

### 4.1.3 Turbiditet

Turbiditet ble målt ved alle prøvepunktene, og gjennomsnittlig verdi per prøvepunkt er presentert i Tabell 4.1.5. Laveste registrerte gjennomsnittsverdi var 5.35 NTU i punkt 10, og høyeste registrerte gjennomsnittsverdi var 9.30 NTU i punkt 5. Den laveste registrerte verdien av alle målinger var 1.66 NTU i punkt 3 og høyeste registrerte verdi av alle målinger var 18.3 NTU i punkt 5. Det laveste relative standardavviket for gjennomsnittsverdiene for alle prøvepunktene var 36.7% i prøvepunkt 1, og det høyeste var 71.1% i prøvepunkt 3.

**Tabell 4.1.5:** Gjennomsnittlig turbiditet (NTU), relativt standardavvik (RSD (%)), minste og største verdi per prøvepunkt.

Prøvepunkt	Turbiditet(NTU) $\pm$ RSD(%)	Min(NTU)	Max(NTU)
1	7.18 $\pm$ 36.7	5.30	10.3
2	6.74 $\pm$ 63.4	2.15	12.4
3	7.15 $\pm$ 71.1	1.66	13.6
4	6.71 $\pm$ 60.0	2.86	12.9
5	9.30 $\pm$ 59.9	4.31	18.3
6	5.93 $\pm$ 57.4	4.11	12.0
7	6.99 $\pm$ 61.9	1.99	13.0
8	7.08 $\pm$ 52.8	3.54	12.8
9	6.61 $\pm$ 61.9	2.39	10.8
10	5.35 $\pm$ 55.0	2.46	10.4

## 4.2 Resultater fra ICP-MS

Her følger resultatene av konsentrasjoner av utvalgte metaller fra ICP-MS-analyse av vannprøvene. Resultatene er inndelt i hovedelementer og makronæringsstoffer, og sporelementer og mikronæringsstoffer. For hvert element presenteres for ferskvannsprøvepunkter og brakkvannsprøvepunkter separat. Konsentrasjoner for alle prøver er å finne i Tabellene B.0.1-18 i Vedlegg B.

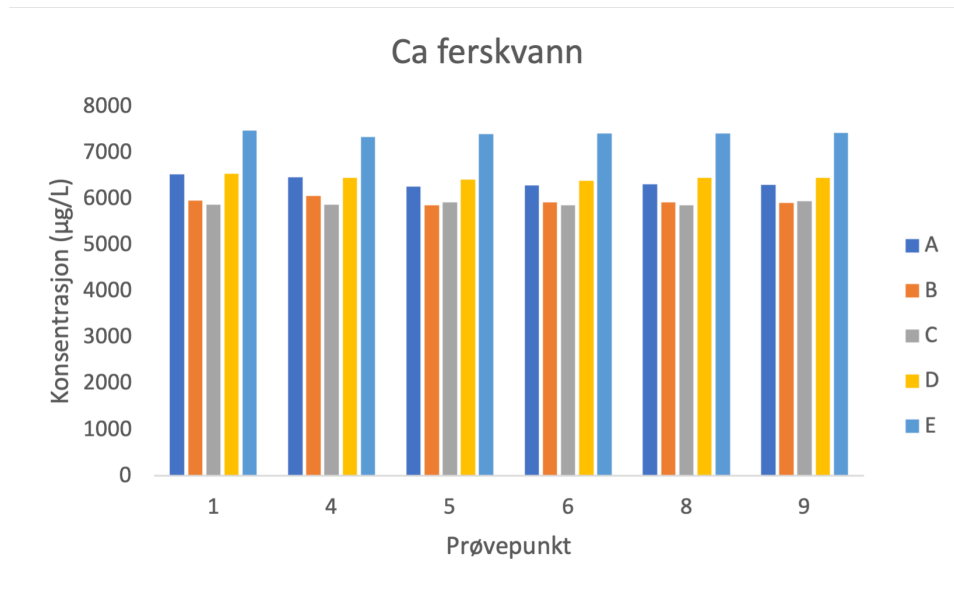
### 4.2.1 Hovedelementer og makronæringsstoffer

#### 4.2.1.1 Kalsium

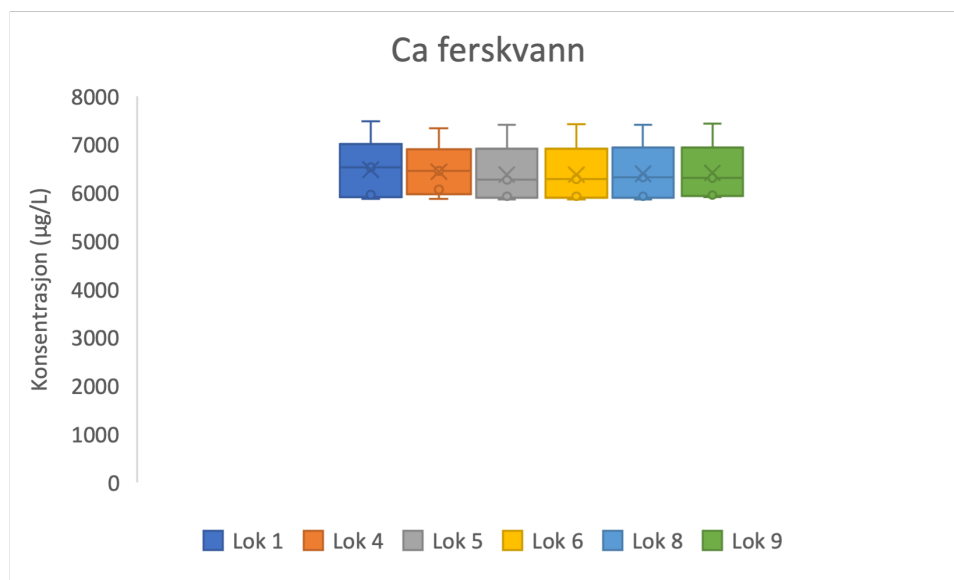
##### Kalsium i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveueker (A-E) er presentert i Figur 4.2.1. Figur 4.2.2 viser boksdiagram for konsentrasjon av Ca i ferskvannsprøvepunktene. For alle prøvepunkter synker konsentrasjonen fra prøveuke A til prøveuke B. Fra prøveuke B til prøveuke C synker konsentrasjonen i prøvepunkt 1, 4, 6 og 8 og stiger i prøvepunkt 5 og 9. I prøveuke A var konsentrasjonene for prøvepunktene 1, 4, 5, 6, 8 og 9 henholdsvis 6530  $\mu\text{g/L}$ , 6460  $\mu\text{g/L}$ , 6270  $\mu\text{g/L}$ , 6290  $\mu\text{g/L}$ , 6320  $\mu\text{g/L}$  og 6310  $\mu\text{g/L}$ , i prøveuke B var konsentrasjonene henholdsvis 5960  $\mu\text{g/L}$ , 6070  $\mu\text{g/L}$ , 5870  $\mu\text{g/L}$ , 5930  $\mu\text{g/L}$ , 5930  $\mu\text{g/L}$  og 5920  $\mu\text{g/L}$ , og i prøveuke C var konsentrasjonene henholdsvis 5870  $\mu\text{g/L}$ , 5870  $\mu\text{g/L}$ , 5930  $\mu\text{g/L}$ , 5860  $\mu\text{g/L}$ , 5860  $\mu\text{g/L}$  og 5950  $\mu\text{g/L}$ . Fra prøveuke C til D stiger konsentrasjo-

nen, og konsentrasjonen stiger ytterligere fra prøveuke D til prøveuke E. I prøveuke D var konsentrasjonene henholdsvis 6540  $\mu\text{g/L}$ , 6460  $\mu\text{g/L}$ , 6420  $\mu\text{g/L}$ , 6400  $\mu\text{g/L}$ , 6460  $\mu\text{g/L}$  og 6450  $\mu\text{g/L}$ . Konsentrasjonen av Ca var høyest i alle prøvepunkter i prøveuke E, hvor konsentrasjonene var henholdsvis 7490  $\mu\text{g/L}$ , 7340  $\mu\text{g/L}$ , 7410  $\mu\text{g/L}$ , 7420  $\mu\text{g/L}$ , 7410  $\mu\text{g/L}$  og 7430  $\mu\text{g/L}$ .



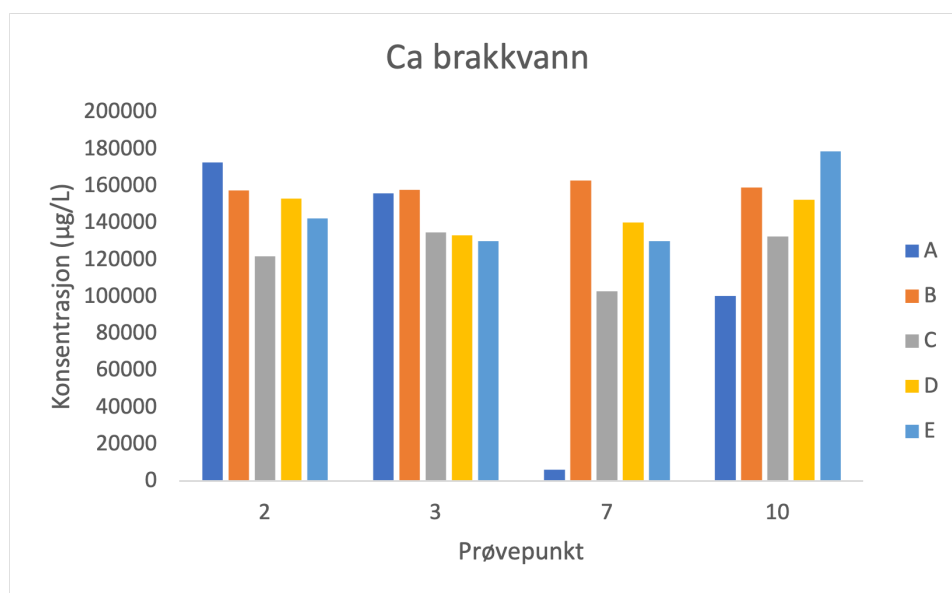
**Figur 4.2.1:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



**Figur 4.2.2:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

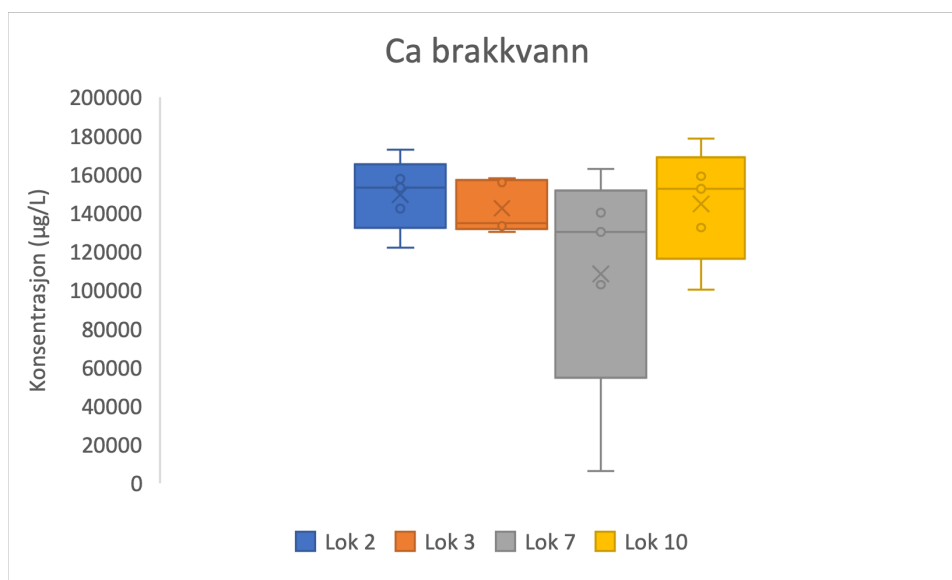
## Kalsium i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.3. Figur 4.2.4 viser boksdiagram for konsentrasjon av Ca i brakkvannsprøvepunktene. Ca-konsentrasjonen synker fra prøveuke A til prøveuke B i prøvepunkt 2, og stiger i prøvepunkt 3, 7 og 10. Det observeres lav konsentrasjon av Ca i prøvepunkt 7 i prøveuke A i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene. Konsentrasjonene i prøveuke A for prøvepunkt 2, 3, 7 og 10 var henholdsvis 173000  $\mu\text{g/L}$ , 156000  $\mu\text{g/L}$ , 6300  $\mu\text{g/L}$ , 100000  $\mu\text{g/L}$ , og henholdsvis 158000  $\mu\text{g/L}$ , 158000  $\mu\text{g/L}$ , 163000  $\mu\text{g/L}$ , 159000  $\mu\text{g/L}$  i prøveuke B. Fra prøveuke B til C synker konsentrasjonen i alle prøvepunkter. Da var konsentrasjonene henholdsvis 122000  $\mu\text{g/L}$ , 135000  $\mu\text{g/L}$ , 103000  $\mu\text{g/L}$  og 132000  $\mu\text{g/L}$ . Fra prøveuke C til D stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 2, 7 og 10 til konsentrasjoner på henholdsvis 153000  $\mu\text{g/L}$ , 140000  $\mu\text{g/L}$  og 153000  $\mu\text{g/L}$ , og synker i prøvepunkt 3 til 133000  $\mu\text{g/L}$ . Fra prøveuke D til E synker konsentrasjonen i prøvepunkt 2, 3 og 7 til konsentrasjoner på henholdsvis 142000  $\mu\text{g/L}$ , 130000  $\mu\text{g/L}$ , 130000  $\mu\text{g/L}$ , og stiger i prøvepunkt 10 til konsentrasjon 179000  $\mu\text{g/L}$ . Konsentrasjonen av Ca var høyest i prøveuke A i prøvepunkt 2, prøveuke B i prøvepunkt 3 og 7, og prøveuke E i prøvepunkt 10.



**Figur 4.2.3:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



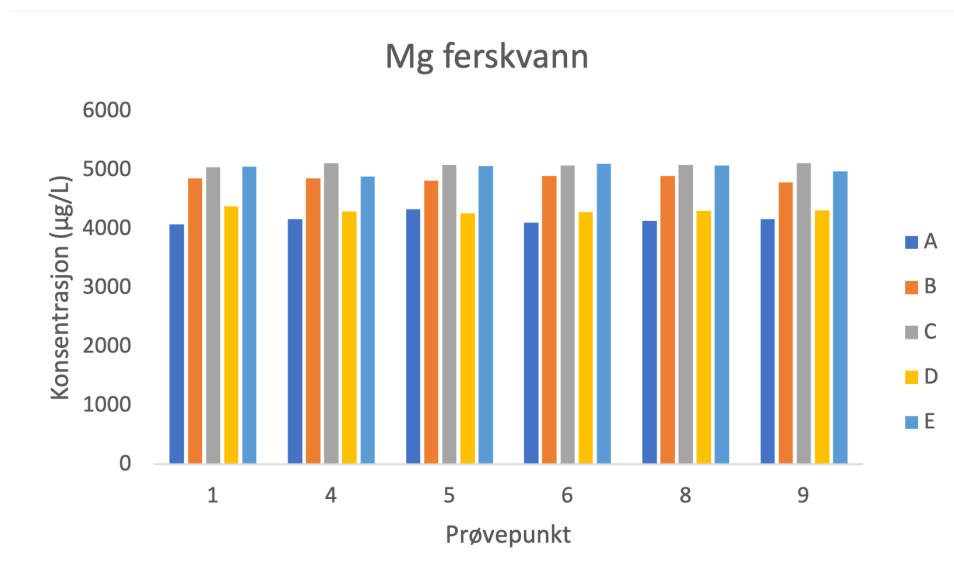


**Figur 4.2.4:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Ca i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

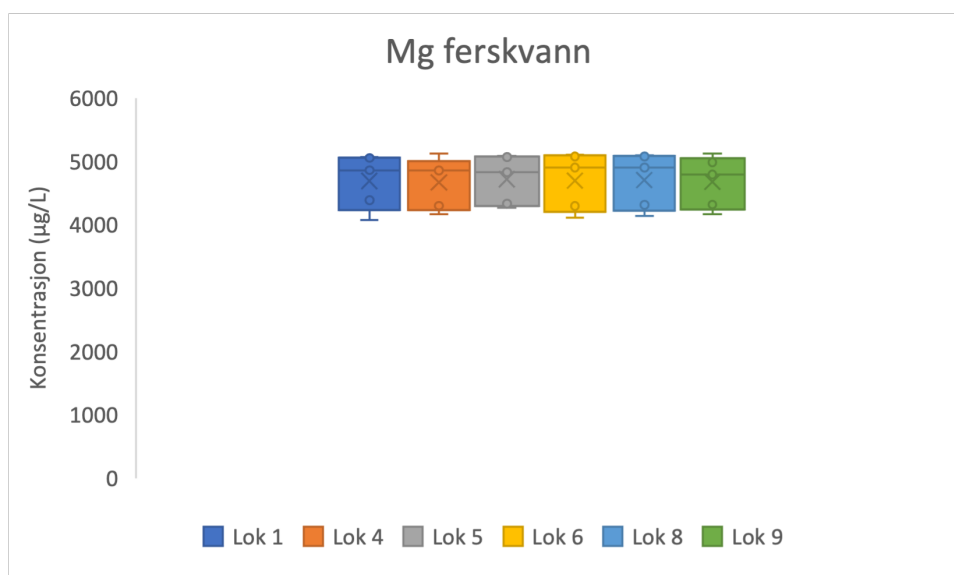
#### 4.2.1.2 Magnesium

##### Magnesium i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.5. Figur 4.2.6 viser boksdiagram for konsentrasjon av Mg i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av Mg viser liten variasjon mellom prøvepunkter og prøveuker. Følgende gjelder for alle prøvepunkter (1, 4, 5, 6, 8 og 9): fra prøveuke A (konsentrasjoner henholdsvis 4080  $\mu\text{g/L}$ , 4160  $\mu\text{g/L}$ , 4330  $\mu\text{g/L}$ , 4110  $\mu\text{g/L}$ , 4140  $\mu\text{g/L}$  og 4160  $\mu\text{g/L}$ ) til B (konsentrasjoner henholdsvis 4860  $\mu\text{g/L}$ , 4860  $\mu\text{g/L}$ , 4830  $\mu\text{g/L}$ , 4900  $\mu\text{g/L}$ , 4900  $\mu\text{g/L}$  og 4790  $\mu\text{g/L}$ ) stiger konsentrasjonen, og konsentrasjonen stiger ytterligere fra prøveuke B til C (konsentrasjoner henholdsvis 5050  $\mu\text{g/L}$ , 5120  $\mu\text{g/L}$ , 5090  $\mu\text{g/L}$ , 5070  $\mu\text{g/L}$ , 5090  $\mu\text{g/L}$  og 5120  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke C til D (konsentrasjoner henholdsvis 4390  $\mu\text{g/L}$ , 4300  $\mu\text{g/L}$ , 4260  $\mu\text{g/L}$ , 4290  $\mu\text{g/L}$ , 4310  $\mu\text{g/L}$  og 4320  $\mu\text{g/L}$ ) synker konsentrasjonen. Konsentrasjonen stiger fra prøveuke D til E (konsentrasjoner henholdsvis 5060  $\mu\text{g/L}$ , 4890  $\mu\text{g/L}$ , 5070  $\mu\text{g/L}$ , 5100  $\mu\text{g/L}$ , 5070  $\mu\text{g/L}$  og 4980  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.5:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.

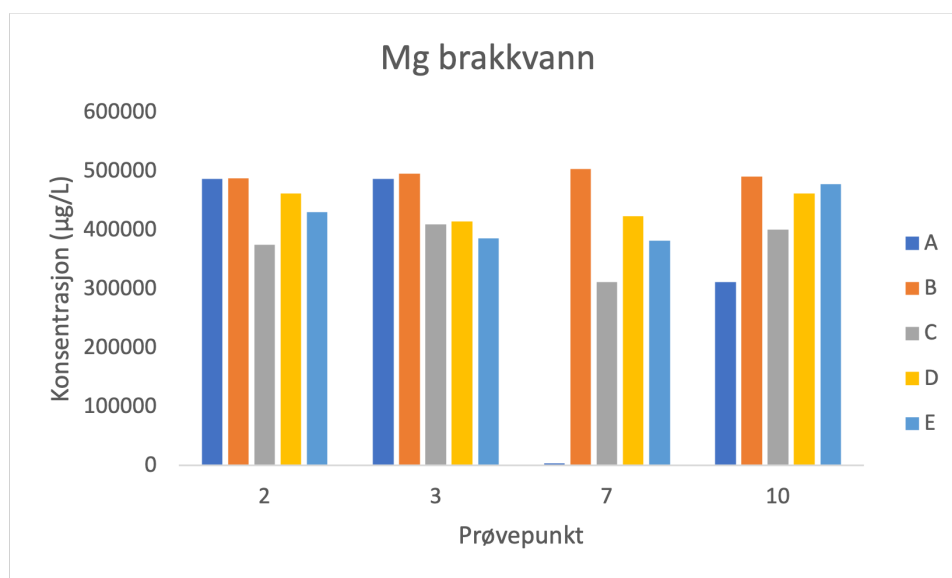


**Figur 4.2.6:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

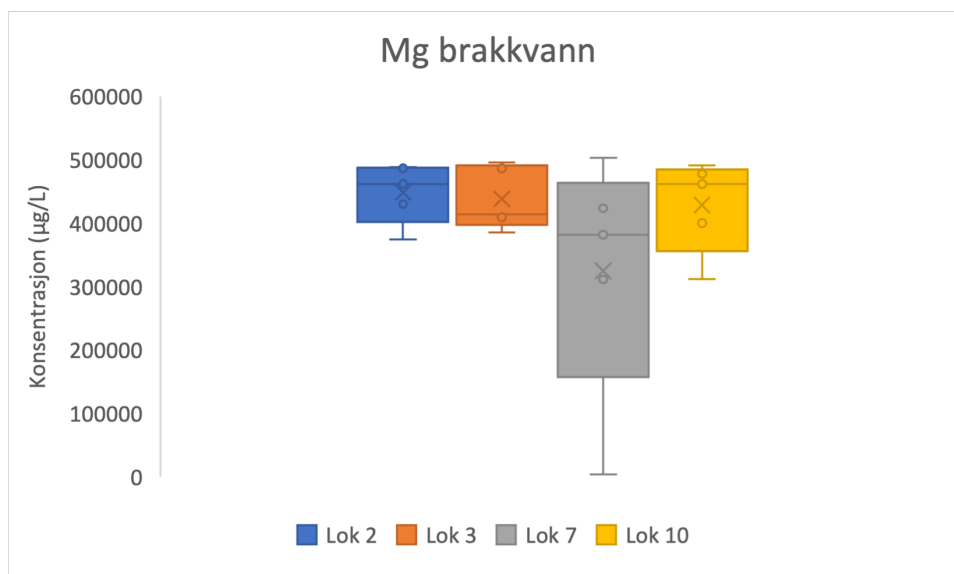
### Magnesium i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.7. Figur 4.2.8 viser boksdiagram for konsentrasjon av Mg i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av Mg er tilnærmet lik mellom prøveveke A og B i prøvepunkt 2 (henholdsvis  $487000 \mu\text{g/L}$  og  $488000 \mu\text{g/L}$ ). I prøvepunkt 3 stiger konsentrasjonen svakt ( $487000 \mu\text{g/L}$  til  $496000 \mu\text{g/L}$ ),

mens det er en økning i konsentrasjon mellom prøveuke A og B i prøvepunkt 7 (4150  $\mu\text{g/L}$  til 504000  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen av Mg i prøvepunkt 7 i prøveuke A er lav i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene. I prøveuke A var punkt 7 ferskvannssystem. Konsentrasjonen stiger i prøvepunkt 10 fra uke A til B (312000  $\mu\text{g/L}$  til 491000  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke B til C synker konsentrasjonen i alle prøvepunkter (konsentrasjoner henholdsvis 375000  $\mu\text{g/L}$ , 410000  $\mu\text{g/L}$ , 312000  $\mu\text{g/L}$  og 401000  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i alle prøvepunkter fra prøveuke C til D (konsentrasjoner henholdsvis 462000  $\mu\text{g/L}$ , 415000  $\mu\text{g/L}$ , 424000  $\mu\text{g/L}$  og 462000  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke D til E synker Mg-konsentrasjonen i prøvepunkt 2 (430000  $\mu\text{g/L}$ ), 3 (386000  $\mu\text{g/L}$ ) og 7 (382000  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i prøvepunkt 10 (478000  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.7:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

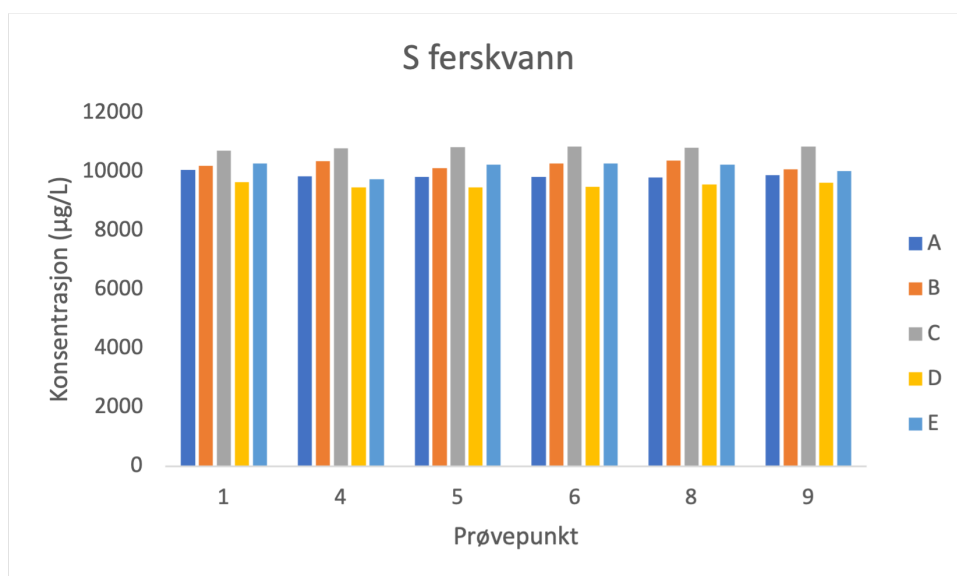


**Figur 4.2.8:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mg i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.1.3 Svovel

##### Svovel i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.9. Figur 4.2.10 viser boksdiagram for konsentrasjon av S i ferskvannsprøvepunktene. Følgende gjelder alle prøvepunktene (1, 4, 5, 6, 8 og 9). Konsentrasjonen stiger fra prøveuke A (konsentrasjoner henholdsvis 10000  $\mu\text{g/L}$ , 9830  $\mu\text{g/L}$ , 9810  $\mu\text{g/L}$ , 9810  $\mu\text{g/L}$ , 9800  $\mu\text{g/L}$  og 9880  $\mu\text{g/L}$ ) til B (konsentrasjoner henholdsvis 10200  $\mu\text{g/L}$ , 10300  $\mu\text{g/L}$ , 10100  $\mu\text{g/L}$ , 10300  $\mu\text{g/L}$ , 10400  $\mu\text{g/L}$  og 10100  $\mu\text{g/L}$ ) og B til C (konsentrasjoner henholdsvis 10700  $\mu\text{g/L}$ , 10800  $\mu\text{g/L}$ , 10800  $\mu\text{g/L}$ , 10800  $\mu\text{g/L}$ , 10800  $\mu\text{g/L}$  og 10800  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker fra prøveuke C til D (konsentrasjoner henholdsvis 9630  $\mu\text{g/L}$ , 9460  $\mu\text{g/L}$ , 9460  $\mu\text{g/L}$ , 9470  $\mu\text{g/L}$ , 9550  $\mu\text{g/L}$  og 9610  $\mu\text{g/L}$ ), før den stiger igjen fra prøveuke D til E (konsentrasjoner henholdsvis 10300  $\mu\text{g/L}$ , 9740  $\mu\text{g/L}$ , 10200  $\mu\text{g/L}$ , 10300  $\mu\text{g/L}$ , 10200  $\mu\text{g/L}$  og 10000  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.9:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.

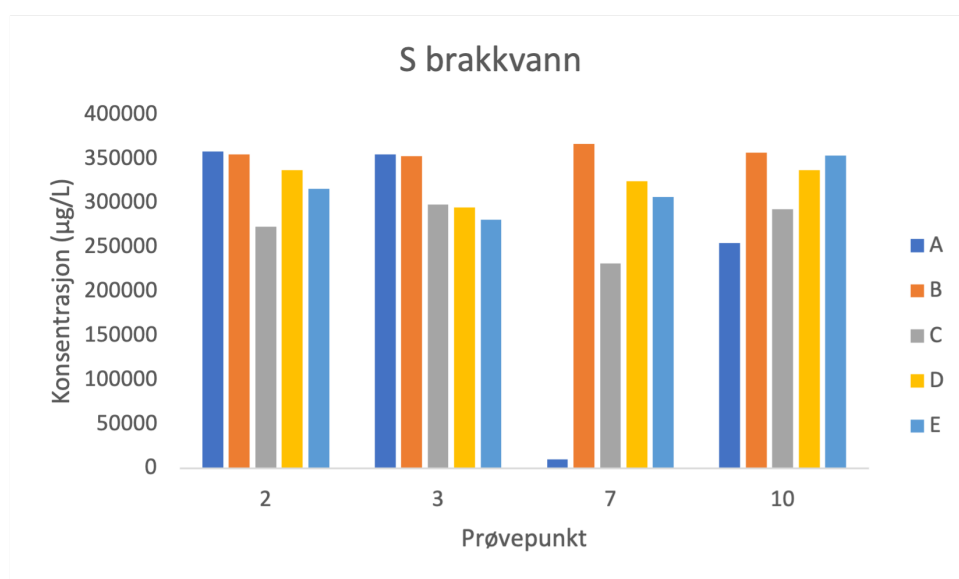


**Figur 4.2.10:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

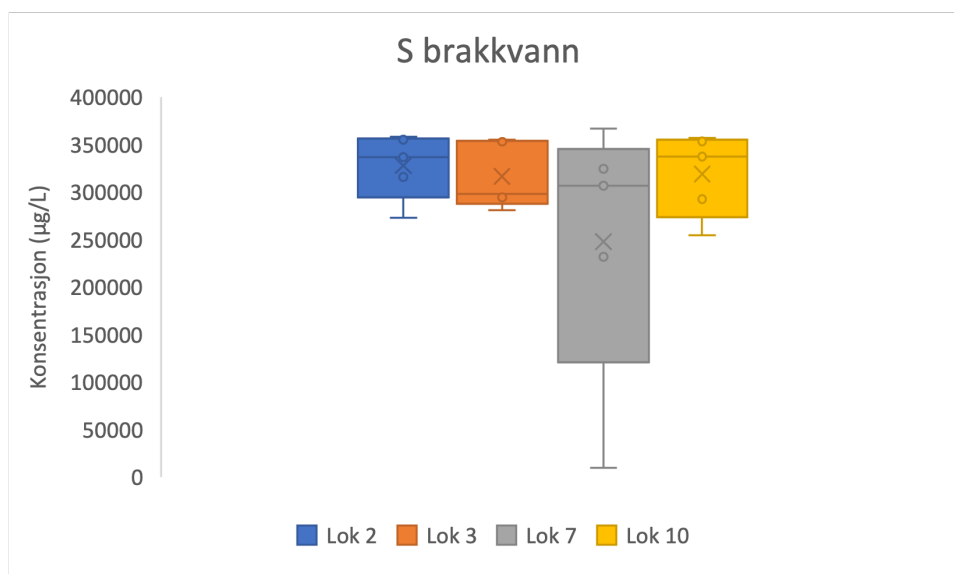
### Svovel i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.11. Figur 4.2.12 viser boksdiagram for konsentrasjon av S i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av S er tilnærmet lik i prøveveke A og B i prøvepunkt 2 (konsentrasjoner henholdsvis  $358000 \mu\text{g/L}$  og  $355000 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $355000 \mu\text{g/L}$  og  $353000 \mu\text{g/L}$ ). I prøvepunkt 7 i prøveveke A

er konsentrasjonen lav i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene (9860  $\mu\text{g/L}$ ). I prøveuke A var punkt 7 ferskvannsystem. Konsentrasjonen av S synker i alle prøvepunkter (2, 3, 7 og 10) fra prøveuke B (henholdsvis 355000  $\mu\text{g/L}$ , 353000  $\mu\text{g/L}$ , 367000  $\mu\text{g/L}$  og 357000  $\mu\text{g/L}$ ) til C (henholdsvis 272900  $\mu\text{g/L}$ , 298000  $\mu\text{g/L}$ , 232000  $\mu\text{g/L}$  og 293000  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i prøvepunkt 2, 7 og 10 fra uke C til D (henholdsvis 337000  $\mu\text{g/L}$ , 325000  $\mu\text{g/L}$  og 337000  $\mu\text{g/L}$ ). I prøvepunkt 3 er konsentrasjonen tilnærmet lik i uke C og D (294000  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke D til E synker konsentrasjonen i punkt 2 (316000  $\mu\text{g/L}$ ), 3 (281000  $\mu\text{g/L}$ ), og 7 (307000  $\mu\text{g/L}$ ), men stiger i prøvepunkt 10 (353000  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.11:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

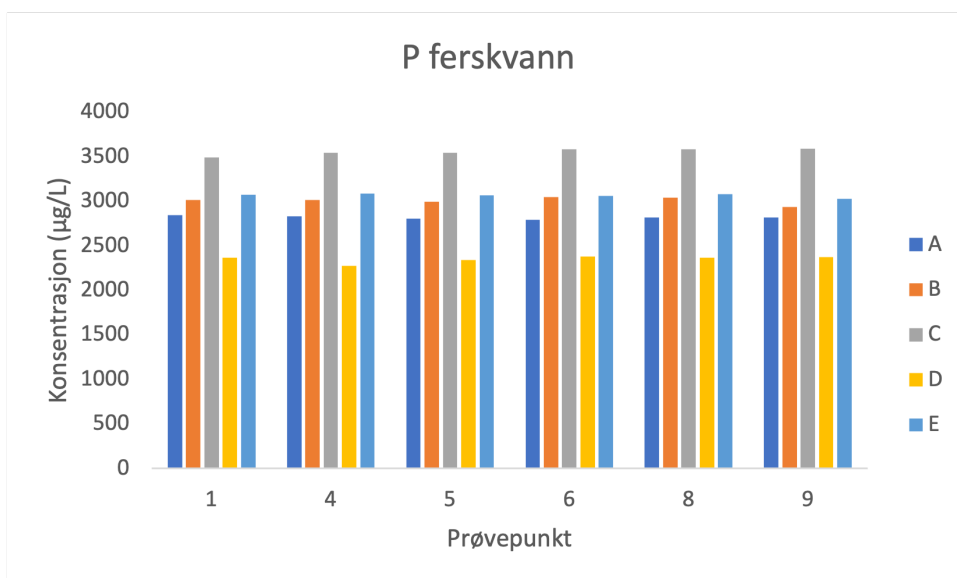


**Figur 4.2.12:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av S i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

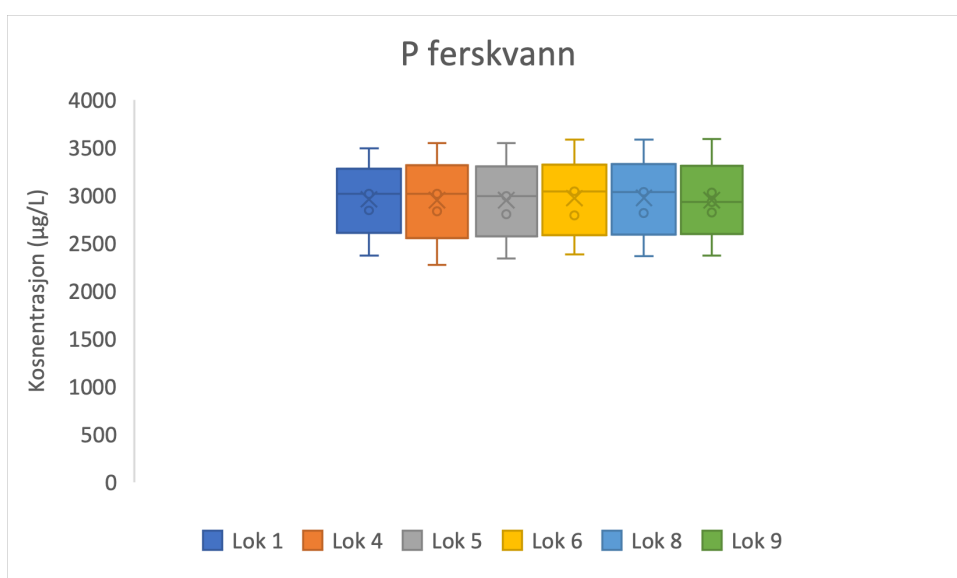
#### 4.2.1.4 Fosfor

##### Fosfor i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuke (A-E) er presentert i Figur 4.2.13. Figur 4.2.14 viser boksdiagram for konsentrasjon av P i ferskvannsprøvepunktene. Følgende gjelder alle prøvepunktene (1, 4, 5, 6, 8 og 9): Konsentrasjonen stiger fra prøveuke A (henholdsvis 2840  $\mu\text{g/L}$ , 2830  $\mu\text{g/L}$ , 2800  $\mu\text{g/L}$ , 2790  $\mu\text{g/L}$ , 2810  $\mu\text{g/L}$  og 2820  $\mu\text{g/L}$ ) til B (henholdsvis 3020  $\mu\text{g/L}$ , 3010  $\mu\text{g/L}$ , 2990  $\mu\text{g/L}$ , 3040  $\mu\text{g/L}$ , 3040  $\mu\text{g/L}$  og 2930  $\mu\text{g/L}$ ) og fra uke B til C (henholdsvis 3490  $\mu\text{g/L}$ , 3550  $\mu\text{g/L}$ , 3550  $\mu\text{g/L}$ , 3580  $\mu\text{g/L}$ , 3580  $\mu\text{g/L}$  og 3590  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker fra prøveuke C til D (henholdsvis 2370  $\mu\text{g/L}$ , 2280  $\mu\text{g/L}$ , 2340  $\mu\text{g/L}$ , 2380  $\mu\text{g/L}$ , 2360  $\mu\text{g/L}$  og 2370  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger igjen fra uke D til E (henholdsvis 3070  $\mu\text{g/L}$ , 3080  $\mu\text{g/L}$ , 3060  $\mu\text{g/L}$ , 3060  $\mu\text{g/L}$ , 3080  $\mu\text{g/L}$  og 3030  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.13:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.



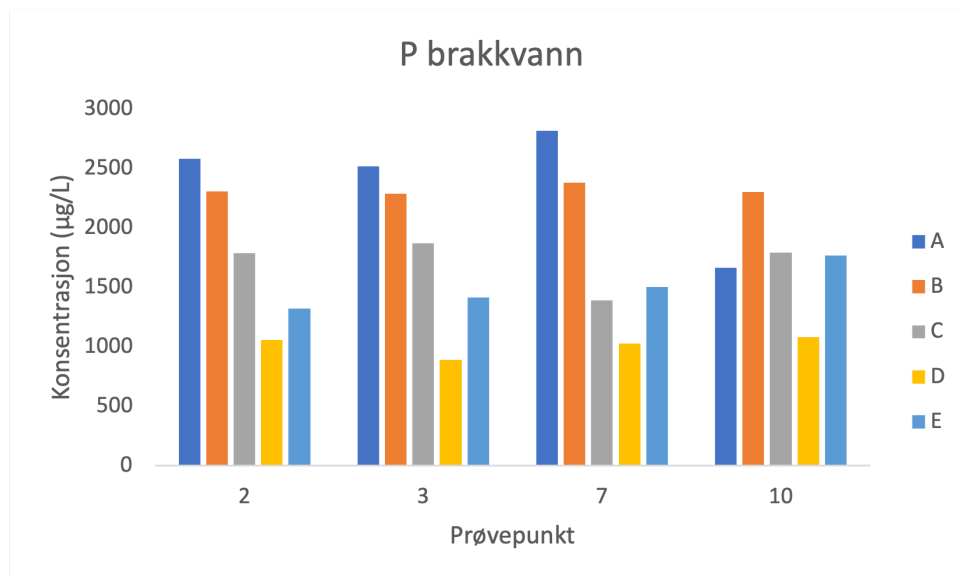
**Figur 4.2.14:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Fosfor i brakkvannsprøvepunkter

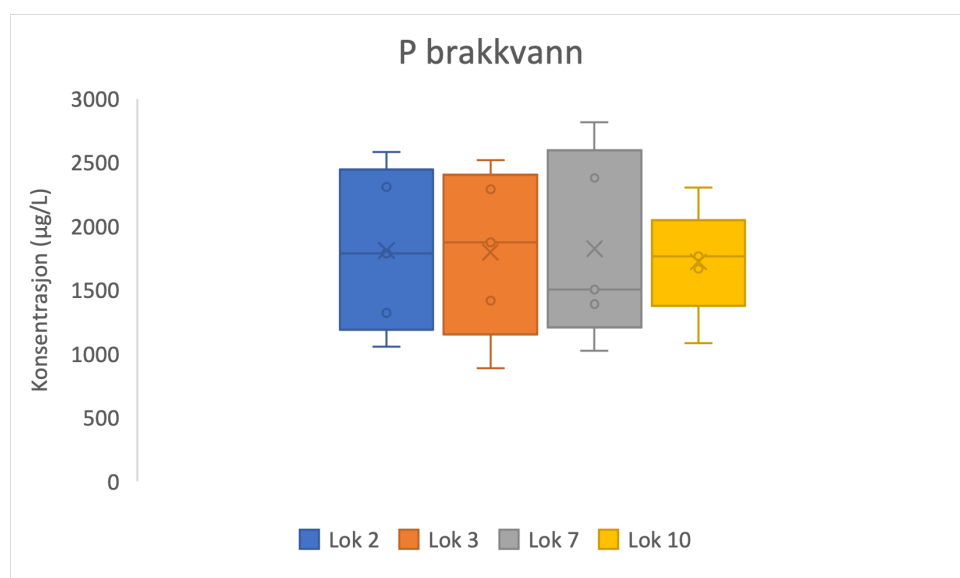
Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.15. Figur 4.2.16 viser boksdiagram for konsentrasjon av P i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen synker fra prøveveke A til B i prøvepunkt 2 (2580  $\mu\text{g/L}$  og 2310  $\mu\text{g/L}$ ), 3 (2520  $\mu\text{g/L}$  og 2300  $\mu\text{g/L}$ ) og 7 (2820  $\mu\text{g/L}$  og 2380  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger fra A til B i punkt 10 (1670  $\mu\text{g/L}$  og 2300  $\mu\text{g/L}$ ).



Videre synker konsentrasjonen i alle prøvepunktene (2, 3, 7 og 10) fra prøveuke B til C (henholdsvis 1790  $\mu\text{g/L}$ , 1870  $\mu\text{g/L}$ , 1390  $\mu\text{g/L}$  og 1790  $\mu\text{g/L}$ ) og fra C til D (henholdsvis 1050  $\mu\text{g/L}$ , 888.4  $\mu\text{g/L}$ , 1030  $\mu\text{g/L}$  og 1080  $\mu\text{g/L}$ ), før konsentrasjonen stiger igjen fra uke D til E (henholdsvis 1320  $\mu\text{g/L}$ , 1420  $\mu\text{g/L}$ , 1500  $\mu\text{g/L}$  og 1770  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.15:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

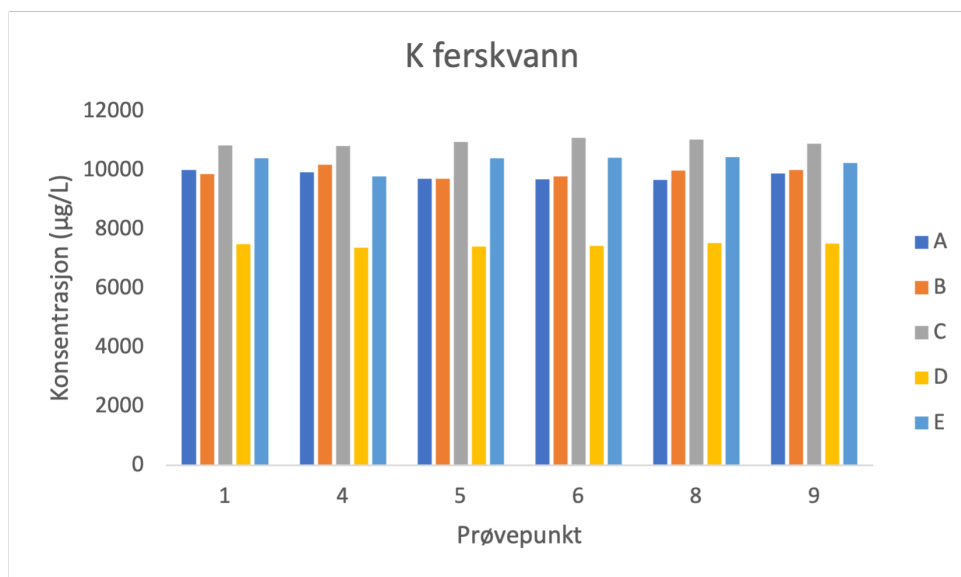


**Figur 4.2.16:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av P i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

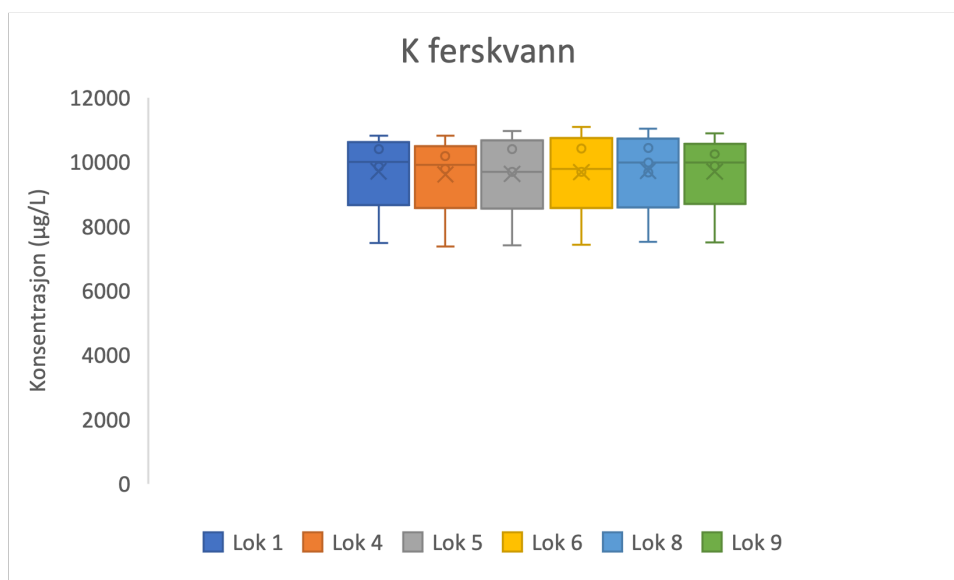
#### 4.2.1.5 Kalium

##### Kalium i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.17. Figur 4.2.18 viser boksdiagram for konsentrasjon av K i ferskvannsprøvepunktene. For prøvepunktene 1, 4, 5, 6, 8, og 9 er det tilnærmet lik konsentrasjon mellom prøvepunktene i prøveuke A (henholdsvis 10000  $\mu\text{g/L}$ , 9911.88  $\mu\text{g/L}$ , 9690  $\mu\text{g/L}$ , 9690  $\mu\text{g/L}$ , 9670  $\mu\text{g/L}$  og 9870  $\mu\text{g/L}$ ) og B (henholdsvis 9850  $\mu\text{g/L}$ , 10200  $\mu\text{g/L}$ , 9690  $\mu\text{g/L}$ , 9790  $\mu\text{g/L}$ , 9980  $\mu\text{g/L}$  og 9990  $\mu\text{g/L}$ ), og stigende konsentrasjon fra uke B til C (henholdsvis 10800  $\mu\text{g/L}$ , 10800  $\mu\text{g/L}$ , 11000  $\mu\text{g/L}$ , 11100  $\mu\text{g/L}$ , 11000  $\mu\text{g/L}$  og 10900  $\mu\text{g/L}$ ). Deretter synker konsentrasjonen fra uke C til D (henholdsvis 7480  $\mu\text{g/L}$ , 7360  $\mu\text{g/L}$ , 7410  $\mu\text{g/L}$ , 7430  $\mu\text{g/L}$ , 7520  $\mu\text{g/L}$  og 7500  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger fra uke D til E (henholdsvis 10400  $\mu\text{g/L}$ , 9790  $\mu\text{g/L}$ , 10400  $\mu\text{g/L}$ , 10400  $\mu\text{g/L}$ , 10400  $\mu\text{g/L}$  og 10200  $\mu\text{g/L}$ ). Generelt var det lavest konsentrasjoner i uke E og høyest i uke D.



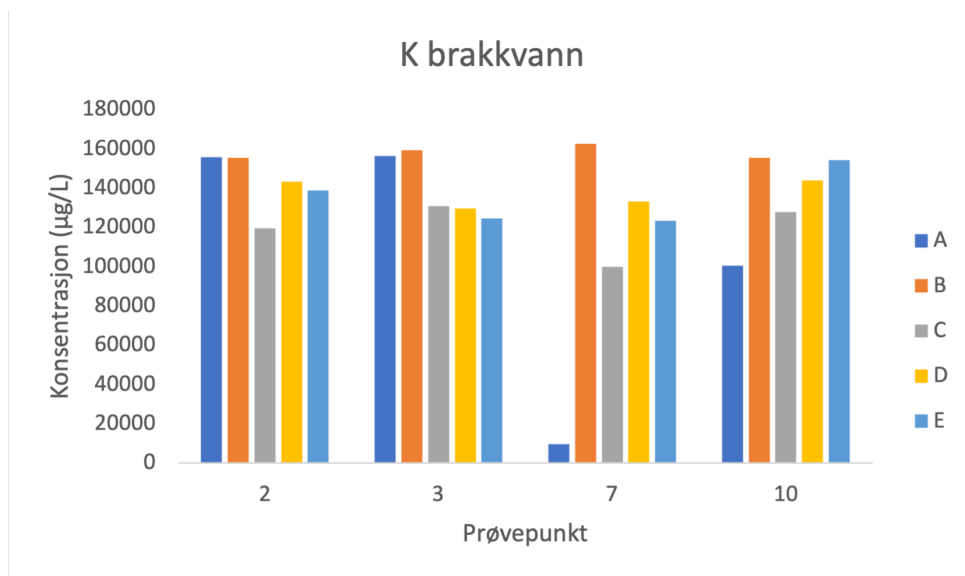
**Figur 4.2.17:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



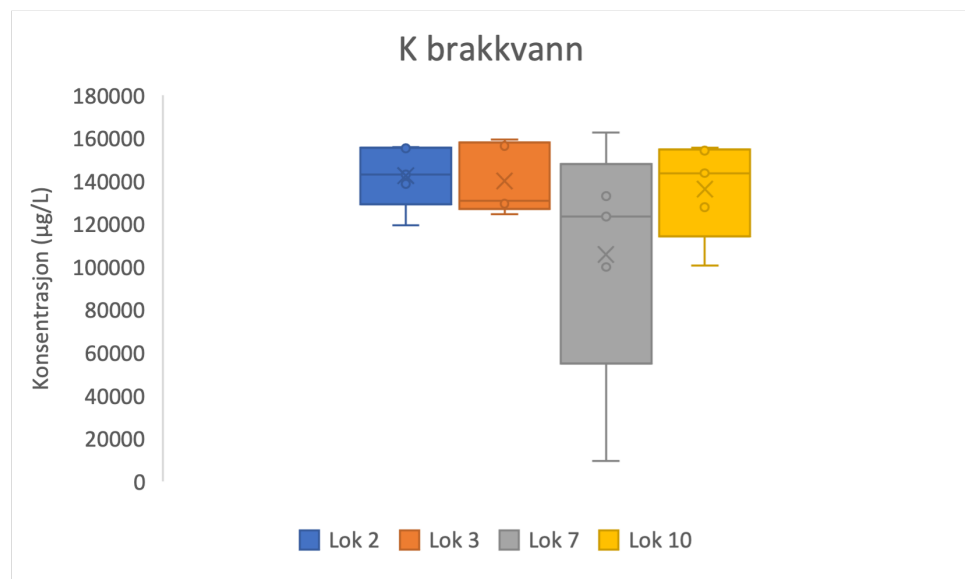
**Figur 4.2.18:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Kalium i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.19. Figur 4.2.20 viser boksdigram for konsentrasjon av K i brakkvannsprøvepunktene. Det er høy konsentrasjon av K i prøvepunkt 2 ( $156000 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $156000 \mu\text{g/L}$ ) i prøveuke A. I prøvepunkt 7 ( $9720 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $101000 \mu\text{g/L}$ ) var det lavere konsentrasjon denne prøveuka, hvorav prøvepunkt 7 da var ferskvannssystem. Konsentrasjonen er tilnærmet lik i prøvepunkt 2 ( $155000 \mu\text{g/L}$ ) fra uke A til B, og stiger i prøvepunkt 3 ( $159000 \mu\text{g/L}$ ), 7 ( $163000 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $155000 \mu\text{g/L}$ ). Fra uke B til C synker konsentrasjonen i alle prøvepunktene ( $119000 \mu\text{g/L}$ ,  $131000 \mu\text{g/L}$ ,  $100000 \mu\text{g/L}$ ,  $128000 \mu\text{g/L}$ ), før den stiger fra uke C til D i prøvepunkt 2 ( $143000 \mu\text{g/L}$ ), 7 ( $133000 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $144000 \mu\text{g/L}$ ) og synker svakt i punkt 3 ( $130000 \mu\text{g/L}$ ). Fra uke D til E synker konsentrasjonen synker i prøvepunkt 2 ( $139000 \mu\text{g/L}$ ), 3 ( $124000 \mu\text{g/L}$ ) og 7 ( $123000 \mu\text{g/L}$ ), og stiger i punkt 10 ( $154000 \mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.19:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.



**Figur 4.2.20:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av K i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

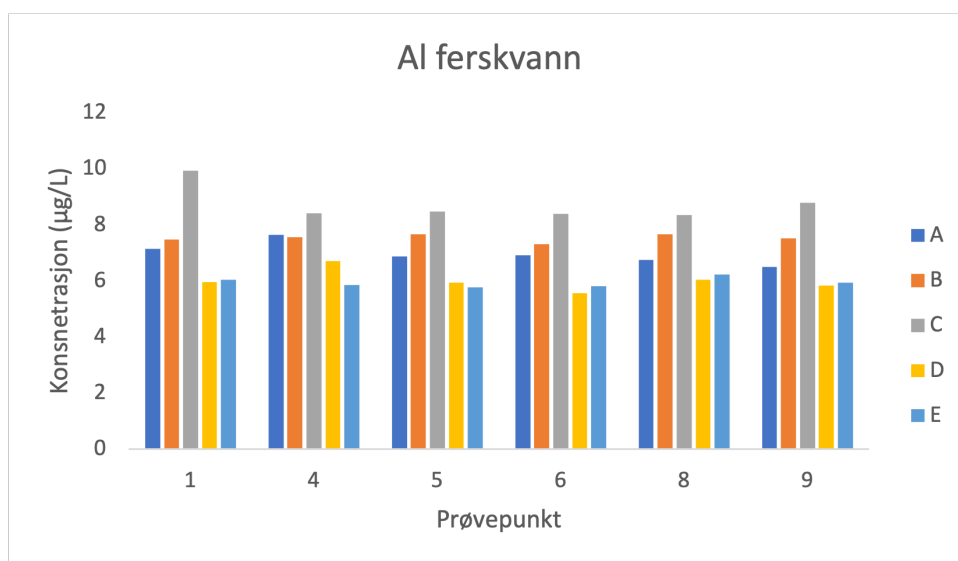
## 4.2.2 Sporelementer og mikronæringsstoffer

### 4.2.2.1 Aluminium

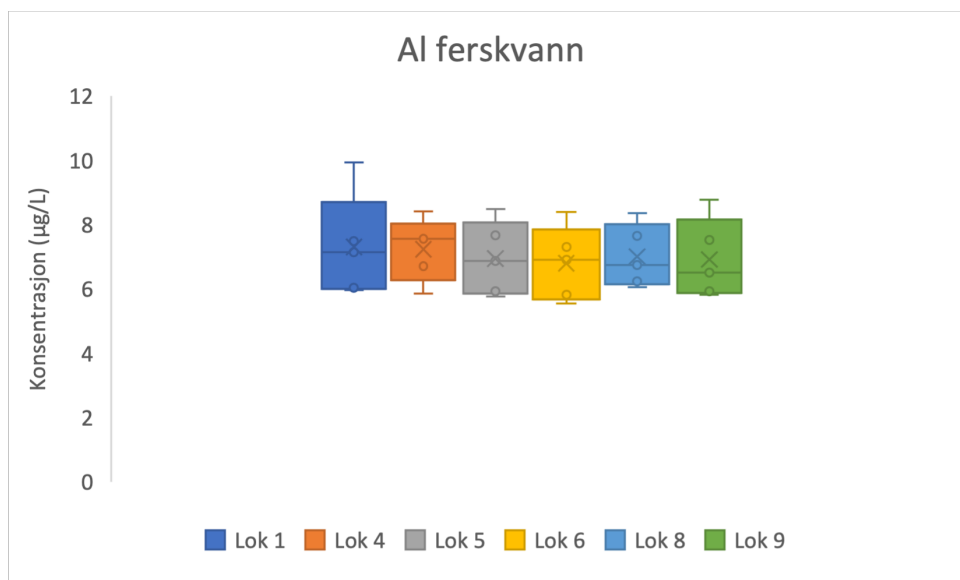
#### Aluminium i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med

prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.21. Figur 4.2.22 viser boksdiagram for konsentrasjon av Al i ferskvannsprøvepunktene. Generelt for alle prøvepunktene følger konsentrasjonen trenden med økning fra prøveuke A til prøveuke B og fra prøveuke B til C. I prøveuke A var konsentrasjonene for prøvepunktene 1, 4, 5, 6, 8 og 9 henholdsvis 7.14 µg/L, 7.64 µg/L, 6.87 µg/L, 6.91 µg/L, 6.75 µg/L og 6.50 µg/L, mens det i prøveuke B var henholdsvis 7.49 µg/L, 7.56 µg/L, 7.67 µg/L, 7.31 µg/L, 7.65 µg/L, og 7.52 µg/L. I alle prøvepunktene er det høyest konsentrasjon i prøveuke C, med noe høyere konsentrasjon i prøvepunkt 1 enn i de andre punktene. Konsentrasjonene i prøveuke C for prøvepunktene 1, 4, 5, 6, 8 og 9 var henholdsvis 9.93 µg/L, 8.41 µg/L, 8.48 µg/L, 8.40 µg/L, 8.35 µg/L og 8.78 µg/L. Fra prøveuke C til D synker konsentrasjonene i alle prøvepunktene, med konsentrasjoner på henholdsvis 5.96 µg/L, 6.71 µg/L, 5.93 µg/L, 5.55 µg/L, 6.05 µg/L og 5.82 µg/L i prøveuke D. Konsentrasjonen av Al stiger igjen fra prøveuke D til E, med unntak av i prøvepunkt 4 og 5 hvor konsentrasjonen synker mellom disse prøveukene. Konsentrasjonene i prøveuke E var henholdsvis 6.03 µg/L, 5.85 µg/L, 5.77 µg/L, 5.81 µg/L, 6.23 µg/L og 5.93 µg/L.



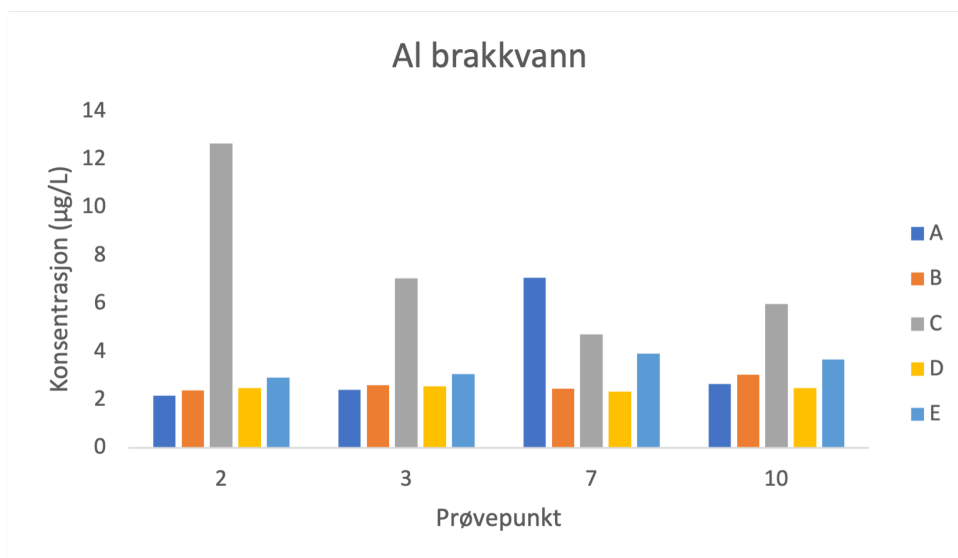
**Figur 4.2.21:** Konsentrasjoner (µg/L) av Al i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



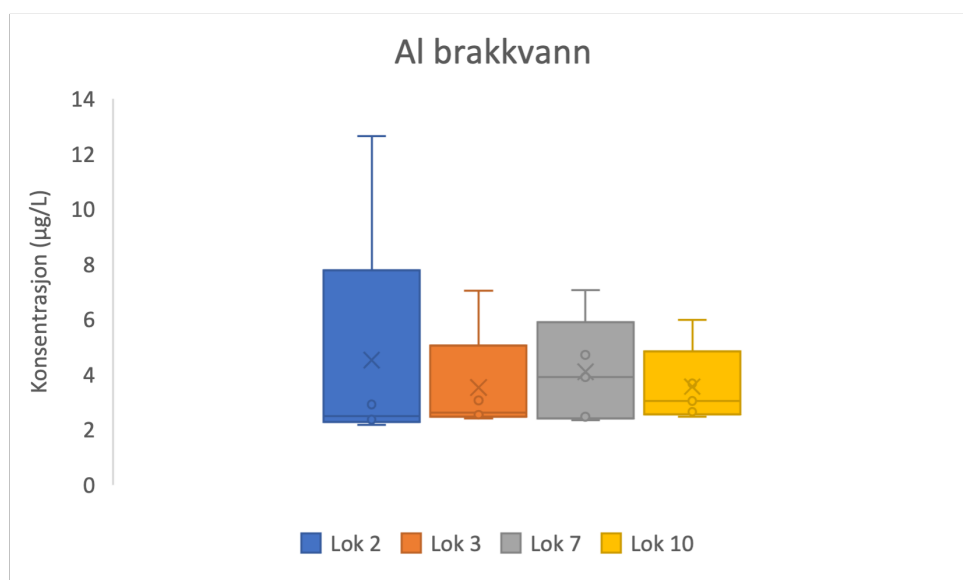
**Figur 4.2.22:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Aluminium i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.23. Figur 4.2.24 viser boksdigram for konsentrasjon av Al i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonene stiger fra prøveuke A til prøveuke B for alle punkter utenom prøvepunkt 7, som viser høyere konsentrasjon denne uka enn de andre prøvepunktene. Prøvepunkt 7 var ferskvannssystem i prøveuke A. I prøveuke A var konsentrasjonene for prøvepunktene 2, 3, 7 og 10 henholdsvis  $2.17 \mu\text{g/L}$ ,  $2.40 \mu\text{g/L}$ ,  $7.06 \mu\text{g/L}$  og  $2.64 \mu\text{g/L}$ , og i prøveuke B var konsentrasjonene henholdsvis  $2.37 \mu\text{g/L}$ ,  $2.61 \mu\text{g/L}$ ,  $2.46 \mu\text{g/L}$  og  $3.03 \mu\text{g/L}$ . Videre stiger konsentrasjonen også mellom prøveuke B og C i alle punkter. Konsentrasjonen er høyere i alle prøvepunkter i prøveuke C i forhold til de andre prøveukene, med unntak av i prøvepunkt 7. Det observeres forhøyet konsentrasjon av Al i prøvepunkt 2 i prøveuke C. Konsentrasjonene i prøveuke C var  $12.64 \mu\text{g/L}$ ,  $7.03 \mu\text{g/L}$ ,  $4.71 \mu\text{g/L}$  og  $5.98 \mu\text{g/L}$  for henholdsvis prøvepunktene 2, 3, 7 og 10. Konsentrasjonene synker fra prøveuke C til D i alle punkter, hvor konsentrasjonene var henholdsvis  $2.49 \mu\text{g/L}$ ,  $2.54 \mu\text{g/L}$ ,  $2.34 \mu\text{g/L}$  og  $2.47 \mu\text{g/L}$ . Konsentrasjonen stiger igjen i alle prøvepunkter fra prøveuke D til E hvor konsentrasjonene var henholdsvis  $2.92 \mu\text{g/L}$ ,  $3.06 \mu\text{g/L}$ ,  $3.91$  og  $3.67 \mu\text{g/L}$ .



**Figur 4.2.23:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveueker (A-E), analysert med ICP-MS.



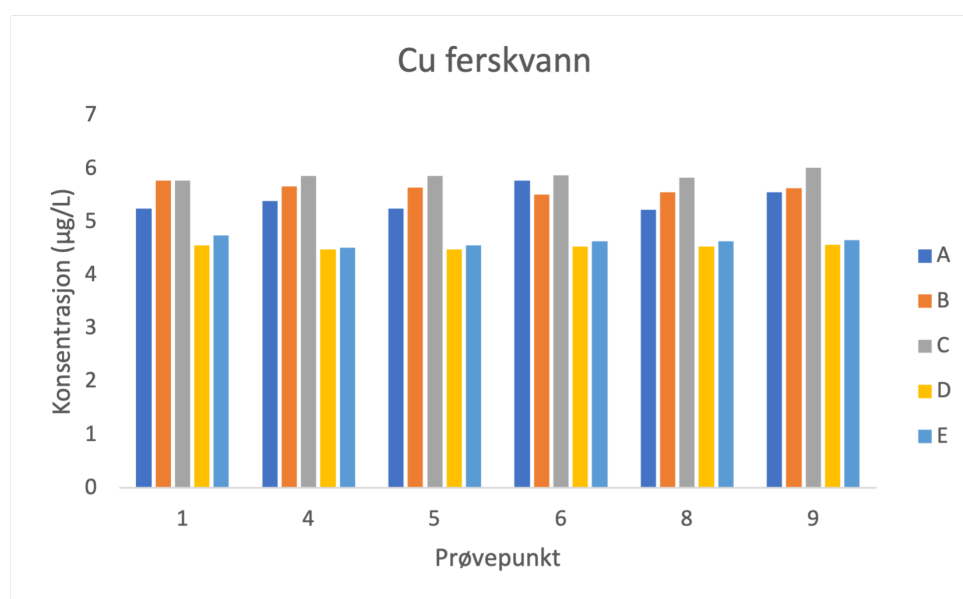
**Figur 4.2.24:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Al i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.2.2 Kobber

##### Kobber i ferskvannsprøvepunkter

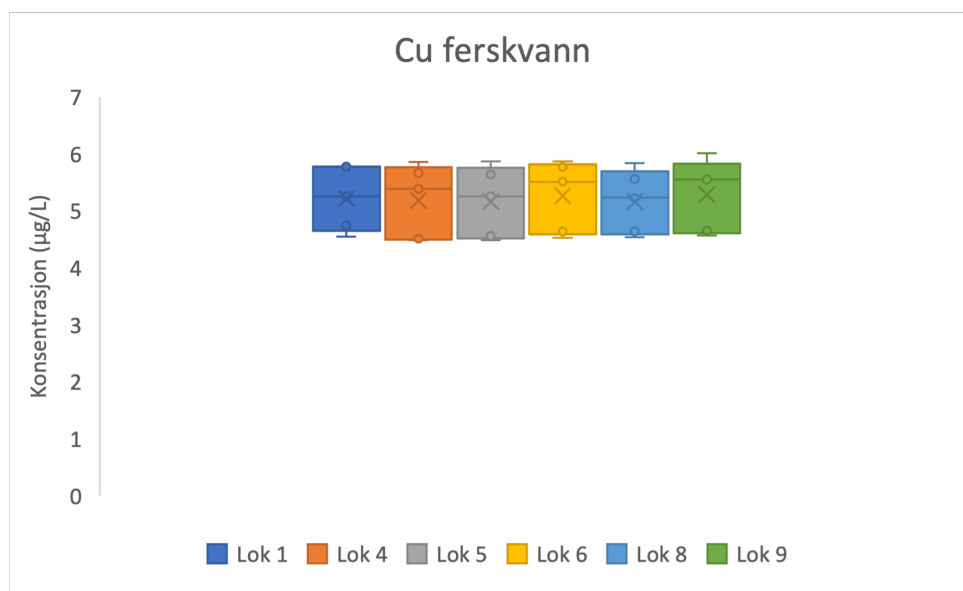
Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveueker (A-E) er presentert i Figur 4.2.25. Figur 4.2.26 viser boksdiagram for konsentrasjon av Cu i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen stiger fra prøveuke A til prøveuke B i alle prøvepunkt med unntak av prøvepunkt 6. I prøveuke A var

konsentrasjonene for prøvepunkt 1, 4, 5, 6, 8 og 9 henholdsvis 5.25 µg/L, 5.39 µg/L, 5.25 µg/L, 5.77 µg/L, 5.23 µg/L og 5.56 µg/L, og i prøveuke B var konsentrasjonene henholdsvis 5.78 µg/L, 5.66 µg/L, 5.64 µg/L, 5.52 µg/L, 5.56 µg/L og 5.64 µg/L. Fra prøveuke B til C stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 4, 5, 6, 8 og 9, og er lik i prøvepunkt 1. I prøveuke C var konsentrasjonene for prøvepunkt 1, 4, 5, 6, 8 og 9 henholdsvis 5.78 µg/L, 5.86 µg/L, 5.87 µg/L, 5.87 µg/L, 5.83 µg/L og 6.01 µg/L. Fra prøveuke C til D synker konsentrasjonen i alle prøvepunkter til henholdsvis 4.55 µg/L, 4.48 µg/L, 4.48 µg/L, 4.53 µg/L, 4.54 µg/L og 4.57 µg/L, og stiger svakt i alle prøvepunkter fra prøveuke D til E til henholdsvis 4.74 µg/L, 4.51 µg/L, 4.56 µg/L, 4.64 µg/L, 4.64 µg/L og 4.66 µg/L. I alle prøvepunkter er det høyest konsentrasjon av Cu i prøveuke C.



**Figur 4.2.25:** Konsentrasjoner (µg/L) av Cu i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

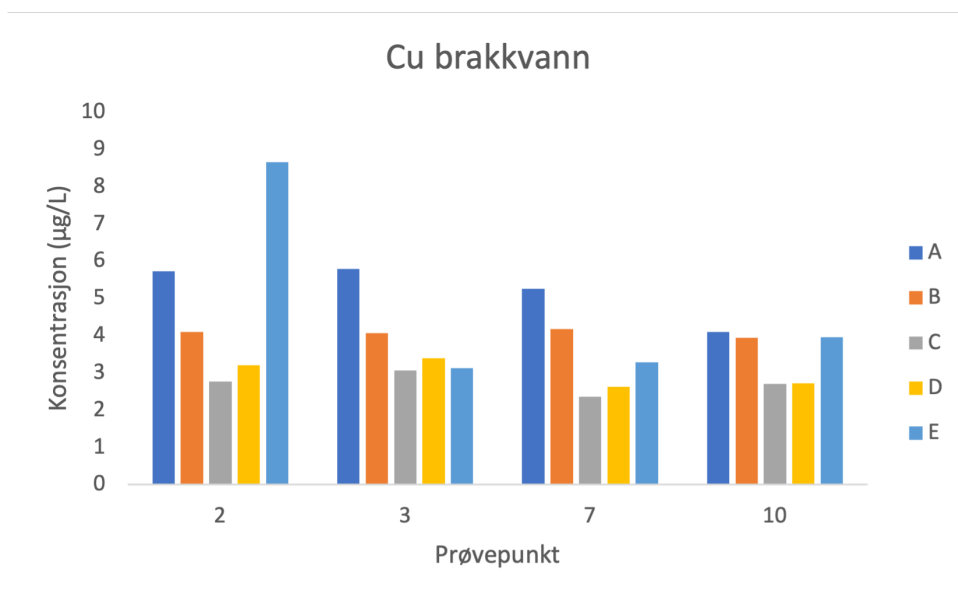




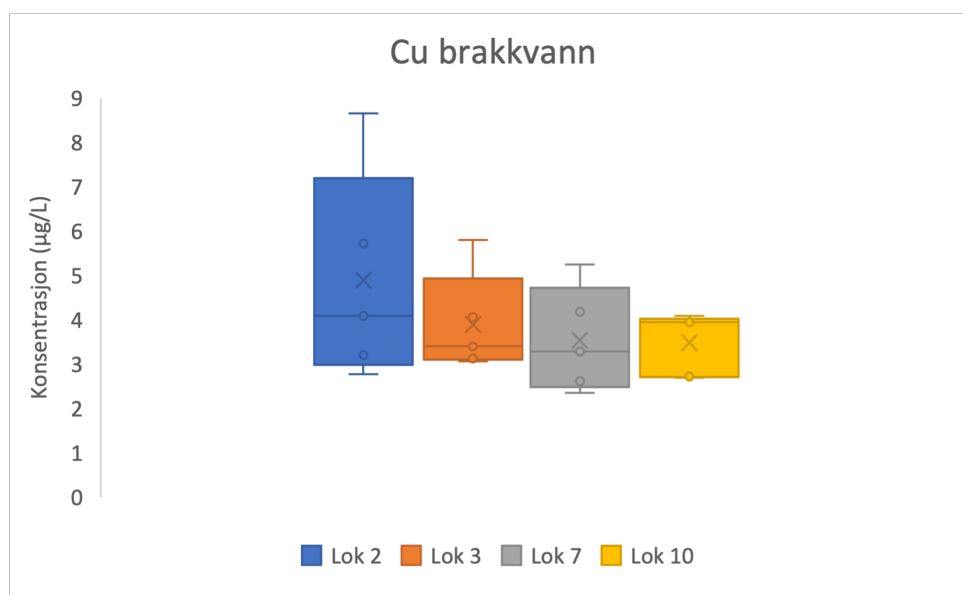
**Figur 4.2.26:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Kobber i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.27. Figur 4.2.28 viser boksdigram for konsentrasjon av Cu i brakkvannsprøvepunktene. Fra prøveuke A til B, og fra prøveuke B til C, synker konsentrasjonen i alle prøvepunkter. I prøveuke A var konsentrasjonene i punktene 2, 3, 7 og 10 henholdsvis  $5.73 \mu\text{g/L}$ ,  $5.80 \mu\text{g/L}$ ,  $5.25 \mu\text{g/L}$  og  $4.09 \mu\text{g/L}$ , i prøveuke B henholdsvis  $4.09 \mu\text{g/L}$ ,  $4.06 \mu\text{g/L}$ ,  $4.18 \mu\text{g/L}$  og  $3.95 \mu\text{g/L}$ , og i prøveuke C henholdsvis  $2.77 \mu\text{g/L}$ ,  $3.06 \mu\text{g/L}$ ,  $2.35 \mu\text{g/L}$  og  $2.70 \mu\text{g/L}$ . Konsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter fra prøveuke C til D til konsentrasjoner på henholdsvis  $3.21 \mu\text{g/L}$ ,  $3.40 \mu\text{g/L}$ ,  $2.62 \mu\text{g/L}$  og  $2.72 \mu\text{g/L}$ , og fra uke D til E med unntak av prøvepunkt 3 hvor konsentrasjonen synker noe, til konsentrasjoner på henholdsvis  $8.66 \mu\text{g/L}$ ,  $3.13 \mu\text{g/L}$ ,  $3.29 \mu\text{g/L}$  og  $3.95 \mu\text{g/L}$ . Alle prøvepunkter har høyest konsentrasjon av Cu i prøveuke A, med unntak av prøvepunkt 2 som har høyest konsentrasjon i prøveuke E. Det er forhøyet konsentrasjon i prøvepunkt 2 i prøveuke E i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene.



**Figur 4.2.27:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



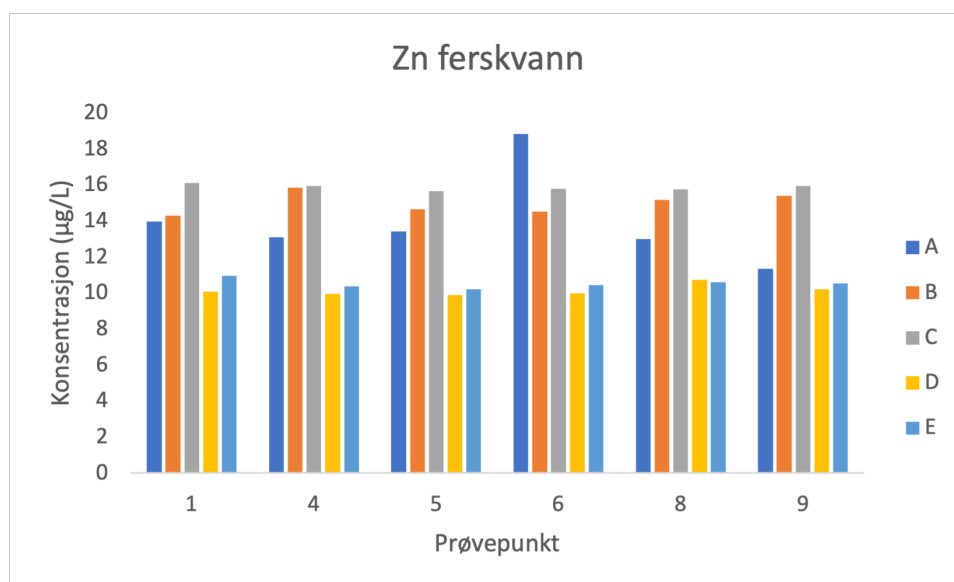
**Figur 4.2.28:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cu i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.2.3 Sink

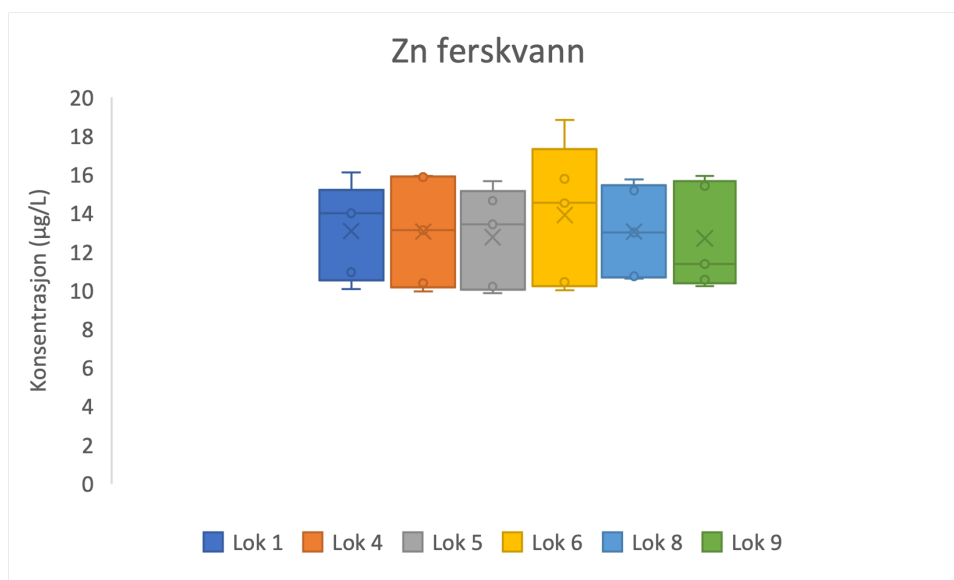
##### Sink i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.29. Figur 4.2.30 viser boksdiagram for konsentrasjon av Zn i ferskvannsprøvepunktene. Det er forhøyet konsentrasjon av

Zn i prøvepunkt 6 i prøveuke A i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene. Konsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter fra prøveuke A til B, med unntak av prøvepunkt 6 hvor konsentrasjonen synker. Konsentrasjonene i prøveuke A for prøvepunktene 1, 4, 5, 6, 8 og 9 var henholdsvis 14.0 µg/L, 13.1 µg/L, 13.4 µg/L, 18.9 µg/L, 13.0 µg/L og 11.4 µg/L, og henholdsvis 14.3 µg/L, 15.9 µg/L, 14.7 µg/L, 14.5 µg/L, 15.2 µg/L og 15.4 µg/L i prøveuke B. Fra prøveuke B til C stiger konsentrasjonen i alle prøvepunkter til konsentrasjoner på henholdsvis 16.1 µg/L, 16.00 µg/L, 15.7 µg/L, 15.8 µg/L, 15.8 µg/L og 15.9 µg/L, og synker i alle prøvepunkt fra prøveuke C til D til konsentrasjoner på henholdsvis 10.1 µg/L, 10.0 µg/L, 9.88 µg/L, 10.0 µg/L, 10.7 µg/L og 10.2 µg/L. Konsentrasjonen stiger svakt i alle prøvepunkter fra prøveuke D til E, bortsett fra i prøvepunkt 8 hvor konsentrasjonen synker svakt. I prøveuke E var konsentrasjonene for prøvepunkt 1, 4, 5, 6, 8 og 9 henholdsvis 11.0 µg/L, 10.4 µg/L, 10.21 µg/L, 10.4 µg/L, 10.6 µg/L og 10.6 µg/L. Den høyeste konsentrasjonen er i prøveuke C for prøvepunkt 1, 4, 5, 8 og 9, og i prøveuke A for prøvepunkt 6.



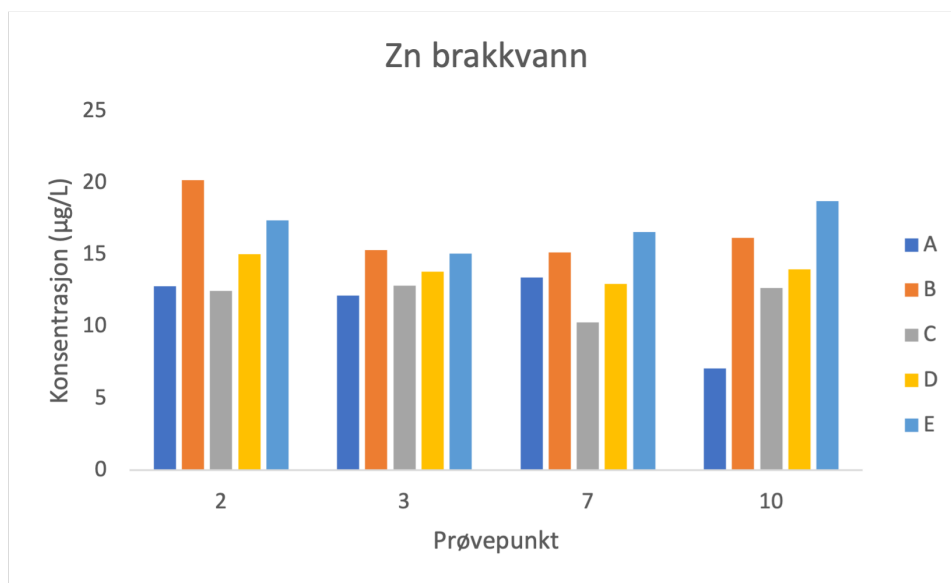
**Figur 4.2.29:** Konsentrasjoner (µg/L) av Zn i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



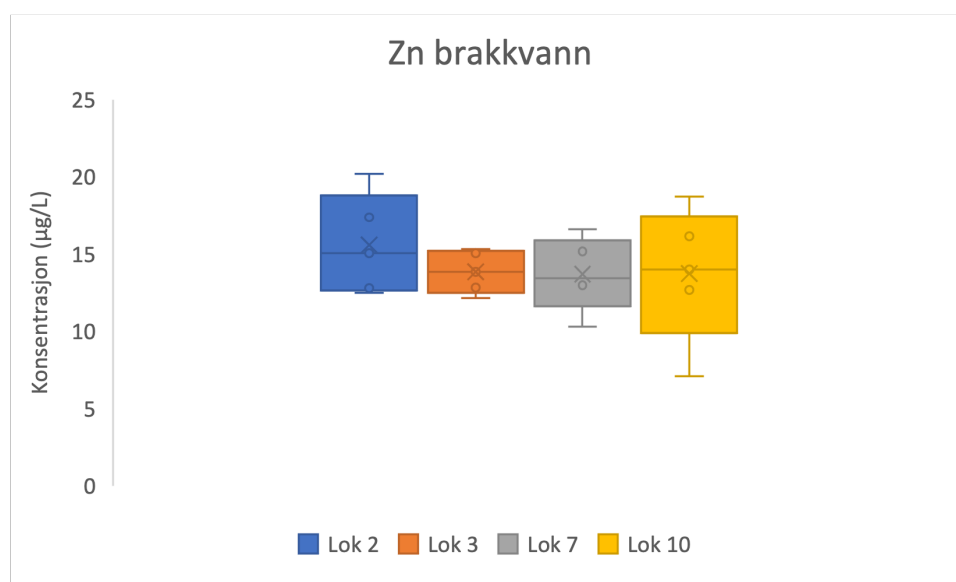
**Figur 4.2.30:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Sink i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.31. Figur 4.2.32 viser boksdigram for konsentrasjon av Zn i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter (2, 3, 7 og 10) fra prøveuke A (konsentrasjoner henholdsvis 12.8  $\mu\text{g/L}$ , 12.2  $\mu\text{g/L}$ , 13.4  $\mu\text{g/L}$  og 7.09  $\mu\text{g/L}$ ) til prøveuke B (konsentrasjoner henholdsvis 20.2  $\mu\text{g/L}$ , 15.3  $\mu\text{g/L}$ , 15.2  $\mu\text{g/L}$  og 16.2  $\mu\text{g/L}$ ), fra prøveuke C (konsentrasjoner henholdsvis 12.5  $\mu\text{g/L}$ , 12.8  $\mu\text{g/L}$ , 10.3  $\mu\text{g/L}$  og 12.7  $\mu\text{g/L}$ ) til D (konsentrasjoner henholdsvis 15.1  $\mu\text{g/L}$ , 13.8  $\mu\text{g/L}$ , 13.0  $\mu\text{g/L}$  og 14.0  $\mu\text{g/L}$ ), og fra prøveuke D til E (konsentrasjoner henholdsvis 17.4  $\mu\text{g/L}$ , 15.1  $\mu\text{g/L}$ , 16.6  $\mu\text{g/L}$  og 18.7  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke B til C synker konsentrasjonen i alle prøvepunkter. Konsentrasjonen er høyest i prøveuke B for prøvepunkt 2 og 3, og høyest i prøveuke E for prøvepunkt 7 og 10.



**Figur 4.2.31:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.



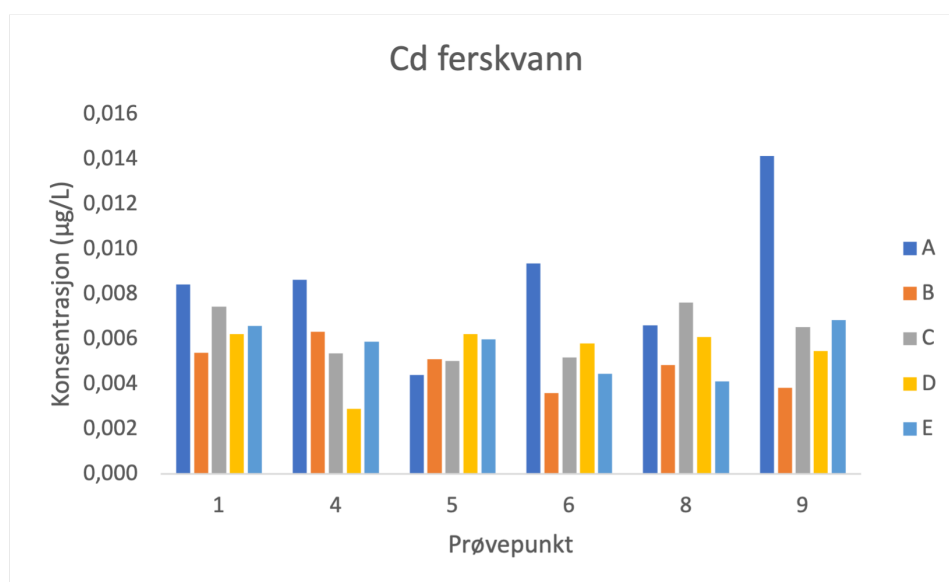
**Figur 4.2.32:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Zn i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.2.4 Kadmium

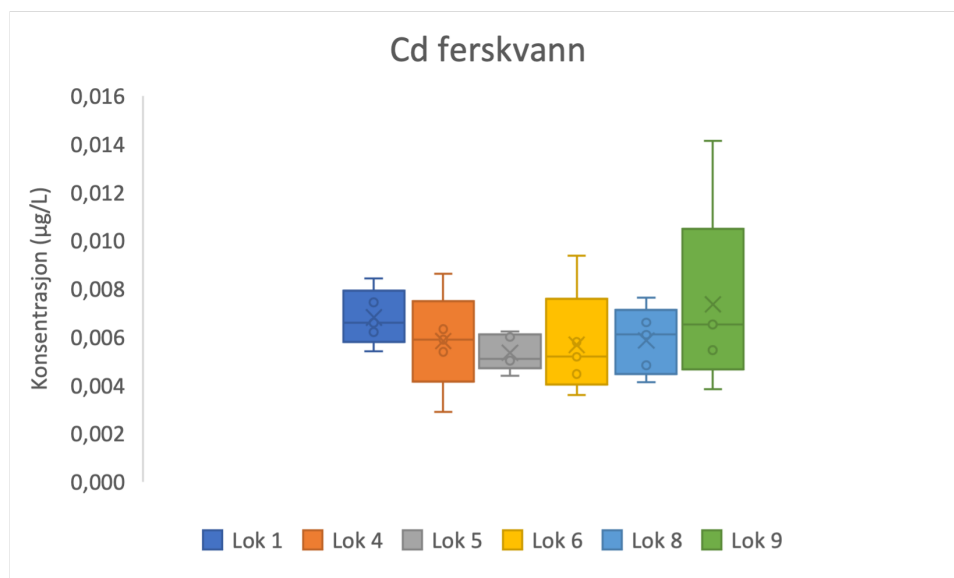
##### Kadmium i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.33. Figur 4.2.34 viser boksdiagram for konsentrasjon av Cd i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av Cd synker i

prøvepunkt 1, 4, 6, 8 og 9 og stiger i prøvepunkt 5 fra prøveuke A (konsentrasjoner for prøvepunkt 1, 4, 5, 6, 8 og 9 henholdsvis 0.00842 µg/L, 0.00863 µg/L, 0.00439 µg/L, 0.00937 µg/L, 0.00661 µg/L og 0.0141 µg/L) til prøveuke B (konsentrasjoner henholdsvis 0.00540 µg/L, 0.00633 µg/L, 0.00510 µg/L, 0.00359 µg/L, 0.00483 µg/L og 0.00384 µg/L). Fra prøveuke B til C stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (0.00743 µg/L), 6 (0.00518 µg/L), 8 (0.00763 µg/L) og 9 (0.00652 µg/L), og synker i prøvepunkt 4 (0.00538 µg/L) og 5 (0.00502 µg/L). Fra prøveuke C til D synker konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (0.00621 µg/L), 4 (0.00290 µg/L), 8 (0.00610 µg/L) og 9 (0.00546 µg/L), og stiger i prøvepunkt 5 (0.00623 µg/L) og 6 (0.00580 µg/L). Fra prøveuke D til E stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (0.00658 µg/L), 4 (0.00589 µg/L) og 9 (0.00683 µg/L), og synker i prøvepunkt 5 (0.00600 µg/L), 6 (0.00446 µg/L) og 8 (0.00412 µg/L). Konsentrasjonen er høyest i prøveuke A for prøvepunkt 1, 4, 6 og 9, prøveuke D i prøvepunkt 5, og prøveuke C i prøvepunkt 8. Det er forhøyet konsentrasjon i prøvepunkt 9 i prøveuke A i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene.



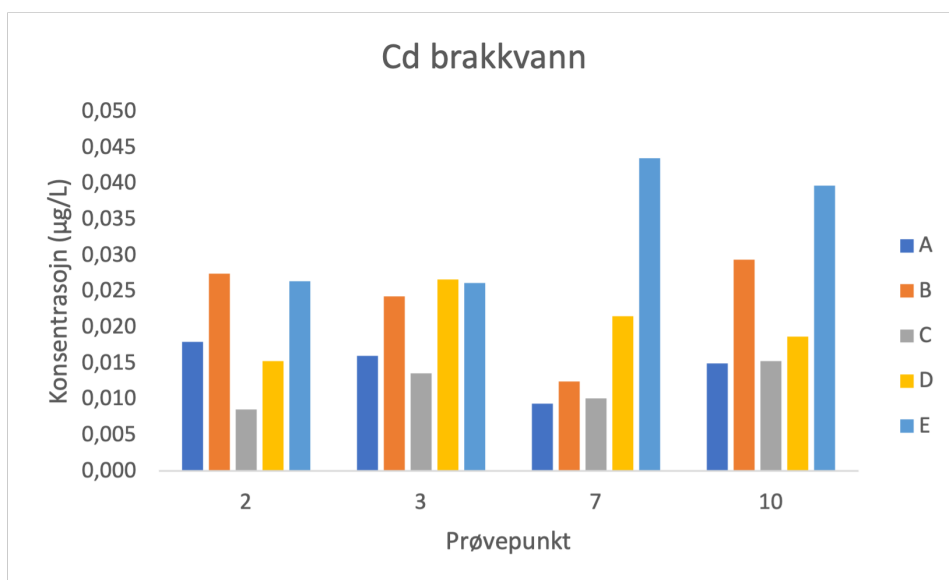
**Figur 4.2.33:** Konsentrasjoner (µg/L) av Cd i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



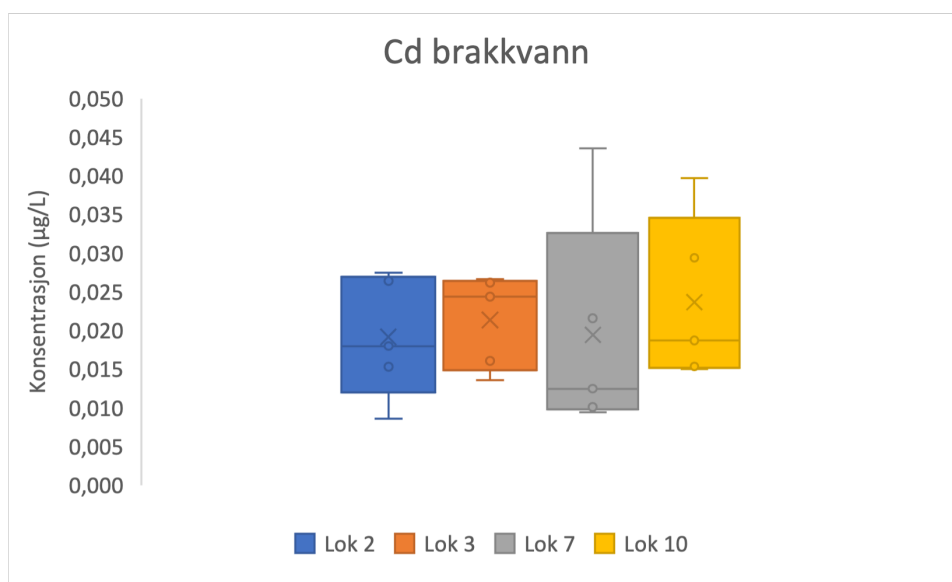
**Figur 4.2.34:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Kadmium i brakvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i brakvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.35. Figur 4.2.36 viser boksdigram for konsentrasjon av Cd i brakvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av Cd stiger i alle prøvepunkter (2, 3, 7 og 10) fra prøveuke A (konsentrasjoner henholdsvis 0.0180  $\mu\text{g/L}$ , 0.0161  $\mu\text{g/L}$ , 0.00941  $\mu\text{g/L}$  og 0.0150  $\mu\text{g/L}$ ) til prøveuke B (konsentrasjoner henholdsvis 0.0274  $\mu\text{g/L}$ , 0.0243  $\mu\text{g/L}$ , 0.0125  $\mu\text{g/L}$  og 0.0294  $\mu\text{g/L}$ ), og fra prøveuke C (konsentrasjoner henholdsvis 0.00861  $\mu\text{g/L}$ , 0.0136  $\mu\text{g/L}$ , 0.0101  $\mu\text{g/L}$  og 0.0153  $\mu\text{g/L}$ ) til prøveuke D (konsentrasjoner henholdsvis 0.0153  $\mu\text{g/L}$ , 0.0267  $\mu\text{g/L}$ , 0.0216  $\mu\text{g/L}$  og 0.0187  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke B til C synker konsentrasjonen i alle punkter. For prøvepunkt 2, 7 og 10 stiger konsentrasjonen fra prøveuke D til E, til henholdsvis 0.0264  $\mu\text{g/L}$ , 0.0435  $\mu\text{g/L}$  og 0.0397  $\mu\text{g/L}$ , mens for prøvepunkt 3 synker konsentrasjonen fra prøveuke D til E til 0.0262  $\mu\text{g/L}$ . I prøvepunkt 2 er den høyeste konsentrasjonen i prøveuke B, for prøvepunkt 3 i prøveuke D, og for 7 og 10 er konsentrasjonen høyest i prøveuke E. Det observeres forhøyede konsentrasjoner av Cd i prøvepunkt 7 og 10 i prøveuke E i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene.



**Figur 4.2.35:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.



**Figur 4.2.36:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cd i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

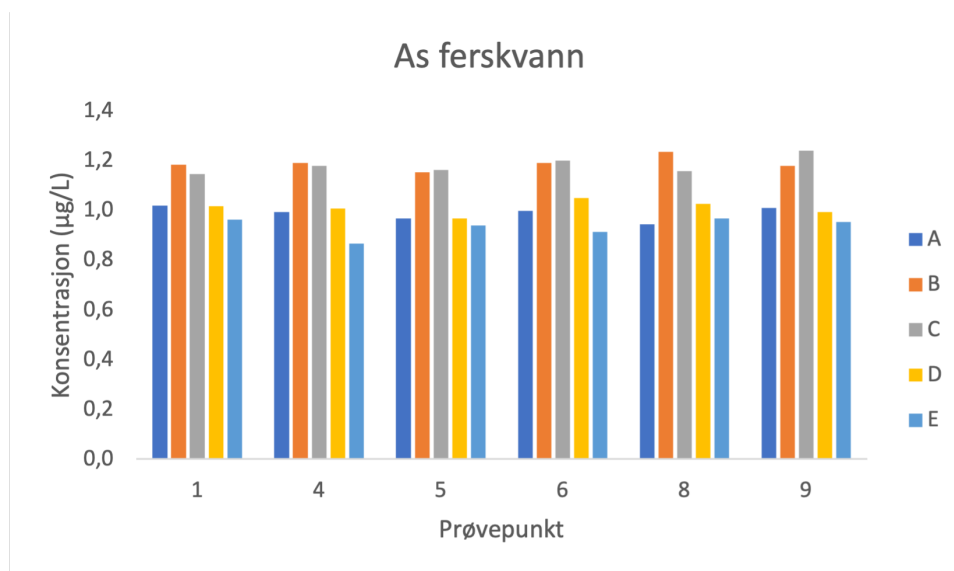
#### 4.2.2.5 Arsen

##### Arsen i ferskvannsprøvepunkter

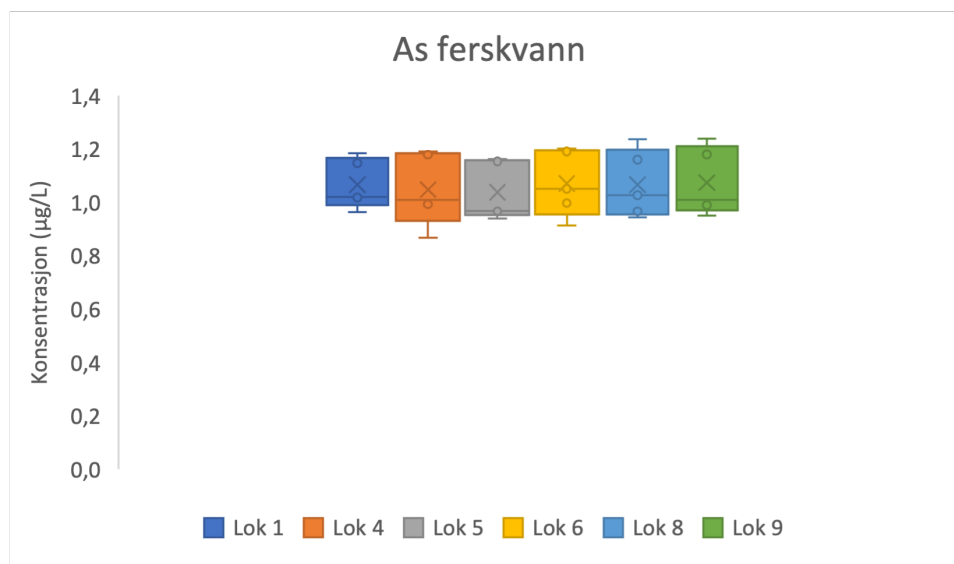
Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.37. Figur 4.2.38 viser boksdiagram for konsentrasjon av As i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen stiger i alle prøve-



punktene (1, 4, 5, 6, 8, og 9) fra prøveuke A (henholdsvis 1.02 µg/L, 0.993 µg/L, 0.968 µg/L, 0.998 µg/L, 0.944 µg/L og 1.01 µg/L) til B (henholdsvis 1.18 µg/L, 1.19 µg/L, 1.15 µg/L, 1.19 µg/L, 1.24 µg/L og 1.18 µg/L). Konsentrasjonen er tilnærmet lik i uke B og C (henholdsvis 1.15 µg/L, 1.18 µg/L, 1.16 µg/L, 1.20 µg/L, 1.16 µg/L og 1.24 µg/L), synker i uke D (henholdsvis 1.02 µg/L, 1.01 µg/L, 0.967 µg/L, 1.05 µg/L, 1.03 µg/L og 0.995 µg/L), og synker ytterligere i uke E (henholdsvis 0.964 µg/L, 0.868 µg/L, 0.940 µg/L, 0.914 µg/L, 0.967 µg/L og 0.954 µg/L).



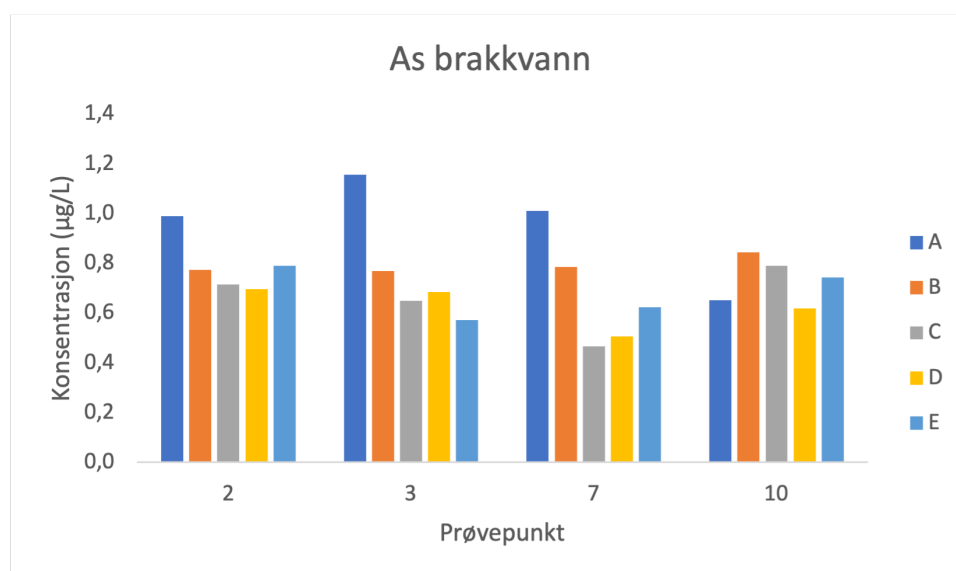
**Figur 4.2.37:** Konsentrasjoner (µg/L) av As i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



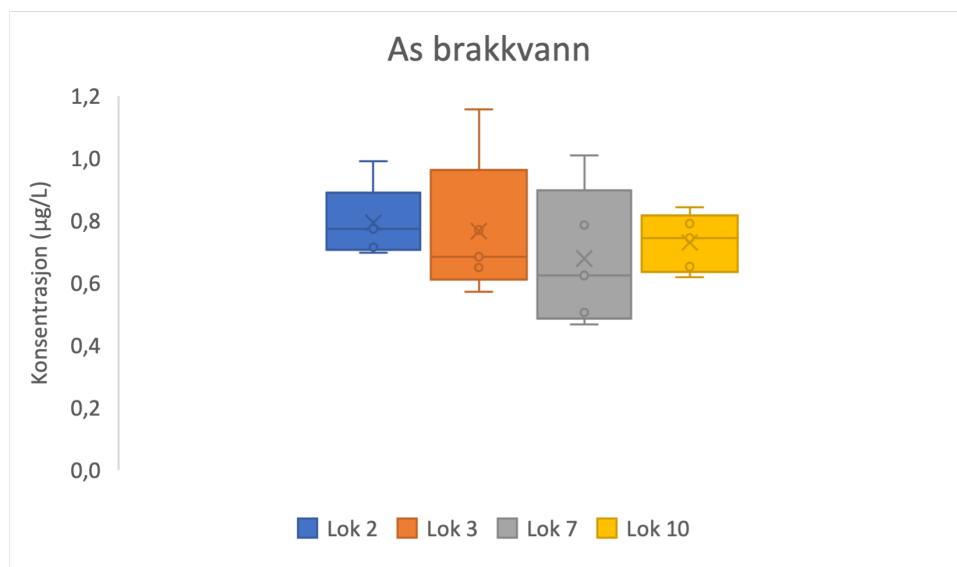
**Figur 4.2.38:** Boksdiagram for konsentrasjoner (µg/L) av As i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

## Arsen i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.39. Figur 4.2.40 viser boksdiagram for konsentrasjon av As i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen er høyere i prøveuke A enn prøveuke B i prøvepunkt 2 (0.990  $\mu\text{g/L}$  og 0.774  $\mu\text{g/L}$ ), 3 (1.16  $\mu\text{g/L}$  og 0.769  $\mu\text{g/L}$ ) og 7 (1.01  $\mu\text{g/L}$  og 0.786  $\mu\text{g/L}$ ), og konsentrasjonen stiger i prøvepunkt 10 (0.652  $\mu\text{g/L}$  og 0.843  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker fra prøveuke B til C (henholdsvis 0.715  $\mu\text{g/L}$ , 0.649  $\mu\text{g/L}$ , 0.467  $\mu\text{g/L}$  og 0.790  $\mu\text{g/L}$ ). Fra uke C til D synker konsentrasjonen i prøvepunkt 2 (0.696  $\mu\text{g/L}$ ) og 10 (0.618  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i prøvepunkt 3 (0.684  $\mu\text{g/L}$ ) og 7 (0.506  $\mu\text{g/L}$ ). I prøvepunkt 3 synker konsentrasjonen fra uke D til E (0.571  $\mu\text{g/L}$ ), men stiger i prøvepunkt 2 (0.790  $\mu\text{g/L}$ ), 7 (0.624  $\mu\text{g/L}$ ) og 10 (0.743  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.39:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

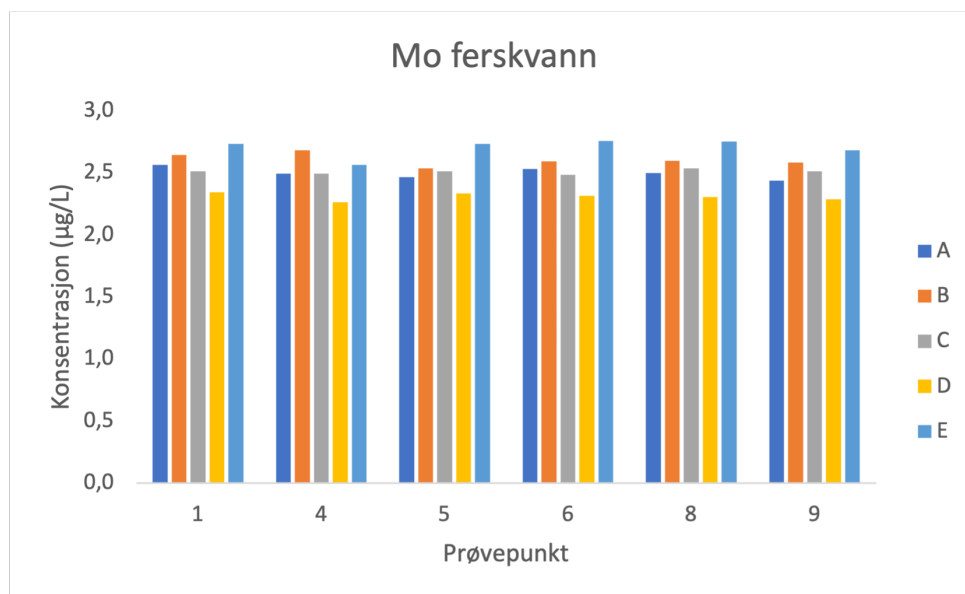


**Figur 4.2.40:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av As i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

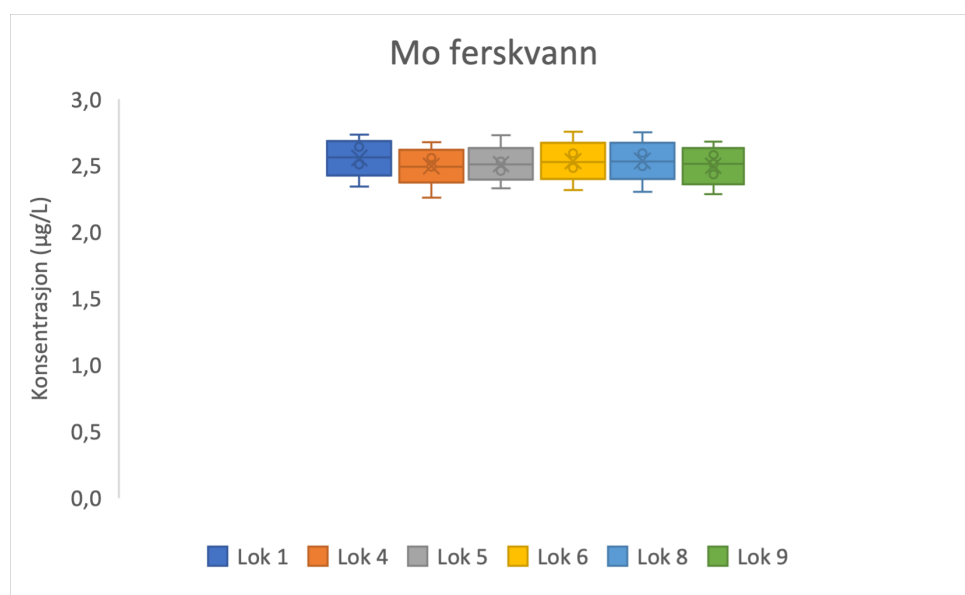
#### 4.2.2.6 Molybden

##### Molybden i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.41. Figur 4.2.42 viser boksdigram for konsentrasjon av Mo i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonene er tilnærmet like på tvers av prøvepunktene (1, 4, 5, 6, 8 og 9). Konsentrasjonen stiger svakt fra prøveuke A (henholdsvis 2.56  $\mu\text{g/L}$ , 2.49  $\mu\text{g/L}$ , 2.46  $\mu\text{g/L}$ , 2.53  $\mu\text{g/L}$ , 2.50  $\mu\text{g/L}$  og 2.44  $\mu\text{g/L}$ ) til B (henholdsvis 2.64  $\mu\text{g/L}$ , 2.68  $\mu\text{g/L}$ , 2.53  $\mu\text{g/L}$ , 2.59  $\mu\text{g/L}$ , 2.60  $\mu\text{g/L}$  og 2.58  $\mu\text{g/L}$ ) og synker svakt fra uke B til C (henholdsvis 2.51  $\mu\text{g/L}$ , 2.49  $\mu\text{g/L}$ , 2.51  $\mu\text{g/L}$ , 2.48  $\mu\text{g/L}$ , 2.53  $\mu\text{g/L}$  og 2.51  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke C til D (henholdsvis 2.34  $\mu\text{g/L}$ , 2.26  $\mu\text{g/L}$ , 2.33  $\mu\text{g/L}$ , 2.31  $\mu\text{g/L}$ , 2.30  $\mu\text{g/L}$  og 2.28  $\mu\text{g/L}$ ) synker konsentrasjonen ytterligere, før den stiger igjen i prøveuke E (henholdsvis 2.73  $\mu\text{g/L}$ , 2.56  $\mu\text{g/L}$ , 2.73  $\mu\text{g/L}$ , 2.76  $\mu\text{g/L}$ , 2.75  $\mu\text{g/L}$  og 2.68  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.41:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveeuer (A-E), analysert med ICP-MS.

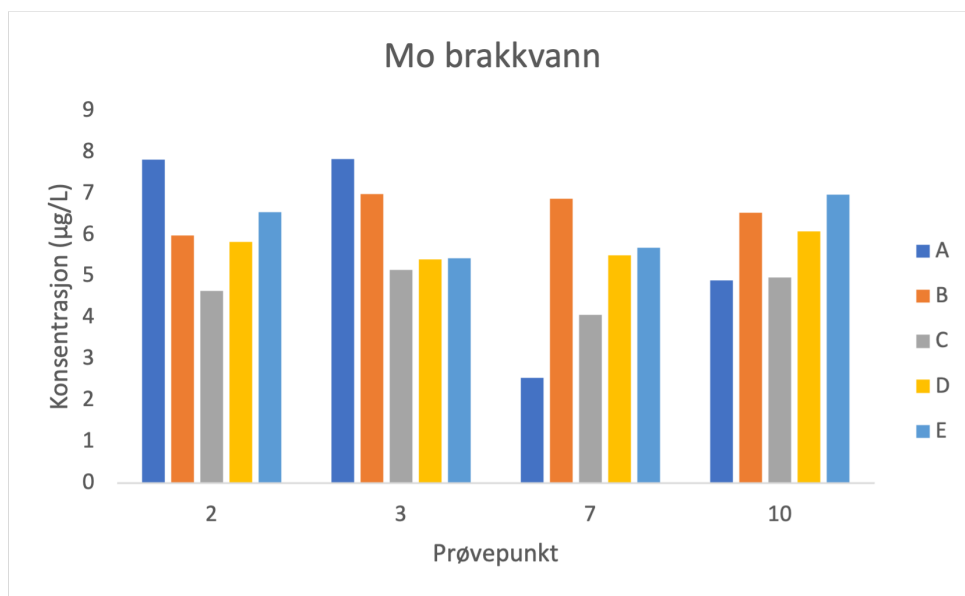


**Figur 4.2.42:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

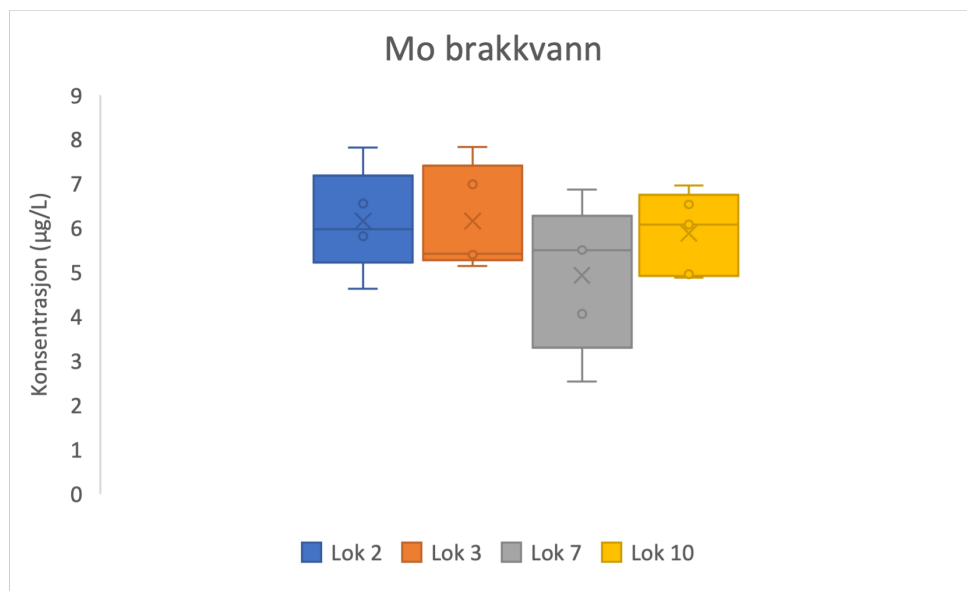
### Molybden i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveeuer (A-E) er presentert i Figur 4.2.43. Figur 4.2.44 viser boksdiagram for konsentrasjon av Mo i brakkvannsprøvepunktene. Det er høy konsentrasjon av Mo i prøvepunkt 2 ( $7.82 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $7.83 \mu\text{g/L}$ ) i prøveeuke A. I prøvepunkt 7 ( $2.54 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $4.89 \mu\text{g/L}$ ) var det lavere konsentrasjon denne prøveeuka, hvorav prøvepunkt

7 da var ferskvannsystem. Konsentrasjonen synker fra uke A til B i punkt 2 (5.97  $\mu\text{g/L}$ ) og 3 (6.99  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i punkt 7 (6.87  $\mu\text{g/L}$ ) og 10 (6.53  $\mu\text{g/L}$ ). Fra uke B til C synker konsentrasjonen (henholdsvis 4.64  $\mu\text{g/L}$ , 5.14  $\mu\text{g/L}$ , 4.07  $\mu\text{g/L}$  og 4.96  $\mu\text{g/L}$ ), før den stiger fra uke C til D (henholdsvis 5.82  $\mu\text{g/L}$ , 5.40  $\mu\text{g/L}$ , 5.51  $\mu\text{g/L}$  og 6.08  $\mu\text{g/L}$ ) og stiger også fra uke D til E (henholdsvis 6.55  $\mu\text{g/L}$ , 5.43  $\mu\text{g/L}$ , 5.69  $\mu\text{g/L}$  og 6.96  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.43:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

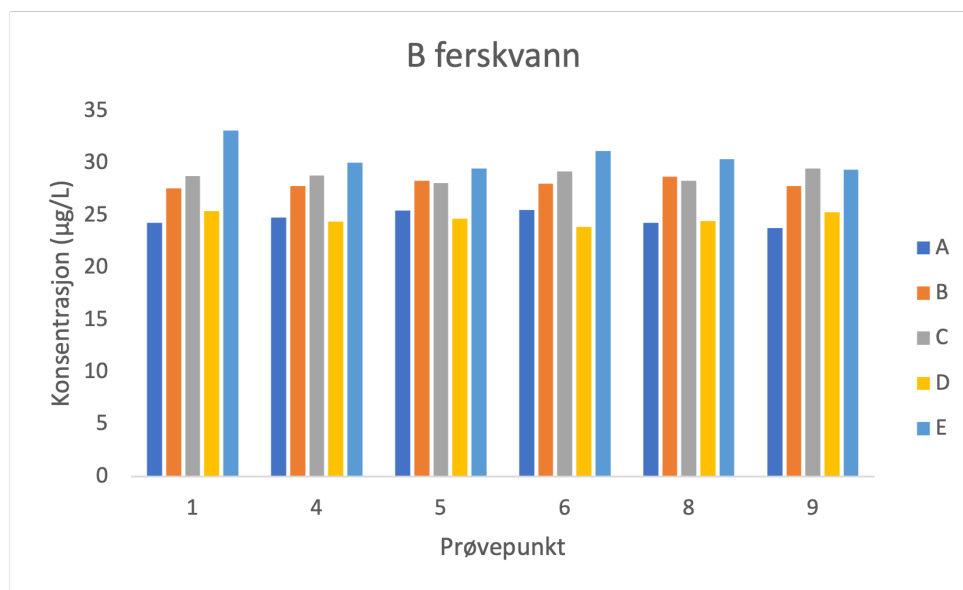


**Figur 4.2.44:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mo i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

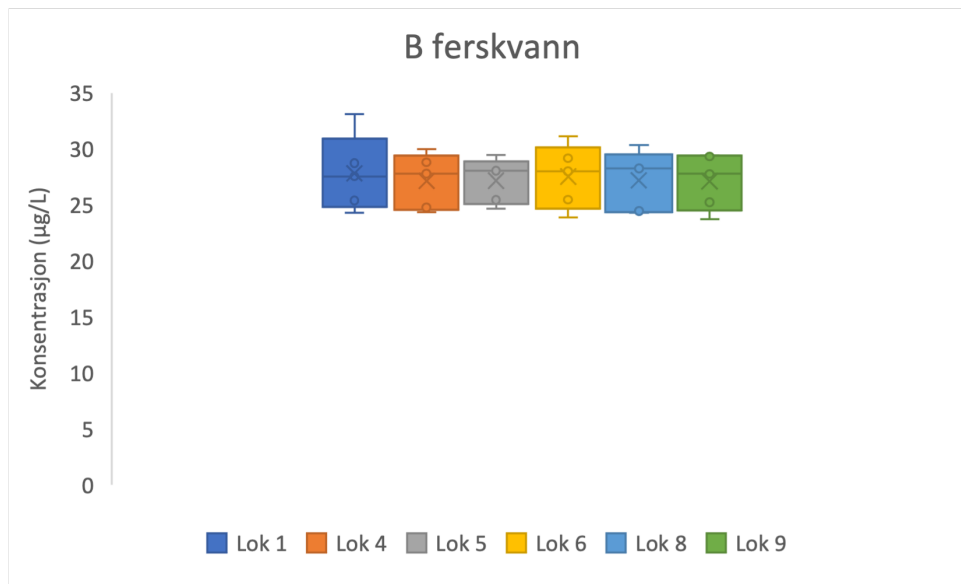
#### 4.2.2.7 Bor

##### Bor i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.45. Figur 4.2.46 viser boksdiagram for konsentrasjon av B i ferskvannsprøvepunktene. Generelt for alle prøvepunktene (1, 4, 5, 6, 8 og 9) stiger konsentrasjonen fra prøveuke A (henholdsvis  $24.3 \mu\text{g/L}$ ,  $24.8 \mu\text{g/L}$ ,  $25.5 \mu\text{g/L}$ ,  $25.5 \mu\text{g/L}$ ,  $24.3 \mu\text{g/L}$  og  $23.7 \mu\text{g/L}$ ) til B (henholdsvis  $27.6 \mu\text{g/L}$ ,  $27.8 \mu\text{g/L}$ ,  $28.3 \mu\text{g/L}$ ,  $28.0 \mu\text{g/L}$ ,  $28.7 \mu\text{g/L}$  og  $27.8 \mu\text{g/L}$ ), og stiger ytterligere fra uke B til C i prøvepunkt 1 ( $28.7 \mu\text{g/L}$ ), 4 ( $28.8 \mu\text{g/L}$ ), 6 ( $29.2 \mu\text{g/L}$ ) og 9 ( $29.4 \mu\text{g/L}$ ), mens konsentrasjonen synker i prøvepunkt 5 ( $28.1 \mu\text{g/L}$ ) og 8 ( $28.3 \mu\text{g/L}$ ). Fra uke C til D (henholdsvis  $25.4 \mu\text{g/L}$ ,  $24.4 \mu\text{g/L}$ ,  $24.7 \mu\text{g/L}$ ,  $23.9 \mu\text{g/L}$ ,  $24.5 \mu\text{g/L}$  og  $25.3 \mu\text{g/L}$ ) synker konsentrasjonen, og stiger igjen fra uke D til E (henholdsvis  $33.1 \mu\text{g/L}$ ,  $30.0 \mu\text{g/L}$ ,  $29.5 \mu\text{g/L}$ ,  $31.1 \mu\text{g/L}$ ,  $30.4 \mu\text{g/L}$  og  $29.3 \mu\text{g/L}$ ). Det var lavest konsentrasjoner i prøveuke D og høyest i prøveuke E.



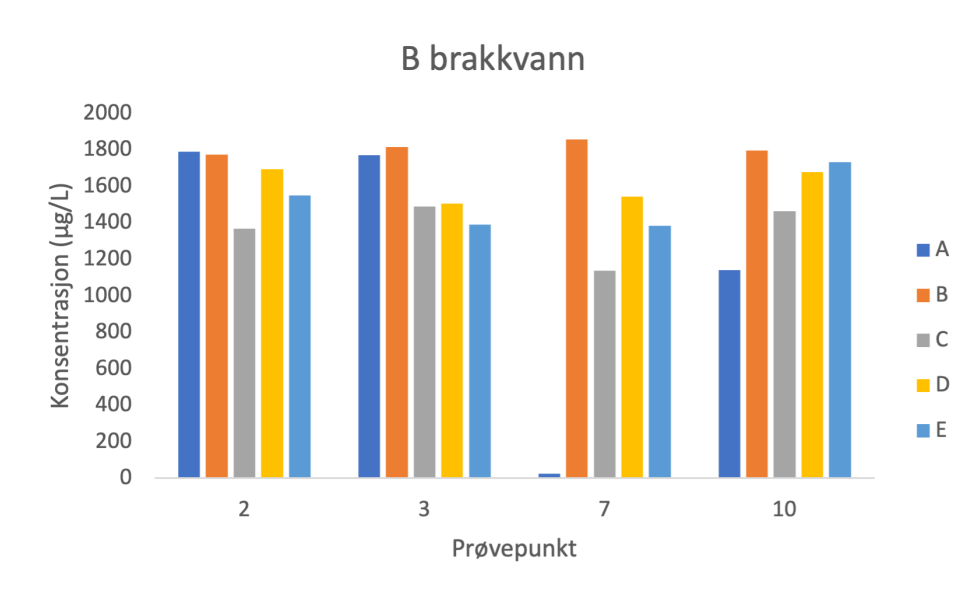
**Figur 4.2.45:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



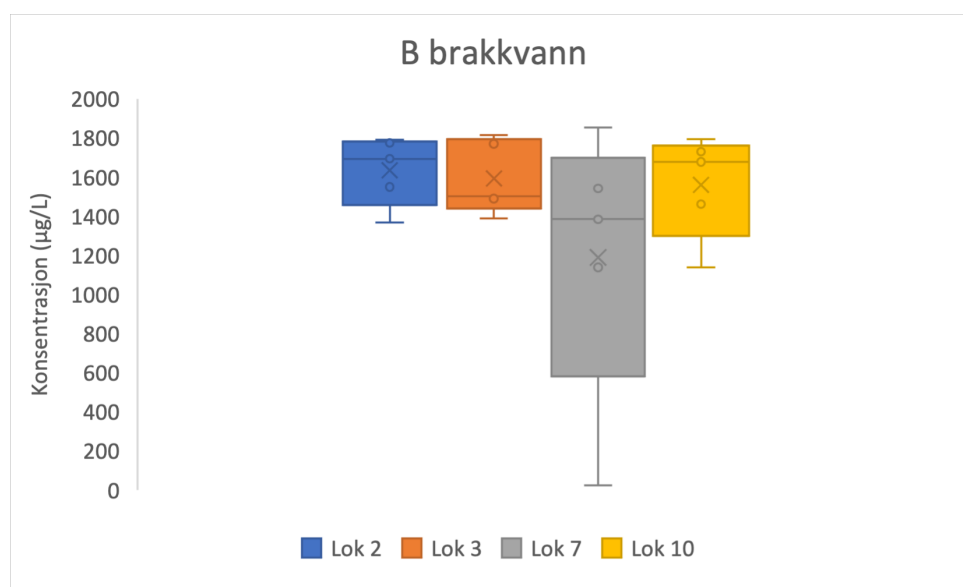
**Figur 4.2.46:** Boksdigram for konsentrasjoner (µg/L) av B i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Bor i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner (µg/L) av B i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.47. Figur 4.2.48 viser boksdigram for konsentrasjon av B i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen er lavere i prøvepunkt 10 (1140 µg/L) enn i 2 (1790 µg/L) og 3 (1770 µg/L) i prøveuke A, og er lav i prøvepunkt 7 (24.5 µg/L) som var ferskvann. Konsentrasjonen er tilnærmet lik mellom prøveuke A og B i prøvepunkt 2 (1770 µg/L) og 3 (1810 µg/L), mens den stiger i prøvepunkt 7 (1860 µg/L) og 10 (1800 µg/L). Konsentrasjonen synker fra uke B til C i alle prøvepunktene (henholdsvis 1370 µg/L, 1490 µg/L, 1140 µg/L og 1460 µg/L), og stiger i prøvepunktene 2 (1690 µg/L), 7 (1540 µg/L) og 10 (1680 µg/L) fra uke C til D og er tilnærmet lik i punkt 3 (1500 µg/L). Konsentrasjonen synker fra uke D til E i prøvepunkt 2 (1550 µg/L), 3 (1390 µg/L) og 7 (1380 µg/L), og stiger svakt i prøvepunkt 10 (1730 µg/L).



**Figur 4.2.47:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.



**Figur 4.2.48:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av B i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

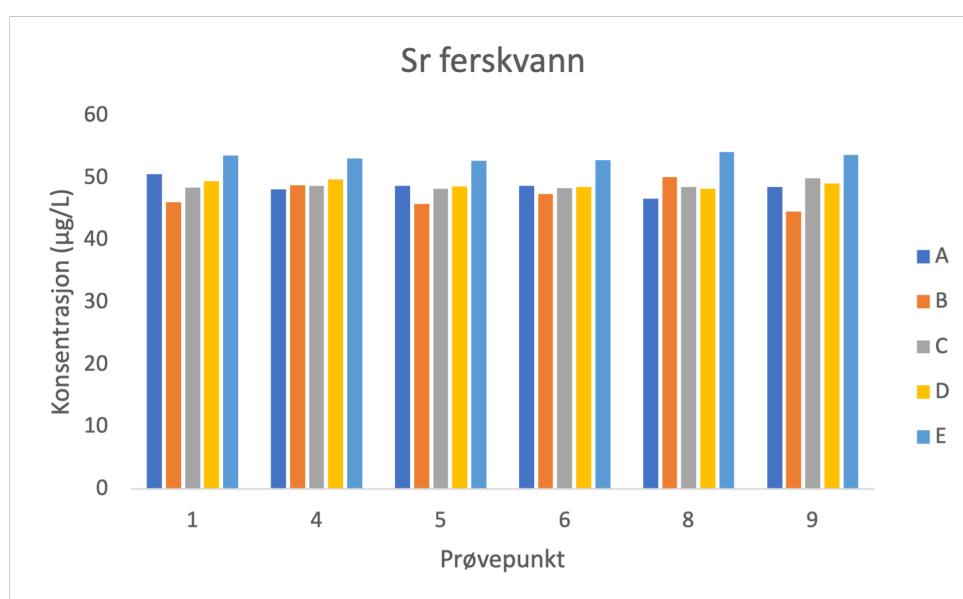
#### 4.2.2.8 Strontium

##### Strontium i ferskvannsprøvepunkter

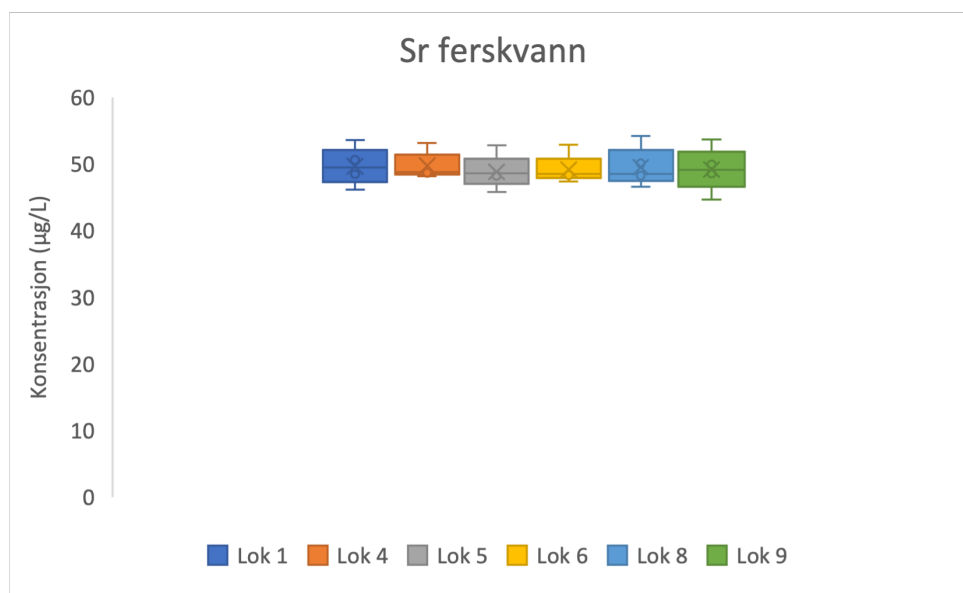
Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.49. Figur 4.2.50 viser boksdiagram for konsentrasjon av Sr i ferskvannsprøvepunktene. Fra prøveveke A til B synker kon-



sentrasjonen i prøvepunkt 1 (50.6  $\mu\text{g/L}$  og 46.1  $\mu\text{g/L}$ ), 5 (48.7  $\mu\text{g/L}$  og 45.8  $\mu\text{g/L}$ ), 6 (48.7  $\mu\text{g/L}$  og 47.4  $\mu\text{g/L}$ ) og 9 (48.5  $\mu\text{g/L}$  og 44.6  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i prøvepunkt 4 (48.2  $\mu\text{g/L}$  og 48.8  $\mu\text{g/L}$ ) og 8 (46.6  $\mu\text{g/L}$  og 50.1  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke B til C stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (48.4  $\mu\text{g/L}$ ), 5 (48.3  $\mu\text{g/L}$ ), 6 (48.3  $\mu\text{g/L}$ ) og 9 (49.9  $\mu\text{g/L}$ ), og synker i prøvepunkt 4 (48.7  $\mu\text{g/L}$ ) og 8 (48.5  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke C til D er konsentrasjonen tilnærmet lik i alle prøvepunkter (henholdsvis 49.4  $\mu\text{g/L}$ , 49.7  $\mu\text{g/L}$ , 48.6  $\mu\text{g/L}$ , 48.5  $\mu\text{g/L}$ , 48.3  $\mu\text{g/L}$  og 49.1  $\mu\text{g/L}$ ), mens konsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter fra prøveuke D til E (henholdsvis 53.5  $\mu\text{g/L}$ , 53.1  $\mu\text{g/L}$ , 52.8  $\mu\text{g/L}$ , 52.9  $\mu\text{g/L}$ , 54.1  $\mu\text{g/L}$  og 53.6  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen er høyest i alle prøvepunkter i prøveuke E, samt noe høyere i prøvepunkt 1 i prøveuke A enn i de andre prøvepunktene.



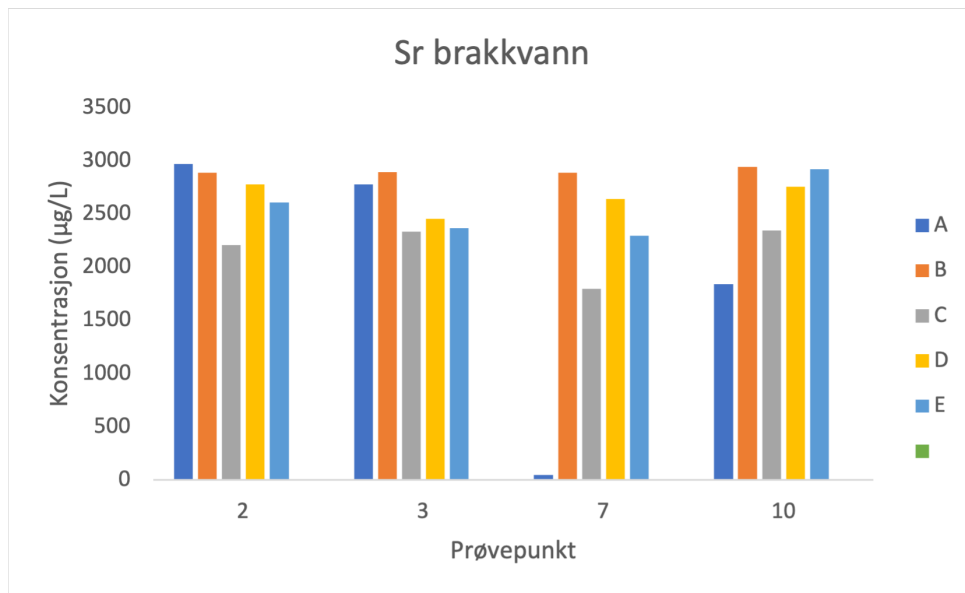
**Figur 4.2.49:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



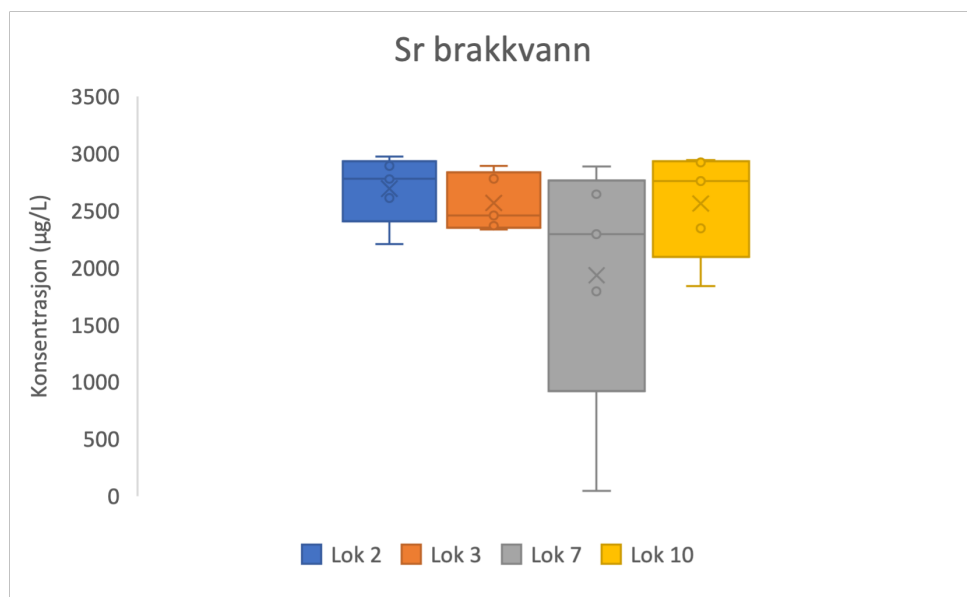
**Figur 4.2.50:** Boksdiaagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Strontium i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.51. Figur 4.2.52 viser boksdiaagram for konsentrasjon av strontium i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av Sr synker svakt fra prøveuke A til B i prøvepunkt 2 (2970  $\mu\text{g/L}$  og 2900  $\mu\text{g/L}$ ), stiger svakt i prøvepunkt 3 (2780  $\mu\text{g/L}$  og 2890  $\mu\text{g/L}$ ), stiger i prøvepunkt 10 (1840  $\mu\text{g/L}$  og 2940  $\mu\text{g/L}$ ) og stiger i prøvepunkt 7 (46.1  $\mu\text{g/L}$  og 2890  $\mu\text{g/L}$ ). Det observeres lav konsentrasjon i prøvepunkt 7 i prøveuke A i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene. Prøvepunkt 7 var i prøveuke A ferskvannssystem. Fra prøveuke B til C synker konsentrasjonen i alle prøvepunkter (henholdsvis 2200  $\mu\text{g/L}$ , 2330  $\mu\text{g/L}$ , 1790  $\mu\text{g/L}$  og 2350  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i alle prøvepunkter fra prøveuke C til D (henholdsvis 2780  $\mu\text{g/L}$ , 2450  $\mu\text{g/L}$ , 2640  $\mu\text{g/L}$  og 2760  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke D til E synker konsentrasjonen i prøvepunkt 2 (2610  $\mu\text{g/L}$ ), 3 (2370  $\mu\text{g/L}$ ) og 7 (2290  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i prøvepunkt 10 (2920  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen av Sr er høyest i prøvepunkt 2 i prøveuke A, og i prøvepunkt 3, 7 og 10 i prøveuke B.



**Figur 4.2.51:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveueker (A-E), analysert med ICP-MS.



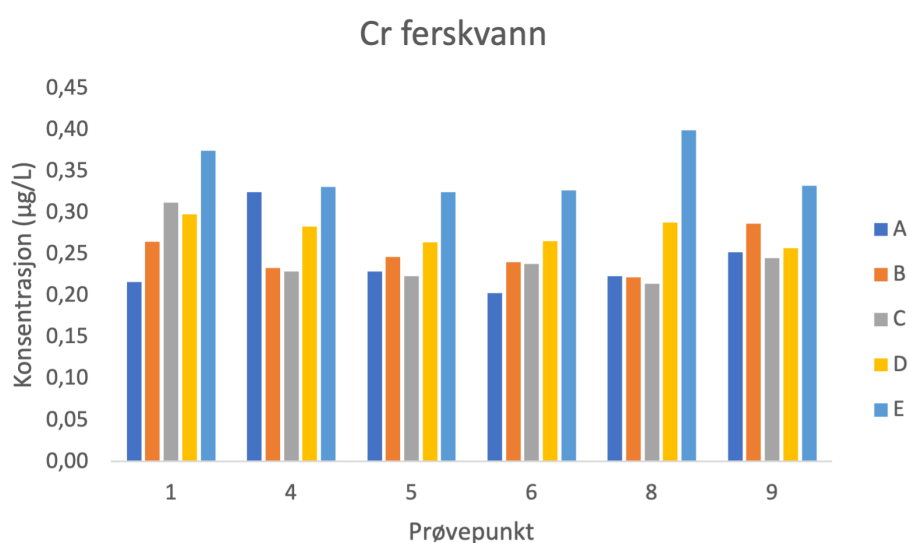
**Figur 4.2.52:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Sr i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.2.9 Krom

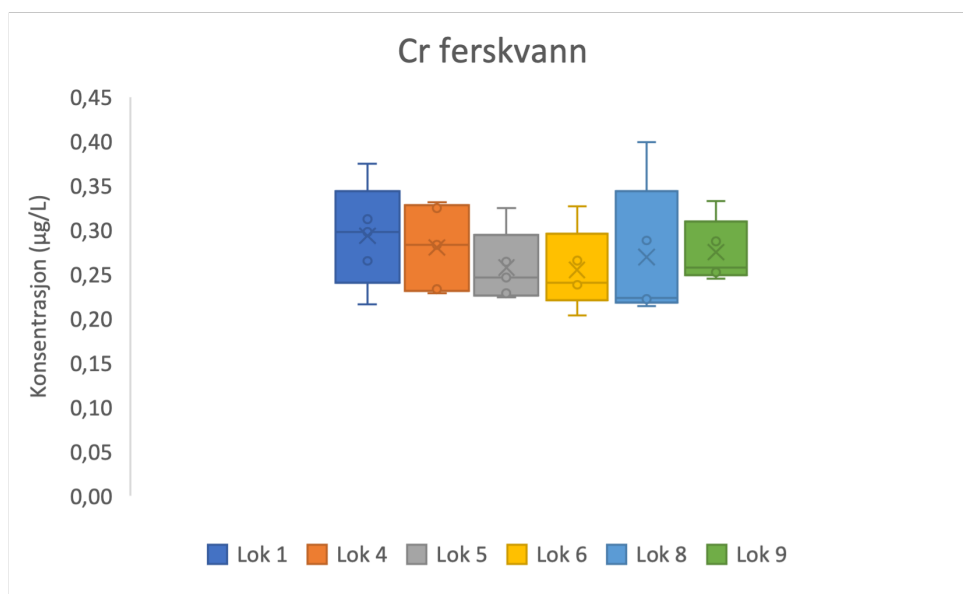
##### Krom i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveueker (A-E) er presentert i Figur 4.2.53. Figur 4.2.54 viser boksdiagram for konsentrasjon av Cr i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen stiger fra prøveuke A

til B i prøvepunkt 1 (0.216 µg/L og 0.265 µg/L), 5 (0.229 µg/L og 0.247 µg/L), 6 (0.203 µg/L og 0.241 µg/L) og 9 (0.252 µg/L og 0.287 µg/L), var lik i punkt 8 (0.224 µg/L og 0.222 µg/L) og synker i punkt 4 (0.325 µg/L og 0.233 µg/L), hvor konsentrasjonen er høyere enn i de andre punktene denne uka. Konsentrasjon synker fra uke B til C i prøvepunkt 5 (0.224 µg/L), 8 (0.214 µg/L) og 9 (0.245 µg/L), er tilnærmet lik i punkt 4 (0.229 µg/L) og 6 (0.238 µg/L) og stiger i punkt 1 (0.312 µg/L). Konsentrasjonen stiger fra uke C til D i prøvepunkt 4 (0.283 µg/L), 5 (0.264 µg/L), 6 (0.265 µg/L), 8 (0.288 µg/L) og 9 (0.258 µg/L), og synker i punkt 1 (0.298 µg/L). Konsentrasjonen fra uke D til E stiger i alle punktene (henholdsvis 0.375 µg/L, 0.331 µg/L, 0.325 µg/L, 0.327 µg/L, 0.399 µg/L og 0.333 µg/L), og det var høyest konsentrasjon i alle prøvepunktene i prøveuke E.



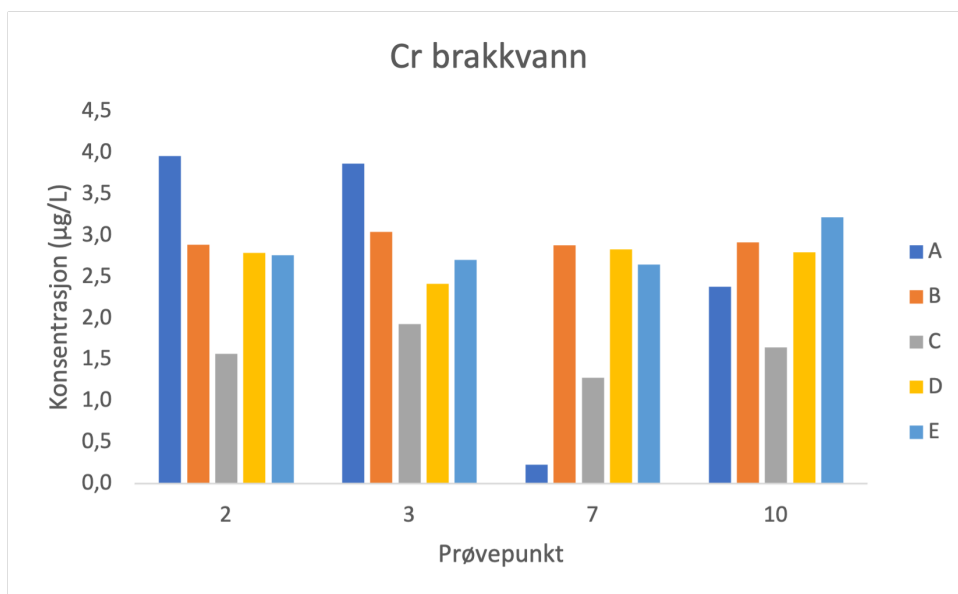
**Figur 4.2.53:** Konsentrasjoner (µg/L) av Cr i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



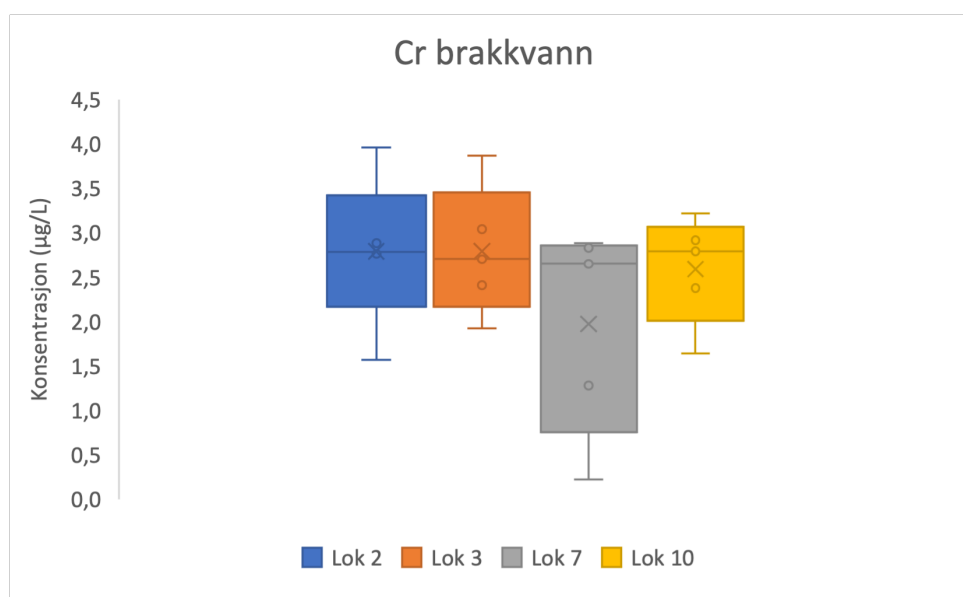
**Figur 4.2.54:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Krom i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.55. Figur 4.2.56 viser boksdigram for konsentrasjon av Cr i brakkvannsprøvepunktene. Det er høy konsentrasjon av Cr i prøvepunkt 2 ( $3.96 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $3.87 \mu\text{g/L}$ ) i prøveuke A. I prøvepunkt 7 ( $0.226 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $2.38 \mu\text{g/L}$ ) var det lavere konsentrasjon denne prøveuka, hvorav prøvepunkt 7 da var ferskvannsystem. Konsentrasjonen synker fra uke A til B i punkt 2 ( $2.88 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $3.04 \mu\text{g/L}$ ), og stiger i punkt 7 ( $2.88 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $2.91 \mu\text{g/L}$ ). Fra uke B til C synker konsentrasjonen i alle prøvepunktene (henholdsvis  $1.57 \mu\text{g/L}$ ,  $1.93 \mu\text{g/L}$ ,  $1.28 \mu\text{g/L}$  og  $1.64 \mu\text{g/L}$ ), før den stiger fra uke C til D (henholdsvis  $2.78 \mu\text{g/L}$ ,  $2.41 \mu\text{g/L}$ ,  $2.83 \mu\text{g/L}$ ,  $2.79 \mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker fra uke D til E i prøvepunkt 2 ( $2.76 \mu\text{g/L}$ ) og 7 ( $2.65 \mu\text{g/L}$ ), og stiger i punkt 3 ( $2.70 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $3.22 \mu\text{g/L}$ ). Generelt var det lav konsentrasjon av Cr i prøveuke C.



**Figur 4.2.55:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E), analysert med ICP-MS.



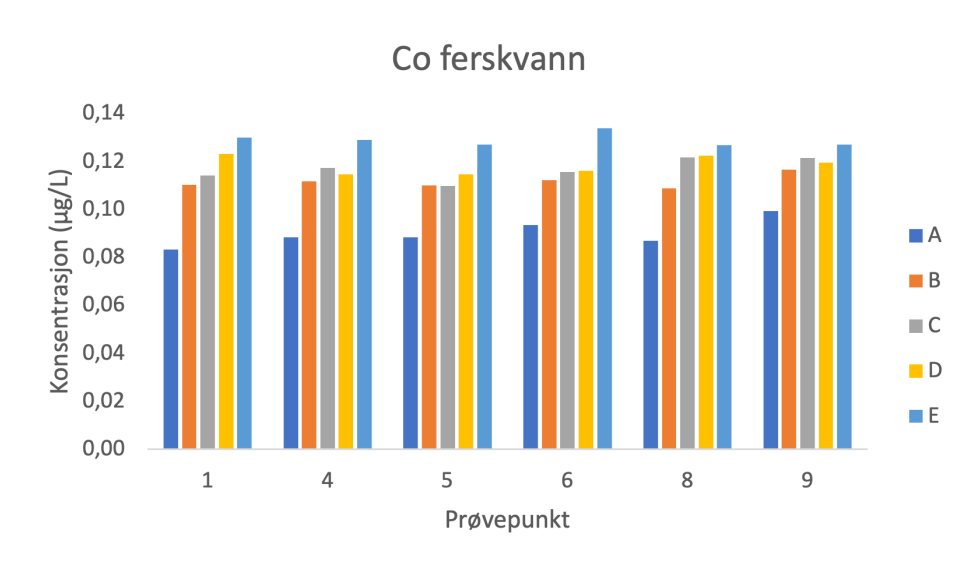
**Figur 4.2.56:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Cr i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.2.10 Kobolt

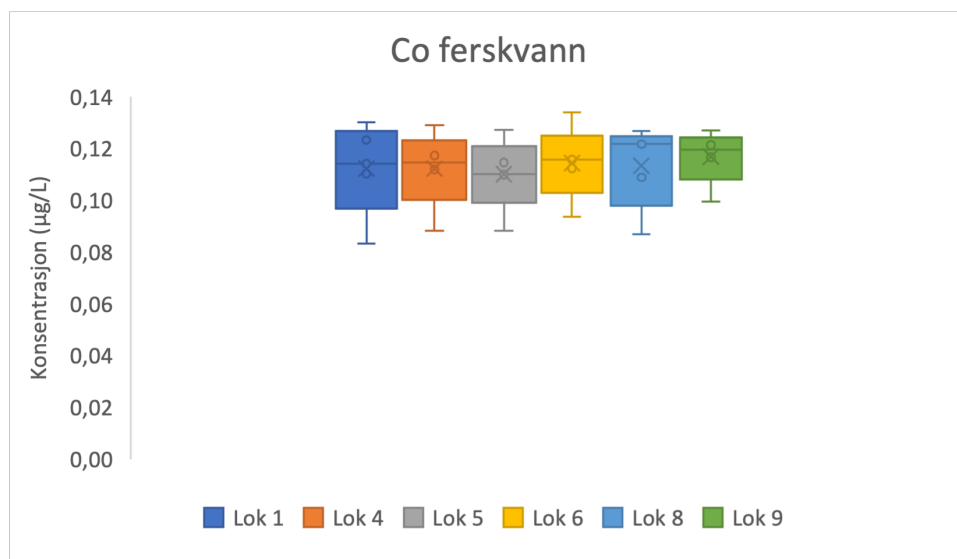
##### Kobolt i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.2.57. Figur 4.2.58 viser boksdiagram for konsentrasjon av Co i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonene viser en stigning

i alle prøvepunktene (1, 4, 5, 6, 8 og 9) fra prøveuke A til E. Innbyrdes per prøveuke var konsentrasjonene nokså like mellom prøvepunktene. Konsentrasjoner i prøveuke A var 0.0833 µg/L, 0.0883 µg/L, 0.0883 µg/L, 0.0936 µg/L, 0.0869 µg/L og 0.994 µg/L. Konsentrasjoner i prøveuke B: 0.110 µg/L, 0.112 µg/L, 0.110 µg/L, 0.112 µg/L, 0.109 µg/L og 0.117 µg/L. Konsentrasjoner i prøveuke C: 0.114 µg/L, 0.117 µg/L, 0.110 µg/L, 0.116 µg/L, 0.122 µg/L og 0.121 µg/L. Konsentrasjoner i prøveuke D: 0.123 µg/L, 0.115 µg/L, 0.115 µg/L, 0.116 µg/L, 0.123 µg/L og 0.120 µg/L. Konsentrasjoner i prøveuke E: 0.130 µg/L, 0.129 µg/L, 0.127 µg/L, 0.134 µg/L, 0.127 µg/L og 0.127 µg/L.



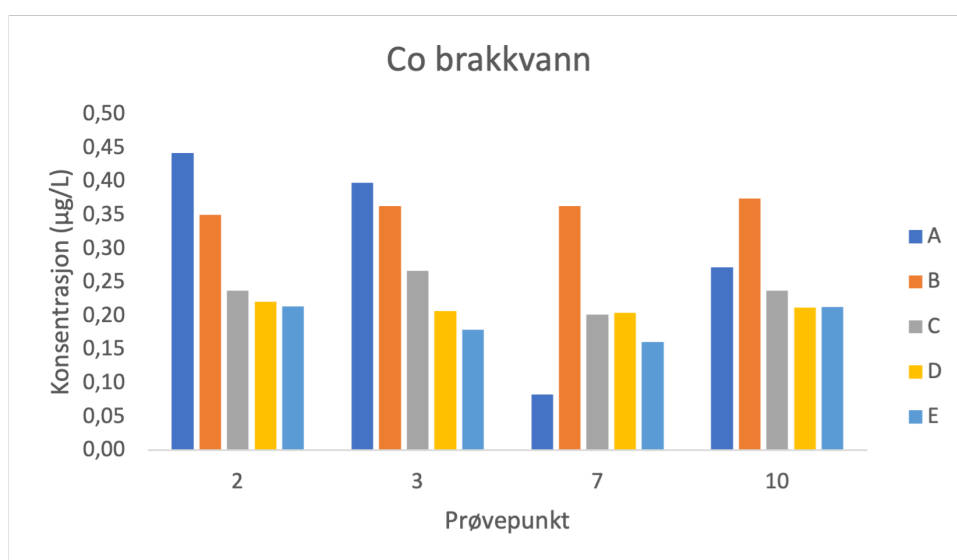
**Figur 4.2.57:** Konsentrasjoner (µg/L) av Co i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



**Figur 4.2.58:** Boksdiagram for konsentrasjoner (µg/L) av Co i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

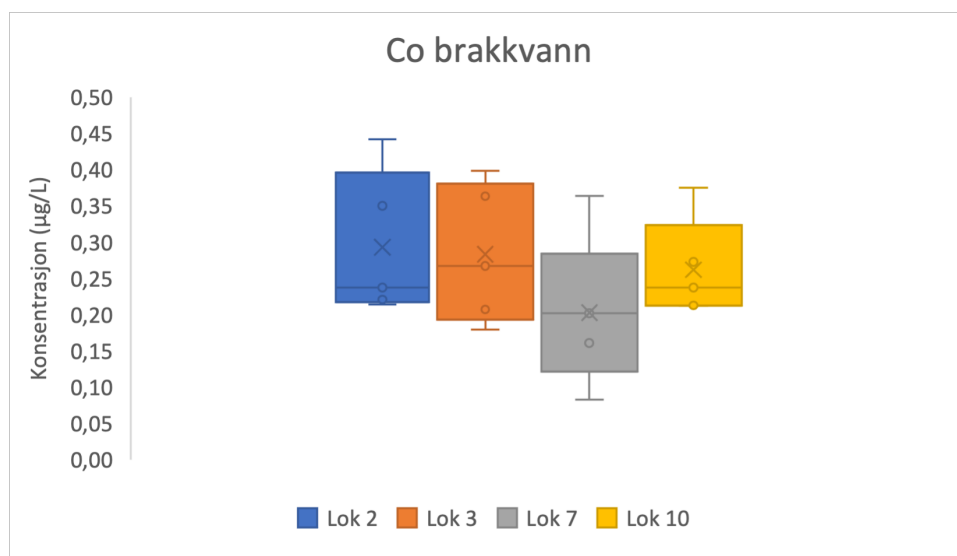
## Kobolt i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.59. Figur 4.2.60 viser boksdiagram for konsentrasjon av Co i brakkvannsprøvepunktene. Fra prøveuke A til E faller konsentrasjonene i prøvepunkt 2 (0.442  $\mu\text{g/L}$ , 0.350  $\mu\text{g/L}$ , 0.237  $\mu\text{g/L}$ , 0.221  $\mu\text{g/L}$ , 0.214  $\mu\text{g/L}$ ) og 3 (0.398  $\mu\text{g/L}$ , 0.363  $\mu\text{g/L}$ , 0.267  $\mu\text{g/L}$ , 0.207  $\mu\text{g/L}$ , 0.180  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen er lav i prøveuke A i punkt 7 (0.0825  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger til uke B (0.363  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen stiger også fra uke A til B i punkt 10 (0.272  $\mu\text{g/L}$  og 0.375  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker fra uke C til E i punkt 7 (0.202  $\mu\text{g/L}$ , 0.205  $\mu\text{g/L}$ , 0.161  $\mu\text{g/L}$ ) og 10 (0.238  $\mu\text{g/L}$ , 0.213  $\mu\text{g/L}$ , 0.213  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.59:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



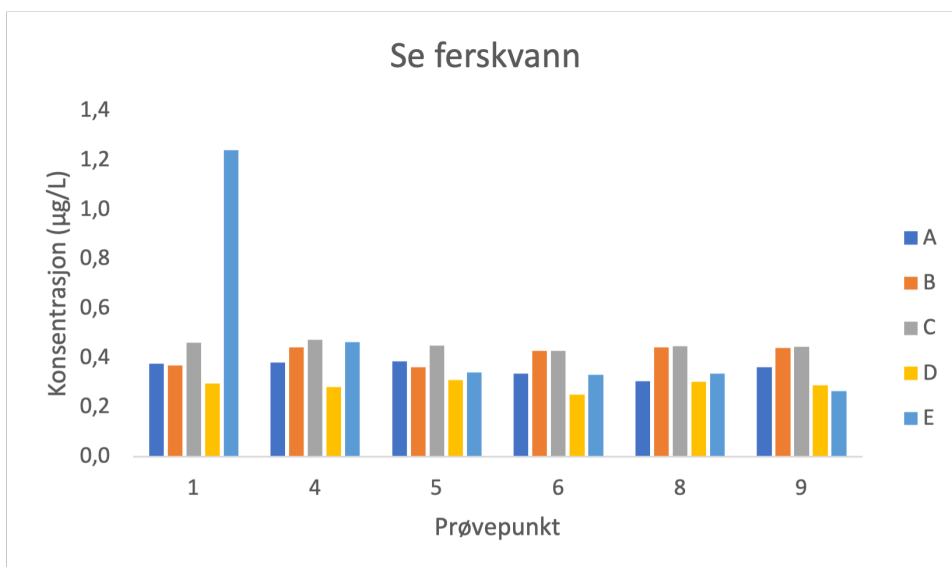


**Figur 4.2.60:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Co i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

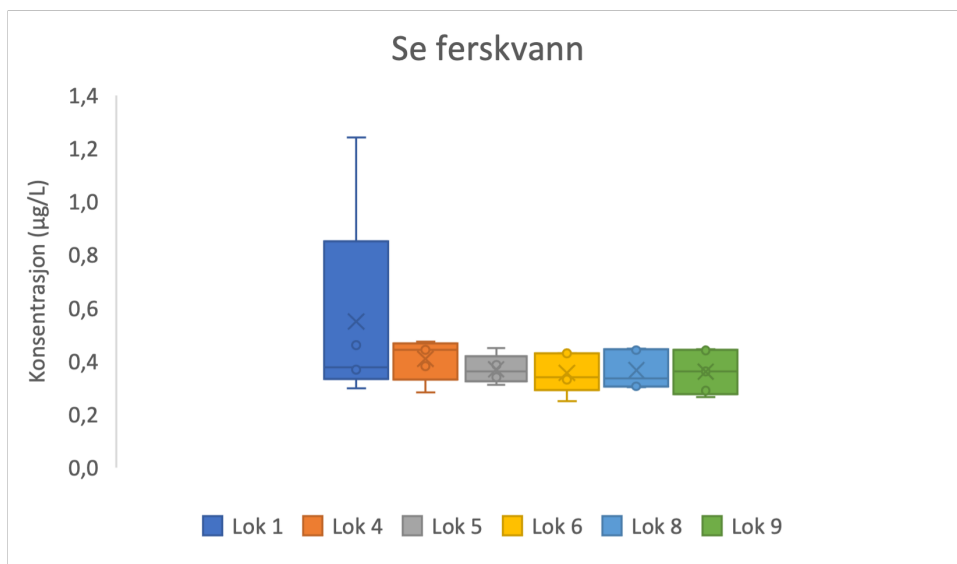
#### 4.2.2.11 Selen

##### Selen i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuke (A-E) er presentert i Figur 4.2.61. Figur 4.2.62 viser boksdiagram for konsentrasjon av Se i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen stiger fra prøveuke A til B i prøvepunkt 4 (0,380  $\mu\text{g/L}$  og 0,442  $\mu\text{g/L}$ ), 6 (0,335  $\mu\text{g/L}$  og 0,427  $\mu\text{g/L}$ ), 8 (0,305  $\mu\text{g/L}$  og 0,441  $\mu\text{g/L}$ ) og 9 (0,361  $\mu\text{g/L}$  og 0,441  $\mu\text{g/L}$ ), og synker svakt i prøvepunkt 1 (0,376  $\mu\text{g/L}$  og 0,368  $\mu\text{g/L}$ ) og 5 (0,385  $\mu\text{g/L}$  og 0,361  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen er tilnærmet lik mellom prøveuke B og C i punkt 6 (0,427  $\mu\text{g/L}$ ), 8 (0,447  $\mu\text{g/L}$ ) og 9 (0,444  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger i punkt 1 (0,461  $\mu\text{g/L}$ ), 4 (0,472  $\mu\text{g/L}$ ) og 5 (0,450  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker i alle punkter fra uke C til D (0,296  $\mu\text{g/L}$ , 0,282  $\mu\text{g/L}$ , 0,310  $\mu\text{g/L}$ , 0,250  $\mu\text{g/L}$ , 0,302  $\mu\text{g/L}$ , 0,289  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger fra uke D til E i prøvepunkt 1, 4, 5, 6 og 8 (henholdsvis 1,24  $\mu\text{g/L}$ , 0,463  $\mu\text{g/L}$ , 0,340  $\mu\text{g/L}$ , 0,331  $\mu\text{g/L}$ , 0,335  $\mu\text{g/L}$ ), og synker i prøvepunkt 9 (0,264  $\mu\text{g/L}$ ). Det vises høyere konsentrasjon i prøvepunkt 1 i prøveuke A sammenlignet med de andre punktene samme uke.



**Figur 4.2.61:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveueker (A-E), analysert med ICP-MS.

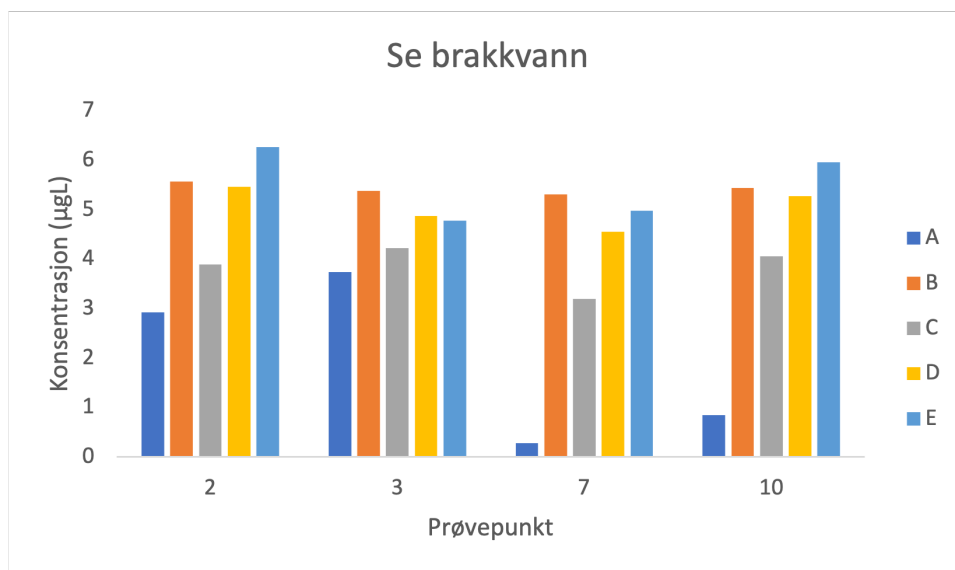


**Figur 4.2.62:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

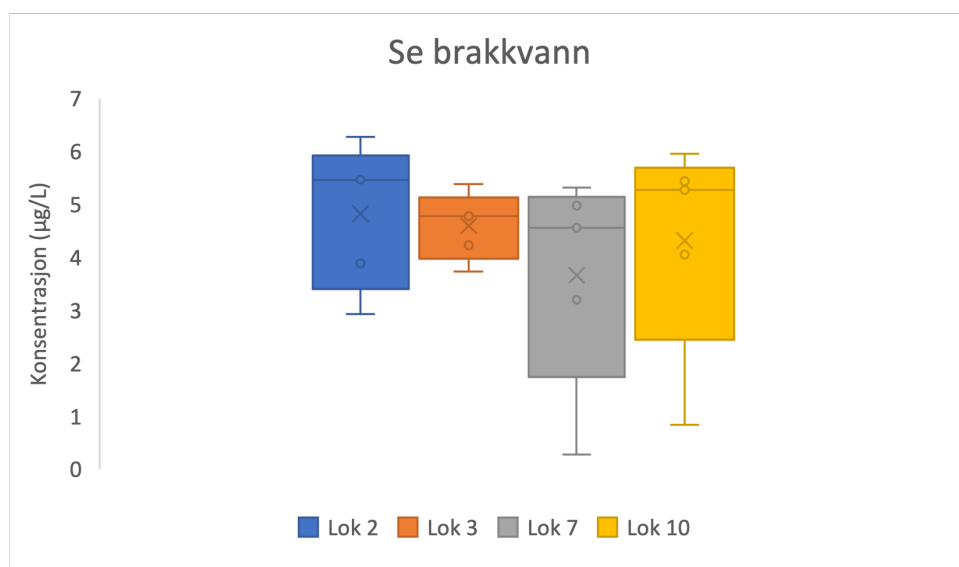
### Selen i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveueker (A-E) er presentert i Figur 4.2.63. Figur 4.2.64 viser boksdiagram for konsentrasjon av Se i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen stiger i alle prøvepunktene (2, 3, 7, 10) fra prøveuke A (2.92  $\mu\text{g/L}$ , 3.73  $\mu\text{g/L}$ , 0.274  $\mu\text{g/L}$ , 0.842  $\mu\text{g/L}$ ) til B (5.56  $\mu\text{g/L}$ , 5.38  $\mu\text{g/L}$ , 5.31  $\mu\text{g/L}$ , 5.43  $\mu\text{g/L}$ ). I prøveuke A var det lavere konsentrasjon i prøvepunkt 7 og 10 enn i punkt 2 og 3. Konsentrasjonen synker i alle

punkter fra uke B til C (3.89  $\mu\text{g/L}$ , 4.22  $\mu\text{g/L}$ , 3.20  $\mu\text{g/L}$ , 4.05  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger fra uke C til D (5.46  $\mu\text{g/L}$ , 4.87  $\mu\text{g/L}$ , 4.56  $\mu\text{g/L}$ , 5.27  $\mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen stiger ytterligere fra uke D til E i prøvepunkt 2 (6.27  $\mu\text{g/L}$ ), 7 (4.97  $\mu\text{g/L}$ ) og 10 (5.96  $\mu\text{g/L}$ ), og synker svakt i punkt 3 (4.78  $\mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.63:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.

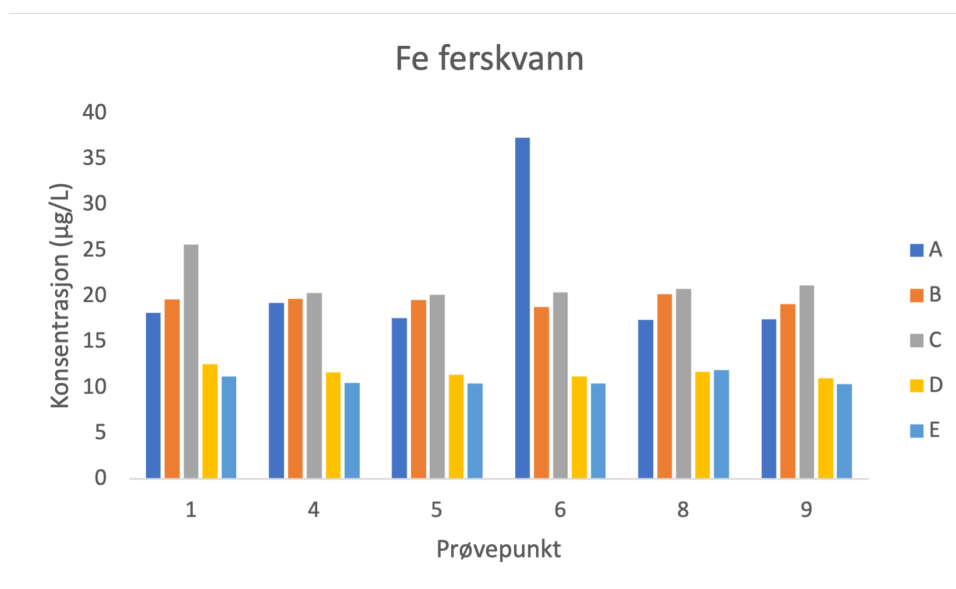


**Figur 4.2.64:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Se i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

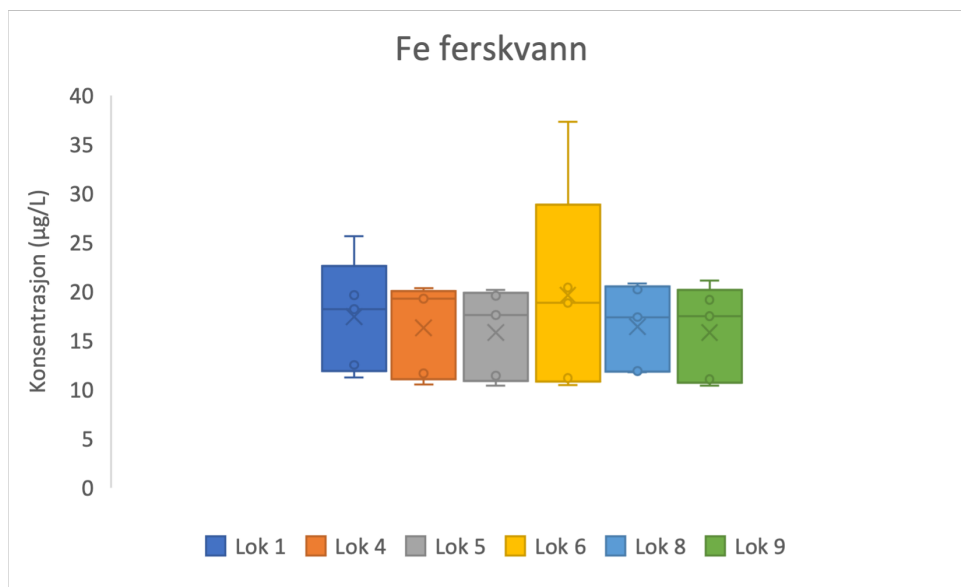
#### 4.2.2.12 Jern

##### Jern i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.65. Figur 4.2.66 viser boksdiagram for konsentrasjon av Fe i ferskvannsprøvepunktene. Fra prøveuke A til B stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (18.2  $\mu\text{g/L}$  og 19.6  $\mu\text{g/L}$ ), 4 (19.3  $\mu\text{g/L}$  og 19.7  $\mu\text{g/L}$ ), 5 (17.6  $\mu\text{g/L}$  og 19.6  $\mu\text{g/L}$ ), 8 (17.4  $\mu\text{g/L}$  og 20.2  $\mu\text{g/L}$ ) og 9 (17.5  $\mu\text{g/L}$  og 19.1  $\mu\text{g/L}$ ), og synker i prøvepunkt 6 (37.3  $\mu\text{g/L}$  og 18.8  $\mu\text{g/L}$ ). Det er forhøyet konsentrasjonen i prøvepunkt 6 i prøveuke A i forhold til de andre prøvepunktene og prøveukene. Konsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter (1, 4, 5, 6, 8 og 9) fra prøveuke B til C (hhv 25.6  $\mu\text{g/L}$ , 20.3  $\mu\text{g/L}$ , 20.2  $\mu\text{g/L}$ , 20.4  $\mu\text{g/L}$ , 20.8  $\mu\text{g/L}$ , 21.1  $\mu\text{g/L}$ ). Det er forhøyet konsentrasjonen i prøvepunkt 1 i prøveuke C i forhold til de andre prøvepunktene. Konsentrasjonen synker i alle prøvepunkter fra prøveuke C til D (12.5  $\mu\text{g/L}$ , 11.6  $\mu\text{g/L}$ , 11.4  $\mu\text{g/L}$ , 11.2  $\mu\text{g/L}$ , 11.7  $\mu\text{g/L}$ , 11.0  $\mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke D til E synker konsentrasjonen ytterligere i prøvepunkt 1 (11.2  $\mu\text{g/L}$ ), 4 (10.5  $\mu\text{g/L}$ ), 5 (10.4  $\mu\text{g/L}$ ), 6 (10.5  $\mu\text{g/L}$ ) og 9 (10.4  $\mu\text{g/L}$ ), og stiger svakt i punkt 8 (11.9  $\mu\text{g/L}$ ).



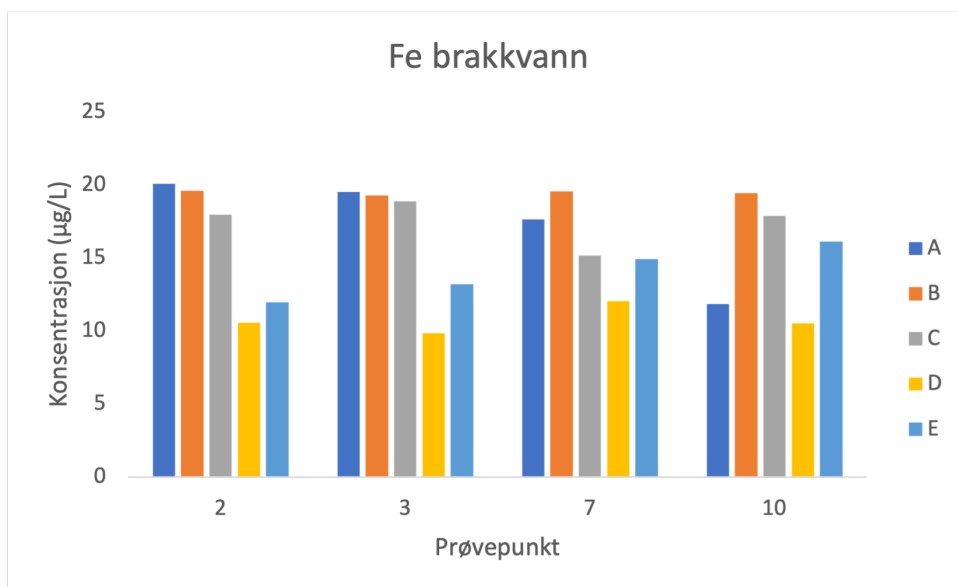
**Figur 4.2.65:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



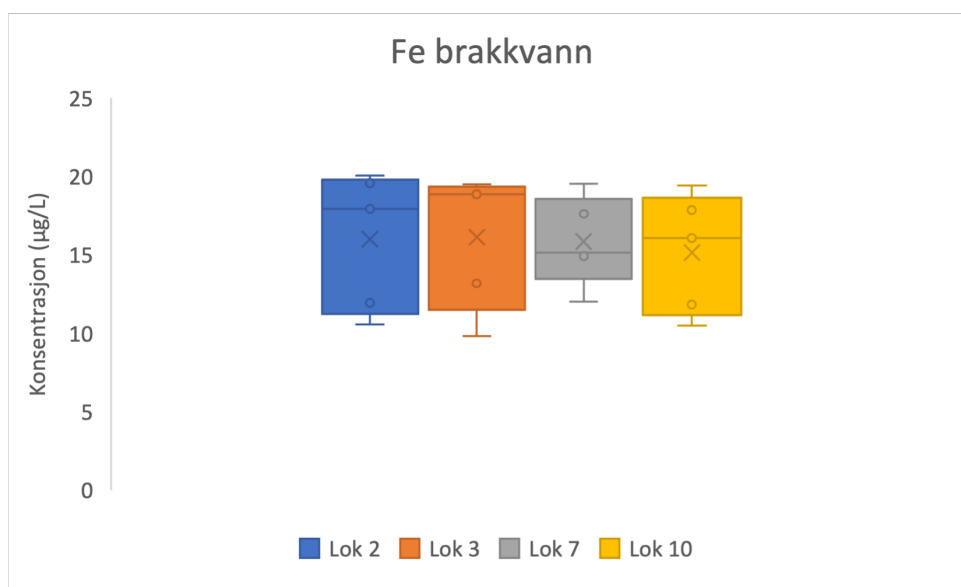
**Figur 4.2.66:** Boksdigram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

### Jern i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuke (A-E) er presentert i Figur 4.2.67. Figur 4.2.68 viser boksdigram for konsentrasjon av Fe i brakkvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen synker fra prøveuke A til B i prøvepunkt 2 ( $20.1 \mu\text{g/L}$  og  $19.6 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $19.5 \mu\text{g/L}$  og  $19.2 \mu\text{g/L}$ ), og stiger i prøvepunkt 7 ( $17.6 \mu\text{g/L}$  og  $19.5 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $11.8 \mu\text{g/L}$  og  $19.4 \mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker i alle prøvepunkter fra prøveuke B til C (hhv  $17.9 \mu\text{g/L}$ ,  $18.9 \mu\text{g/L}$ ,  $15.2 \mu\text{g/L}$ ,  $17.9 \mu\text{g/L}$ ), og fra prøveuke C til D (hhv  $10.6 \mu\text{g/L}$ ,  $9.83 \mu\text{g/L}$ ,  $12.0 \mu\text{g/L}$ ,  $10.5 \mu\text{g/L}$ ). Fra prøveuke D til E stiger konsentrasjonen i alle prøvepunkt (hhv  $11.9 \mu\text{g/L}$ ,  $13.2 \mu\text{g/L}$ ,  $14.9 \mu\text{g/L}$ ,  $16.1 \mu\text{g/L}$ ). Det er høyest konsentrasjon av Fe i prøvepunkt 2 og 3 i prøveuke A, og i prøvepunkt 7 og 10 i prøveuke B.



**Figur 4.2.67:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



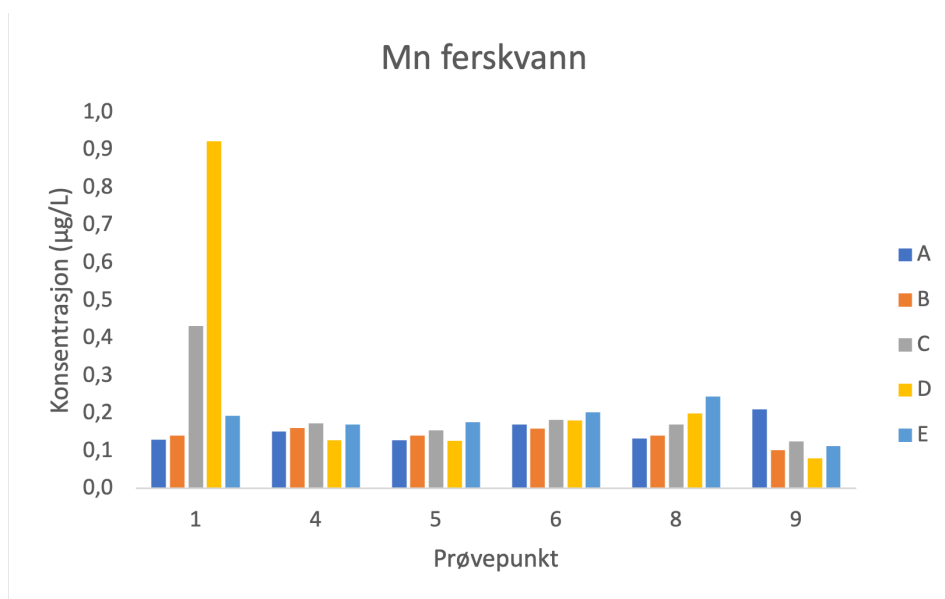
**Figur 4.2.68:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Fe i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

#### 4.2.2.13 Mangan

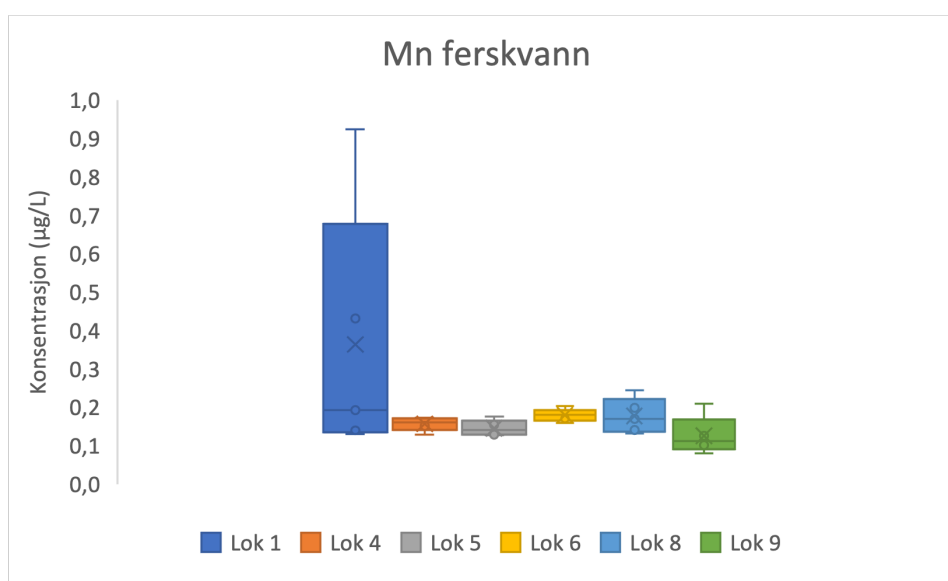
##### Mangan i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.69. Figur 4.2.70 viser boksdiagram for konsentrasjon av Mn i ferskvannsprøvepunktene. Det er relativt jevne konsentra-

sjoner i fra prøveuke A til E i prøvepunkt 4 (0.152 µg/L, 0.160 µg/L, 0.173 µg/L, 0.129 µg/L, 0.171 µg/L), 5 (0.129 µg/L, 0.141 µg/L, 0.155 µg/L, 0.127 µg/L, 0.176 µg/L), 6 (0.171 µg/L, 0.160 µg/L, 0.183 µg/L, 0.181 µg/L, 0.203 µg/L), 8 (0.132 µg/L, 0.141 µg/L, 0.170 µg/L, 0.199 µg/L, 0.244 µg/L) og 9 (0.210 µg/L, 0.101 µg/L, 0.125 µg/L, 0.0800 µg/L, 0.113 µg/L). Konsentrasjonene i prøvepunkt 1 varierer mer fra prøveuke A til E (0.130 µg/L, 0.140 µg/L, 0.432 µg/L, 0.923 µg/L, 0.193 µg/L). Prøvepunkt 1 har høyere konsentrasjon av Mn i prøveuke C og D sammenlignet med de andre prøvepunktene.



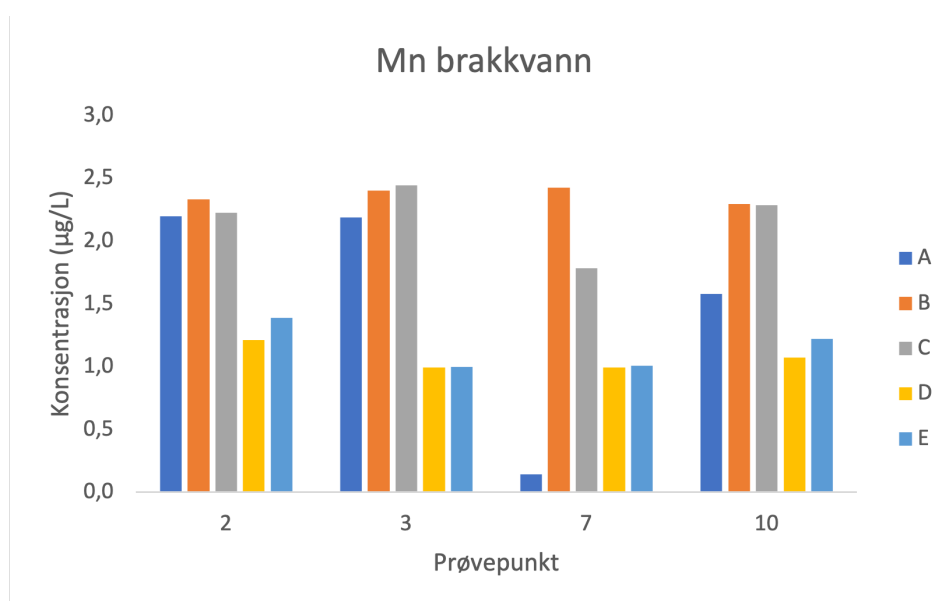
**Figur 4.2.69:** Konsentrasjoner (µg/L) av Mn i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



**Figur 4.2.70:** Boksdiagram for konsentrasjoner (µg/L) av Mn i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

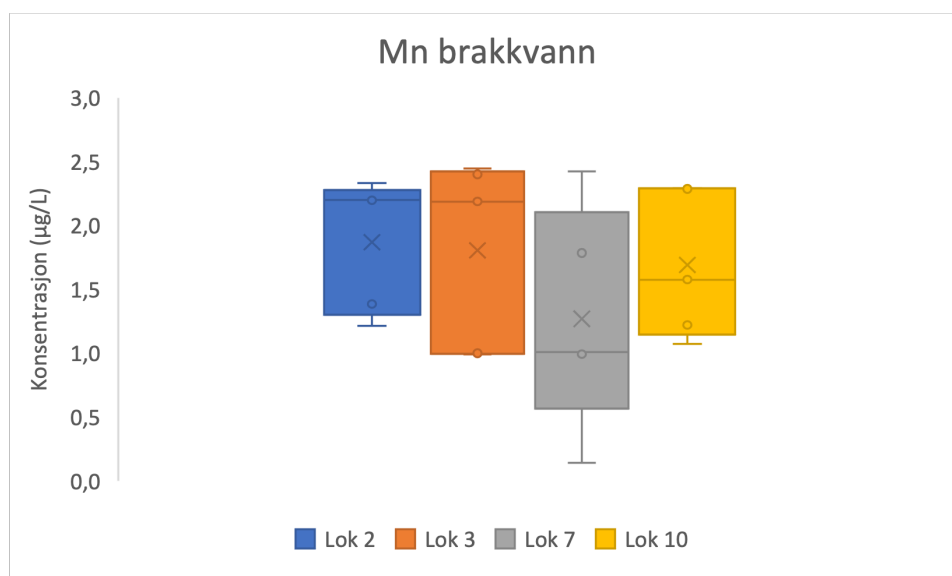
## Mangan i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.2.71. Figur 4.2.72 viser boksdiagram for konsentrasjon av Mn i brakkvannsprøvepunktene. Det er høy konsentrasjon av Mn i prøvepunkt 2 ( $2.20 \mu\text{g/L}$ ) og 3 ( $2.19 \mu\text{g/L}$ ) i prøveuke A. I prøvepunkt 7 ( $0.144 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $1.58 \mu\text{g/L}$ ) var de lavere konsentrasjon denne prøveuka, hvorav prøvepunkt 7 da var ferskvannsystem. Konsentrasjonen stiger fra uke A til B i alle punktene (hhv  $2.33 \mu\text{g/L}$ ,  $2.40 \mu\text{g/L}$ ,  $2.42 \mu\text{g/L}$ ,  $2.29 \mu\text{g/L}$ ). Fra uke B til C synker konsentrasjonen i punkt 1 ( $2.22 \mu\text{g/L}$ ) og 7 ( $1.78 \mu\text{g/L}$ ) og er tilnærmet lik i punkt 3 ( $2.44 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $2.29 \mu\text{g/L}$ ). Konsentrasjonen synker fra uke C til D (hhv  $1.21 \mu\text{g/L}$ ,  $0.992 \mu\text{g/L}$ ,  $0.994 \mu\text{g/L}$ ,  $1.07 \mu\text{g/L}$ ) og stiger svakt fra uke D til E i punkt 2 ( $1.39 \mu\text{g/L}$ ) og 10 ( $1.22 \mu\text{g/L}$ ) og tilnærmet lik i punkt 3 ( $1.00 \mu\text{g/L}$ ) og 7 ( $1.01 \mu\text{g/L}$ ).



**Figur 4.2.71:** Konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ICP-MS.



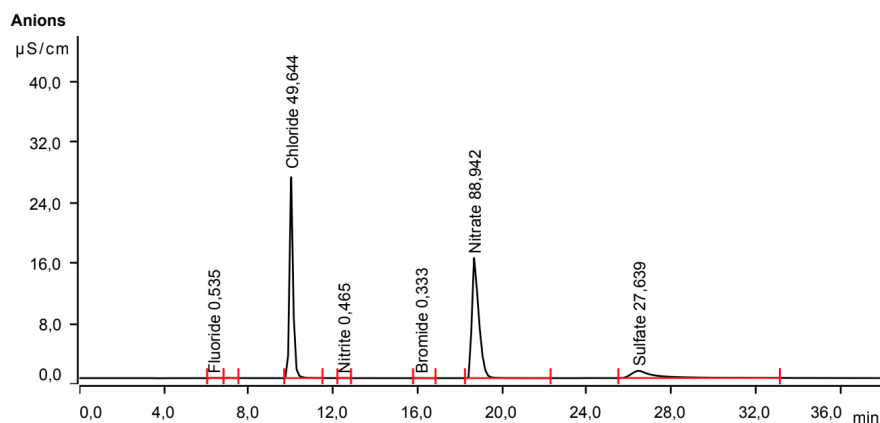


**Figur 4.2.72:** Boksdiagram for konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) av Mn i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ICP-MS.

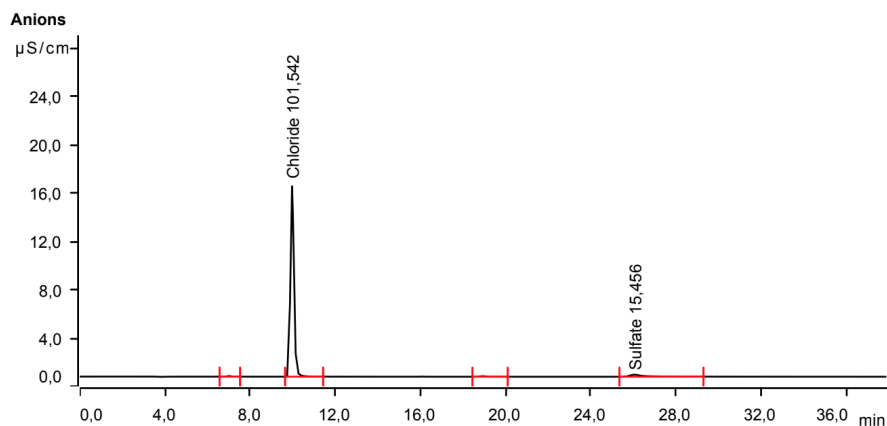
### 4.3 Resultater fra ionekromatografi

Herunder følger resultater fra analyse av vannprøvene ved ionekromatografi. For de ti prøvepunktene er gjennomsnittlige konsentrasjoner ( $\text{mg/L}$ ) med relativt standardavvik, RSD (%), av anionene klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) presentert i Tabell 4.3.1. Den høyeste og den laveste konsentrasjonen funnet per prøvepunkt er presentert i Tabell 4.3.2. Deretter følger presentasjon av konsentrasjoner av anionene sammenlignet med prøveuker, inndelt etter ferskvannsprøvepunkter og brakkvannsprøvepunkter.

Figur 4.3.1 og Figur 4.3.2 viser eksempel på kromatogram for henholdsvis ferskvannsprøve og fortynnet brakkvannsprøve analysert med ionekromatografi i denne undersøkelsen. Kromatogrammene viser konsentrasjoner ( $\text{mg/L}$ ) av detekterte anioner, plottet som ledningsevne ( $\mu\text{S/cm}$ ) som funksjon av retensjonstid (min). Brakkvannsprøvene ble fortynnet i forholdet 1:50 før analyse. Reell konsentrasjon for anionene i brakkvannsprøvene er dermed 50 ganger større enn vist i kromatogrammet.



**Figur 4.3.1:** Eksempel på kromatogram for ferskvannsprøve analysert med ionekromatografi, her prøve 1 fra prøvepunkt 1. Kromatogrammet viser konsentrasjoner (mg/L) av detekterte anioner, plottet som ledningsevne ( $\mu\text{S/cm}$ ) som funksjon av retensjonstid (min).



**Figur 4.3.2:** Eksempel på kromatogram for fortynnet brakkvannsprøve analysert med ionekromatografi, her prøve 2 fra prøvepunkt 2. Kromatogrammet viser konsentrasjoner (mg/L) av detekterte anioner, plottet som ledningsevne ( $\mu\text{S/cm}$ ) som funksjon av retensjonstid (min). Brakkvannsprøvene var fortynnet 1:50 før analyse.

Fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) ble ikke detektert i prøvepunkt 2, 3 og 10. Der det ble funnet konsentrasjoner av disse i prøvepunkt 7 var i prøveuke A da dette prøvepunktet var ferskvannssystem. Videre ble bromid og nitrat detektert i to eller tre av totalt fem prøver per prøvepunkt. Hvilke anioner som ble detektert i hvor mange prøver per prøvepunkt er representert i tabell 4.3.1 i form av hevet skrift ved aktuell konsentrasjon. For anioner detektert i kun én prøve per prøvepunkt er ikke RSD beregnet grunnet manglende datagrunnlag.  $\text{Br}^-$ ,  $\text{F}^-$  og  $\text{NO}_2^-$  viste lav eller ingen deteksjon, og vil derfor utelates fra resten av resultatpresentasjonen. For utfyllende resultat av anionkonsentrasjon per enkeltprøve, se Tabell C.0.1 i Vedlegg C.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av  $\text{Cl}^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$  var høyere for prøvepunktene i brakkvannsystem (2, 3, 7, 10) enn ferskvannsystem (1, 4, 5, 6, 8, 9).  $\text{NO}_3^-$  ble kun detektert i ferskvannsprøvene, med unntak prøvepunkt 7 i prøveuke A (Tabell 4.3.1). Gjennomsnittskonsentrasjonene av  $\text{Cl}^-$  i brakkvannspunktene var henholdsvis 4860 mg/L, 4790 mg/L, 3540 mg/L og 4960 mg/L, og i ferskvannspunktene henholdsvis 57.1 mg/L, 51.0 mg/L, 53.7 mg/L, 55.1 mg/L, 54.7 mg/L og 55.2 mg/L. I brakkvannspunktene var den laveste registrerte konsentrasjonen av  $\text{Cl}^-$  50.2 mg/L i prøvepunkt 7, og den høyeste registrerte konsentrasjonen var 6480 mg/L i prøvepunkt 3. I ferskvannspunktene var den laveste registrerte konsentrasjonen av  $\text{Cl}^-$  37.4 mg/L i prøvepunkt 4, og den høyeste registrerte konsentrasjonen var 72.2 mg/L i prøvepunkt 1.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av  $\text{SO}_4^{2-}$  i brakkvannspunktene var henholdsvis 731 mg/L, 697 mg/L, 528 mg/L og 690 mg/L, og i ferskvannspunktene henholdsvis 27.4 mg/L, 25.6 mg/L, 27.3 mg/L, 28.0 mg/L, 26.6 mg/L og 27.8 mg/L. I brakkvannspunktene var den laveste registrerte konsentrasjonen av  $\text{SO}_4^{2-}$  28.1 mg/L i prøvepunkt 7, og den høyeste registrerte konsentrasjonen var 864 mg/L i prøvepunkt 3. I ferskvannspunktene var den laveste registrerte konsentrasjonen av  $\text{SO}_4^{2-}$  20.0 mg/L i prøvepunkt 4, og den høyeste registrerte konsentrasjonen var 30.7 mg/L i prøvepunkt 8.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av  $\text{NO}_3^-$  i ferskvannspunktene var henholdsvis 96.7 mg/L, 92.4 mg/L, 98.0 mg/L og 101 mg/L, 94.5 mg/L og 101 mg/L. Den laveste registrerte konsentrasjonen av  $\text{NO}_3^-$  var 75.8 mg/L i prøvepunkt 4, og den høyeste registrerte konsentrasjonen var 107 mg/L i prøvepunkt 5.

Det relative standardavviket for konsentrasjonene for prøvepunkt 7 er høyere enn resten. For  $\text{Cl}^-$  er laveste RSD 10.0% i prøvepunkt 6, og høyeste RSD er 69.6% i prøvepunkt 7. For  $\text{SO}_4^{2-}$  er laveste RSD 2.54% i prøvepunkt 1, og høyeste RSD er 63.2% i prøvepunkt 7. For  $\text{NO}_3^-$  er laveste RSD 3.73% i prøvepunkt 9, og høyeste RSD er 11.7% i prøvepunkt 4.

**Tabell 4.3.1:** Gjennomsnittlige konsentrasjoner og relativt standardavvik (RSD (%)) fra analyse med ionekromatografi av anioner per prøvepunkt. Konsentrasjoner (mg/L) gitt for klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ).

Prøvepunkt	$\text{Cl}^-$ (mg/L)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/L)	$\text{Br}^-$ (mg/L)	$\text{F}^-$ (mg/L)	$\text{NO}_2^-$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)
	± RSD (%)	± RSD (%)	± RSD (%)	± RSD (%)	± RSD (%)	± RSD (%)
1	57.1 ± 16.7	27.4 ± 2.54	0.446 <sup>4</sup> ± 17.7	0.759 ± 16.5	0.465 <sup>1</sup>	96.7 ± 7.48
2	4860 ± 30.0	731 ± 15.2	73.3 <sup>2</sup> ± 1.49	NA	NA	NA
3	4793 ± 30.8	687 ± 22.9	74.5 <sup>2</sup> ± 0.43	NA	NA	NA
4	51.0 ± 16.3	25.6 ± 13.0	0.424 <sup>3</sup> ± 18.3	0.757 ± 16.6	0.467 <sup>1</sup>	92.4 ± 11.7
5	53.6 ± 13.5	27.2 ± 11.7	0.487 <sup>2</sup> ± 1.31	0.818 ± 0.511	0.709 <sup>2</sup> ± 2.19	98.0 ± 7.81
6	55.1 ± 10.0	28.0 ± 5.52	0.473 <sup>3</sup> ± 2.59	0.818 ± 0.400	0.715 <sup>2</sup> ± 2.28	101 ± 5.04
7	3540 ± 69.6	528 ± 63.2	44.8 <sup>2</sup> ± 91.9	0.822 <sup>1</sup>	0.727 <sup>1</sup>	95.9 <sup>1</sup>
8	54.7 ± 17.7	26.6 ± 9.83	0.481 <sup>3</sup> ± 5.51	0.816 ± 0.393	0.718 <sup>2</sup> ± 1.18	94.5 ± 10.0
9	55.2 ± 10.4	27.8 ± 5.79	0.476 <sup>3</sup> ± 2.73	0.817 ± 0.536	0.727 <sup>1</sup>	101 ± 3.73
10	4960 ± 21.6	690 ± 17.9	72.6 <sup>2</sup> ± 2.14	NA	NA	NA

$x.xx^1$  = Én verdi registrert for prøvepunkt,  $x.xx^2$  = to verdier registrert,  $x.xx^3$  = tre verdier registrert,  $x.xx^4$  = fire verdier registrert, ellers fem verdier registrert.

**Tabell 4.3.2:** Minste (min) og største (max) verdi per prøvepunkt for konsentrasjoner av anioner fra analyse med ionekromatografi. Konsentrasjoner (mg/L) gitt for klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ).

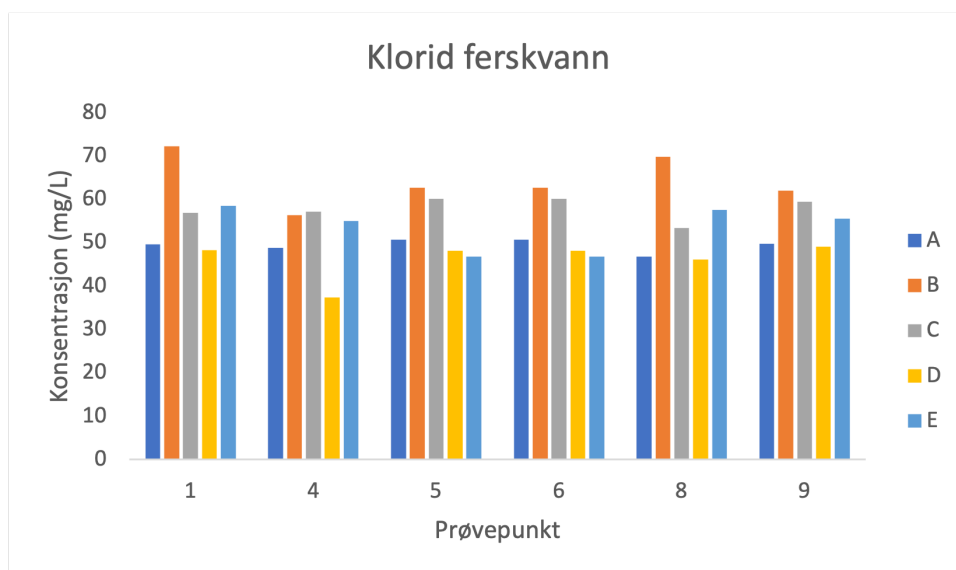
Prøvepunkt	Min/max $\text{Cl}^-$ (mg/L)	Min/max $\text{SO}_4^{2-}$ (mg/L)	Min/max $\text{Br}^-$ (mg/L)	Min/max $\text{F}^-$ (mg/L)	Min/max $\text{NO}_2^-$ (mg/L)	Min/max $\text{NO}_3^-$ (mg/L)
1	48.2/72.2	26.1/27.8	0.333/0.516	0.533/0.818	0.465	88.9/10.8
2	2590/6340	539/804	72.6/74.1	NA	NA	NA
3	3400/6480	533/864	74.3/75.8	NA	NA	NA
4	37.4/57.2	20.0/28.2	0.334/0.469	0.533/0.817	0.47	75.8/101
5	46.7/62.6	22.5/30.2	0.482/0.491	0.812/0.823	0.698/0.720	87.4/106
6	49.2/62.4	26.1/30.3	0.462/0.486	0.814/0.822	0.703/0.727	96.5/107
7	50.2/6290	28.1/858	15.7/73.9	0.822	0.73	95.9
8	46.2/69.8	23.8/30.7	0.462/0.511	0.813/0.821	0.712/0.724	82.1/105
9	49.1/62.0	25.9/29.5	0.461/0.484	0.811/0.823	0.727	95.4/104
10	3310/6240	494/801	71.5/73.7	NA	NA	NA

### 4.3.1 Klorid

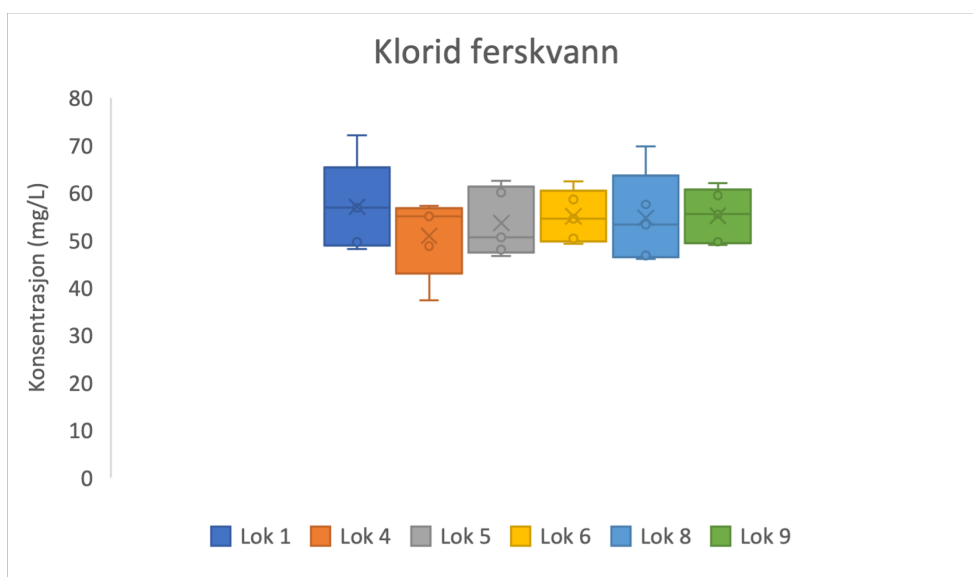
#### Klorid i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner (mg/L) av klorid i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.3.3. Figur 4.3.4 viser boksdiagram for konsentrasjoner av klorid i ferskvannsprøvepunktene (1, 4, 5, 6, 8 og 9). Kloridkonsentrasjonen var høyere i alle prøvepunktene i prøveuke B enn i de andre prøveukene. Prøveuke D viser relativt jevne og lave konsentrasjonsnivåer for alle prøvepunktene. Fra prøveuke A (hhv 49.6 mg/L, 48.8 mg/L, 50.7 mg/L, 50.7 mg/L, 46.8 mg/L, 49.7 mg/L) til B (hhv 72.2 mg/L, 56.3 mg/L, 62.6 mg/L, 62.6 mg/L, 69.8 mg/L, 62.0 mg/L) stiger konsentrasjonen i alle prøvepunkter, og er lavere igjen i prøveuke C (hhv 56.9 mg/L, 57.2 mg/L, 60.1 mg/L, 60.1 mg/L, 53.3 mg/L, 59.5 mg/L). I

prøveuke D synker konsentrasjonen ytterligere (hhv 48.2 mg/L, 37.4 mg/L, 48.1 mg/L, 48.1 mg/L, 46.2 mg/L, 49.1 mg/L), før den i prøveuke E stiger i prøvepunkt 1 (58.5 mg/L), 4 (55.1 mg/L), 8 (57.6 mg/L) og 9 (55.5 mg/L), og synker svakt i prøvepunkt 5 (46.7 mg/L) og 6 (46.7 mg/L).



**Figur 4.3.3:** Konsentrasjon (mg/L) av klorid i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi.

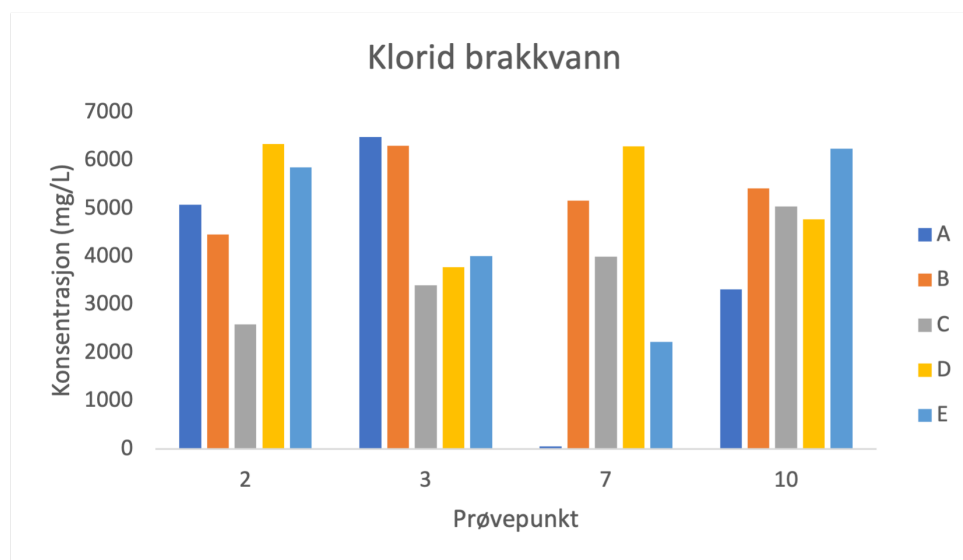


**Figur 4.3.4:** Boksdiagram for konsentrasjoner (mg/L) av klorid i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi.

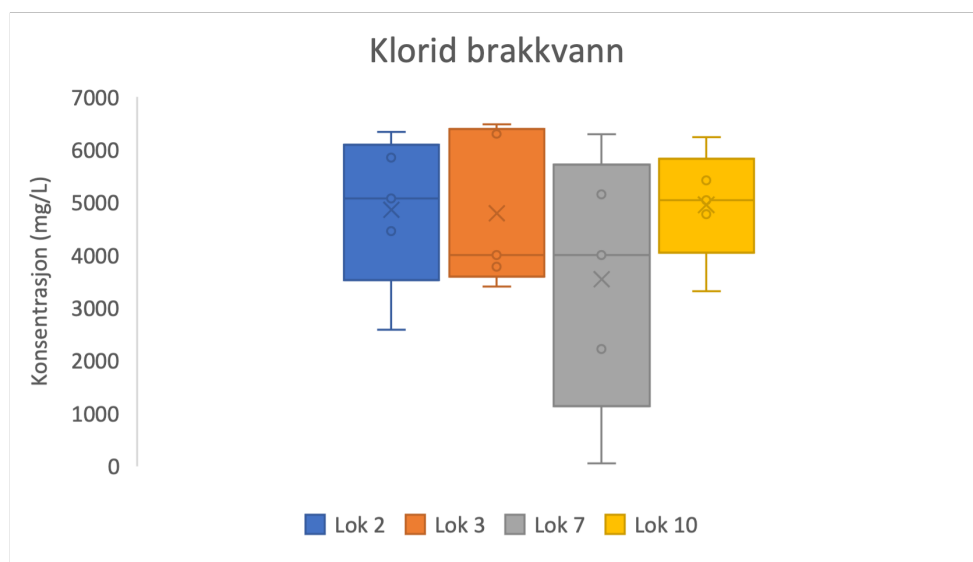
### Klorid i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner (mg/L) av klorid i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng

med prøvøuker (A-E) er presentert i Figur 4.3.5. Figur 4.3.6 viser boksdiagram for konsentrasjon av klorid i brakkvannsprøvepunktene (2, 3, 7 og 10). Fra prøvøuke A til B synker konsentrasjonen i prøvøepunkt 2 (5080 mg/L og 4460 mg/L) og 3 (6480 mg/L og 6300 mg/L), mens konsentrasjonen i prøvøepunkt 10 (3310 mg/L) er lavere, og 7 er lavere i prøvøuke A (50.2 mg/L) enn i de andre prøvøukene. I prøvøuke A var prøvøepunkt 7 ferskvannssystem. Fra prøvøuke B (4460 mg/L, 6300 mg/L, 5160 mg/L, 5420 mg/L) til C (2590 mg/L, 3400 mg/L, 4000 mg/L, 5040 mg/L) synker kloridkonsentrasjonen i alle prøvøepunktene. Fra prøvøuke C til D øker konsentrasjonen i prøvøepunkt 2 (6340 mg/L), 3 (3780 mg/L) og 7 (6290 mg/L), og synker i prøvøepunkt 10 (4780 mg/L). Konsentrasjonene i prøvøuke E er lavere enn i prøvøuke D i prøvøepunkt 2 (5850 mg/L) og 7 (2220 mg/L), og høyere i prøvøepunkt 3 (4000 mg/L) og 10 (6240 mg/L).



**Figur 4.3.5:** Konsentrasjon (mg/L) av klorid i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøvøuker (A-E), analysert med ionekromatografi.

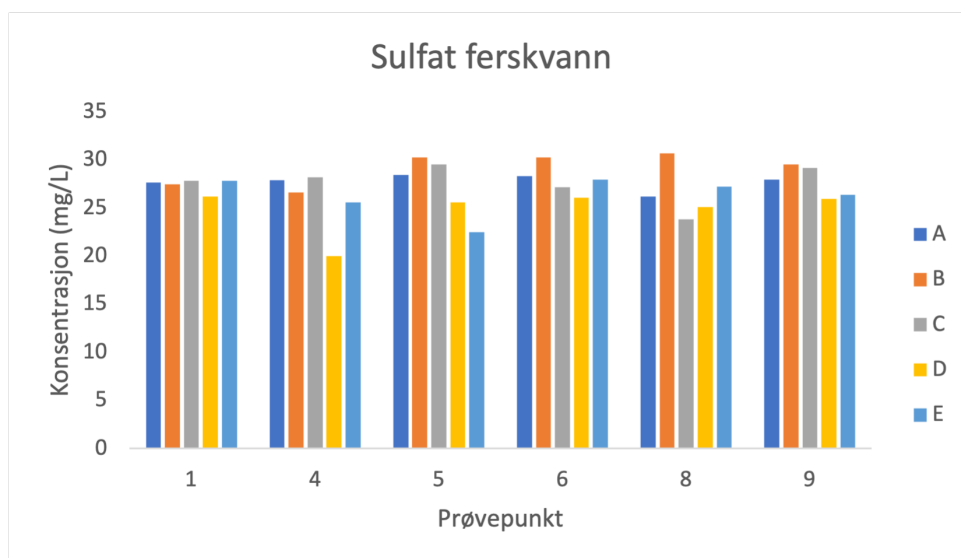


**Figur 4.3.6:** Boksdigram for konsentrasjoner (mg/L) av klorid i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi.

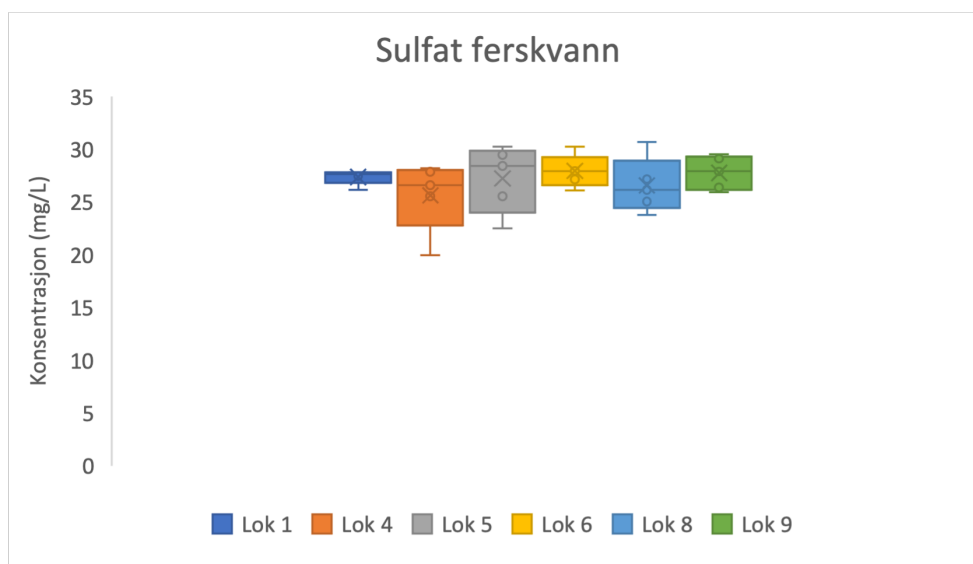
## 4.3.2 Sulfat

### Sulfat i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner (mg/L) av sulfat i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuke (A-E) er presentert i Figur 4.3.7. Figur 4.3.8 viser boksdigram for konsentrasjon av sulfat i ferskvannsprøvepunktene. Sulfatkonsentrasjonen øker fra prøveuke A til B i prøvepunkt 5 (27.6 mg/L og 27.5 mg/L), 6 (28.3 mg/L og 30.3 mg/L), 8 (26.2 mg/L og 30.7 mg/L) og 9 (27.9 mg/L og 29.5 mg/L). I de samme punktene synker konsentrasjonen fra prøveuke B til C (hhv 29.5 mg/L, 27.2 mg/L, 23.8 mg/L, 29.1 mg/L), mens konsentrasjonen øker fra prøveuke B til C i prøvepunkt 1 (27.5 mg/L og 27.8 mg/L) og 4 (26.6 mg/L og 28.2 mg/L). Fra prøveuke C til D synker konsentrasjonen prøvepunkt 1 (26.2 mg/L), 4 (20.0 mg/L), 5 (25.6 mg/L), 6 (26.1 mg/L) og 9 (25.9 mg/L). Prøvepunkt 8 (25.1 mg/L) viser høyere sulfatkonsentrasjon i uke D enn i uke C. Konsentrasjonen øker fra prøveuke D til E i prøvepunkt 1 (27.8 mg/L), 4 (25.6 mg/L), 6 (28.0 mg/L), 8 (27.2 mg/L) og 9 (26.4 mg/L) og synker i prøvepunkt 5 (22.5 mg/L) fra prøveuke D og E.



**Figur 4.3.7:** Konsentrasjon (mg/L) av sulfat i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi.



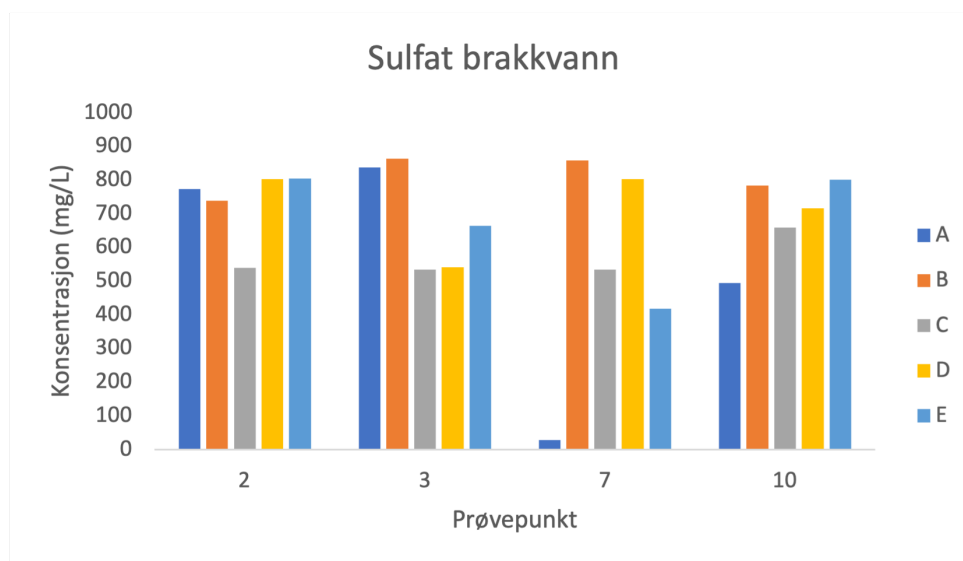
**Figur 4.3.8:** Boksdiagram for konsentrasjoner (mg/L) av sulfat i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi.

### Sulfat i brakkvannsprøvepunkter

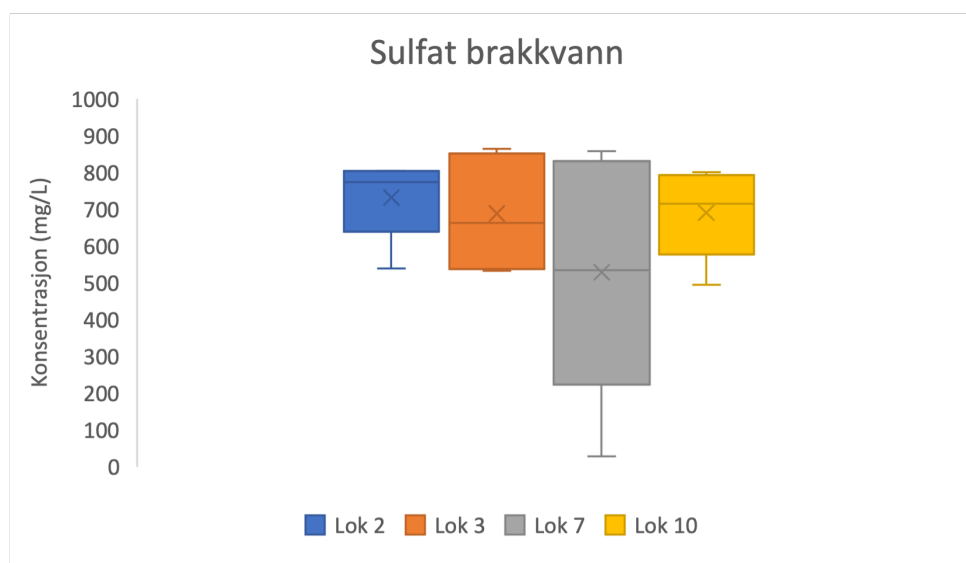
Konsentrasjoner (mg/L) av sulfat i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuker (A-E) er presentert i Figur 4.3.9. Figur 4.3.10 viser boksdiagram for konsentrasjon av sulfat i brakkvannsprøvepunktene. For prøvepunkt 2 synker sulfatkonsentrasjonen fra prøveuke A til B (773 mg/L og 739 mg/L), mens konsentrasjonen stiger i prøvepunkt 3 (837 mg/L og 864 mg/L), 7 (28.1 mg/L og 858 mg/L) og 10 (494 mg/L og 783 mg/L). Konsentrasjonen synker i alle punkter fra



prøveuke B til C (hhv 539 mg/L, 533 mg/L, 535 mg/L, 659 mg/L), og øker i alle punkter fra prøveuke C til D (hhv 802 mg/L, 541 mg/L, 802 mg/L, 715 mg/L). Fra prøveuke D til E er konsentrasjonen tilnærmet lik i prøvepunkt 2 (804 mg/L), stiger i prøvepunkt 3 (663 mg/L) og 10 (801 mg/L), og synker i prøvepunkt 7 (418 mg/L).



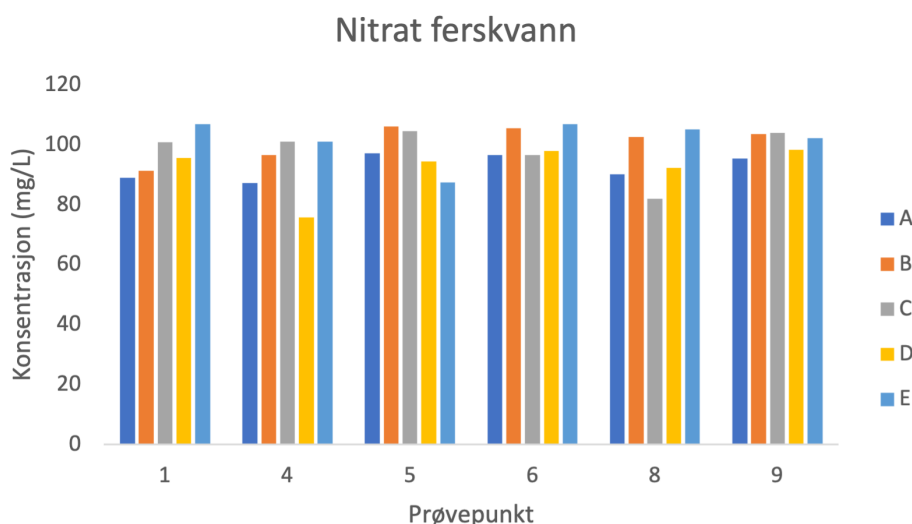
**Figur 4.3.9:** Konsentrasjon (mg/L) av sulfat i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (A-E), analysert med ionekromatografi.



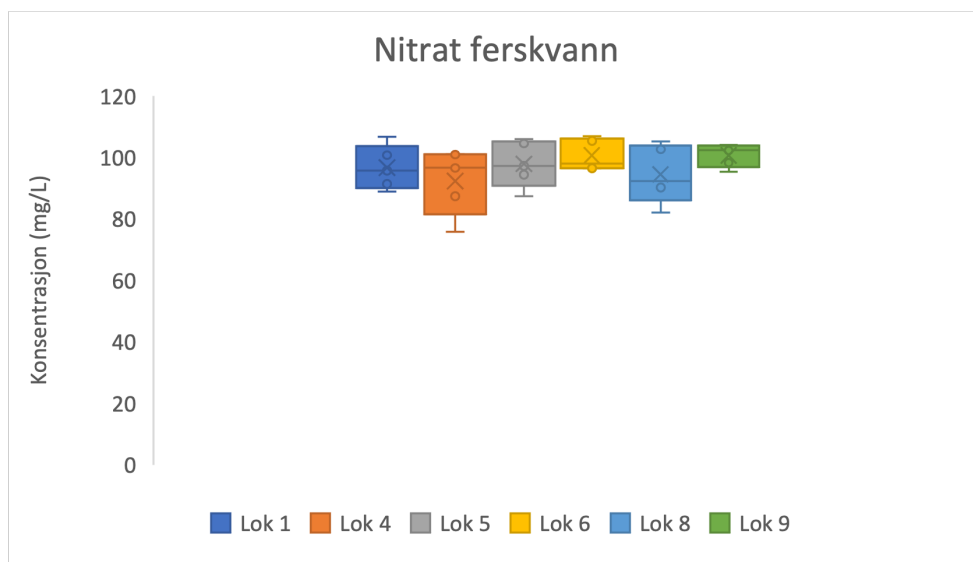
**Figur 4.3.10:** Boksdiagram for konsentrasjoner (mg/L) av sulfat i brakkvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi.

### 4.3.3 Nitrat

Konsentrasjoner (mg/L) av nitrat i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveuiker (A-E) er presentert i Figur 4.3.11. Figur 4.3.12 viser boksdiagram for konsentrasjon av nitrat i ferskvannsprøvepunktene. Nitratkonsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter (1, 4, 5, 6, 8 og 9) fra prøveuke A (hhv 88.9 mg/L, 87.4 mg/L, 97.3 mg/L, 96.6 mg/L, 90.2 mg/L, 95.4 mg/L) til B (hhv 91.3 mg/L, 96.6 mg/L, 106 mg/L, 105 mg/L, 103 mg/L, 104 mg/L). Fra prøveuke B til C synker konsentrasjonen i prøvepunkt 6 (96.5 mg/L) og 8 (82.2 mg/L), stiger i prøvepunkt 1 (101 mg/L) og 4 (101 mg/L), og er tilnærmet lik i prøvepunkt 5 (105 mg/L) og 9 (104 mg/L). Fra prøveuke C til D synker konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (95.7 mg/L), 4 (75.8 mg/L), 5 (94.5 mg/L) og 9 (98.3 mg/L), og stiger i prøvepunkt 6 (98.0 mg/L) og 8 (92.4 mg/L). Fra prøveuke D til E stiger konsentrasjonen i prøvepunkt 1 (107 mg/L), 4 (101 mg/L), 6 (107 mg/L), 8 (105 mg/L) og 9 (102 mg/L), og synker i prøvepunkt 5 (87.4 mg/L). Det ble ikke funnet konsentrasjoner av nitrat i brakkvannsprøvene.



**Figur 4.3.11:** Konsentrasjon (mg/L) av nitrat i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuiker (A-E), analysert med ionekromatografi.



**Figur 4.3.12:** Boksdiaagram for konsentrasjoner (mg/L) av nitrat i ferskvannsprøvepunkter, analysert med ionekromatografi.

## 4.4 Resultater fra TOC

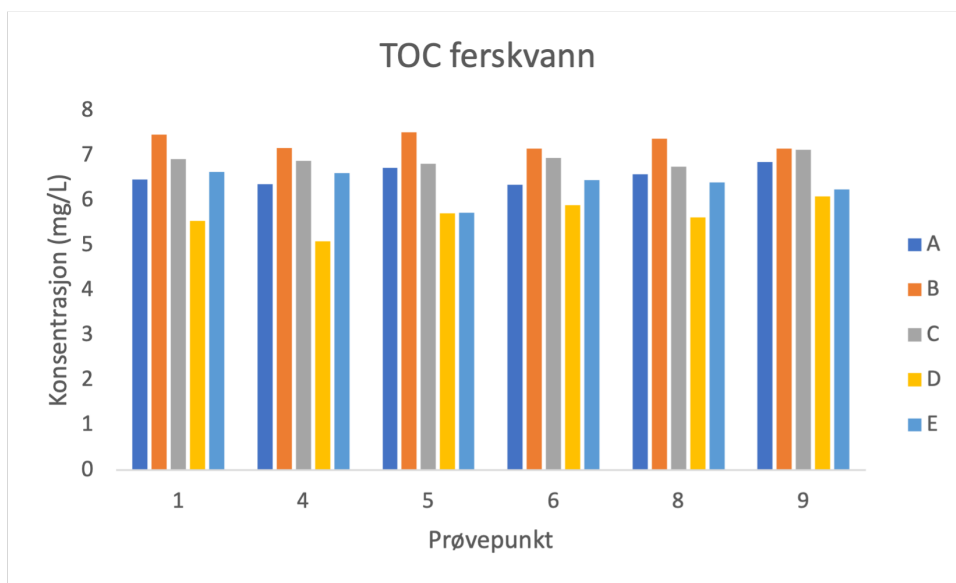
Gjennomsnittlig TOC (mg/L), relativt standardavvik (RSD (%)) og laveste og høyeste konsentrasjon registrert per prøvepunkt er presentert i Tabell 4.4.1. Gjennomsnittskonsentrasjonen av TOC for brakkevannsystemene (2, 3, 7, 10) er omtrent seks ganger større enn konsentrasjonen for ferskevannsystemene (1, 4, 5, 6, 8, 9). Den laveste gjennomsnittskonsentrasjonen i brakkevannspunktene er 0.866 mg/L i prøvepunkt 10, og den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen er 2.70 mg/L i prøvepunkt 7. For prøvepunkt 7 er det variasjon mellom minimumsverdi (0.917 mg/L) og maksimumsverdi (6.74 mg/L), i tillegg til høyere RSD (97.4%) i forhold til de andre prøvepunktene. Lavest RSD i brakkevannspunktene er 16.7% i prøvepunkt 2. Den laveste registrerte konsentrasjonen av alle prøver i brakkevannspunktene er 0.671 mg/L i prøvepunkt 3, og den høyeste registrerte konsentrasjonen er 6.74 mg/L i prøvepunkt 7. Den laveste gjennomsnittskonsentrasjonen i ferskevannspunktene er 6.42 mg/L i prøvepunkt 4, og den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen er 6.69 mg/L i prøvepunkt 9. Den laveste registrerte konsentrasjonen av alle prøver i ferskevannspunktene er 5.08 mg/L i prøvepunkt 4, og den høyeste registrerte konsentrasjonen er 7.52 mg/L i prøvepunkt 5. Høyest RSD i ferskevannspunktene er 12.6% i prøvepunkt 4, lavest RSD er 7.49% i prøvepunkt 9. For utfyllende verdier av individuelle målinger per prøvepunkt se Tabell D.0.2 og D.0.1 i Vedlegg D.

**Tabell 4.4.1:** Gjennomsnittlige TOC-verdier (mg/L), relativt standardavvik (RSD (%)), minste (Min) og største (Max) verdi per prøvepunkt.

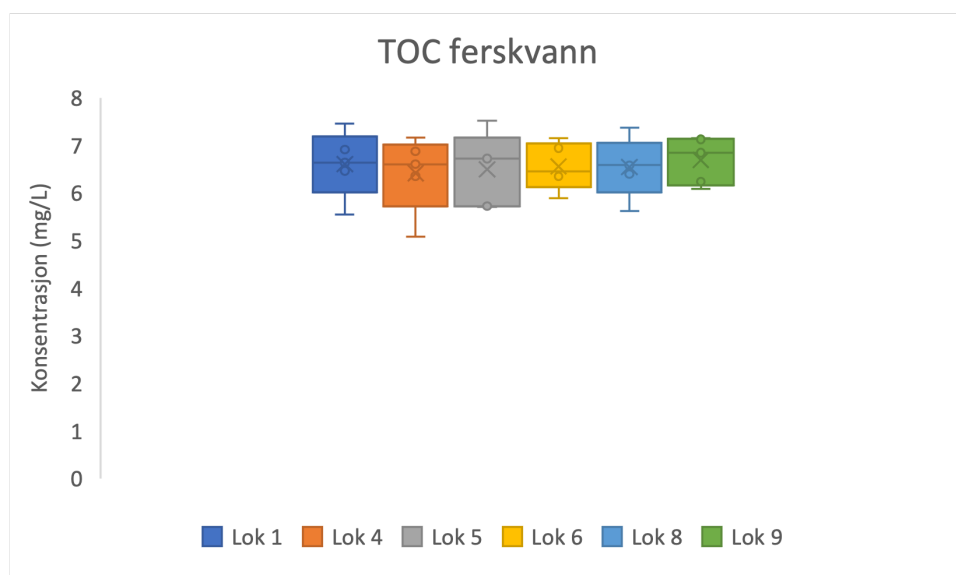
Prøvepkt	TOC(mg/L) $\pm$ RSD(%)	Min(mg/L)	Max(mg/L)
1	6.60 $\pm$ 10.6	5.55	7.46
2	1.18 $\pm$ 16.7	0.915	1.44
3	0.961 $\pm$ 28.1	0.671	1.27
4	6.42 $\pm$ 12.6	5.08	7.17
5	6.50 $\pm$ 12.0	5.71	7.52
6	6.56 $\pm$ 7.60	5.90	7.15
7	2.70 $\pm$ 97.4	0.917	6.74
8	6.55 $\pm$ 9.65	5.63	7.34
9	6.69 $\pm$ 7.49	6.09	7.16
10	0.866 $\pm$ 19.6	0.672	1.05

### TOC i ferskvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner (mg/L) av TOC i ferskvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.4.1. Figur 4.4.2 viser boksdigram for konsentrasjon av TOC i ferskvannsprøvepunktene. Konsentrasjonen av TOC stiger i alle punkter (1, 4, 5, 6, 8 og) fra prøveveke A (hhv 6.47 mg/L, 6.36 mg/L, 6.73 mg/L, 6.35 mg/L, 6.58 mg/L, 6.85 mg/L) til B (hhv 7.46 mg/L, 7.17 mg/L, 7.52 mg/L, 7.15 mg/L, 7.37 mg/L, 7.16 mg/L). Konsentrasjonen synker i alle punkter både fra prøveveke B til C (hhv 6.91 mg/L, 6.88 mg/L, 6.81 mg/L, 6.94 mg/L, 6.75 mg/L, 7.13 mg/L), og synker fra prøveveke C til D (hhv 5.55 mg/L, 5.08 mg/L, 5.71 mg/L, 5.90 mg/L, 5.63 mg/L, 6.09 mg/L). Fra prøveveke D til E stiger TOC-konsentrasjonen i alle prøvepunkter (hhv 6.64 mg/L, 6.61 mg/L, 5.73 mg/L, 6.46 mg/L, 6.40 mg/L, 6.24 mg/L).



**Figur 4.4.1:** Konsentrasjon av TOC (mg/L) i ferskvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveveker (A-E).

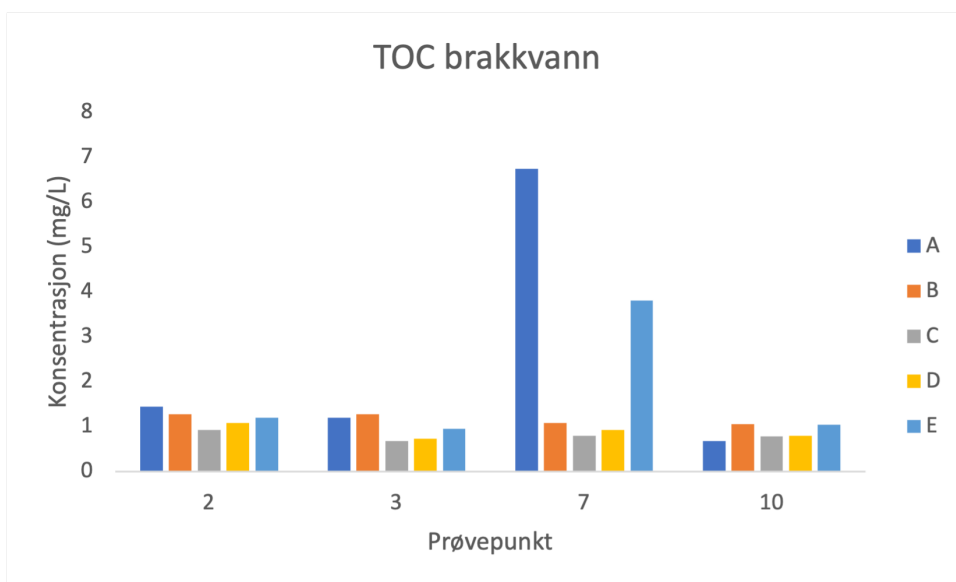


**Figur 4.4.2:** Boksdiagram for konsentrasjoner (mg/L) av totalt organisk karbon (TOC) i ferskvannsprøvepunkter.

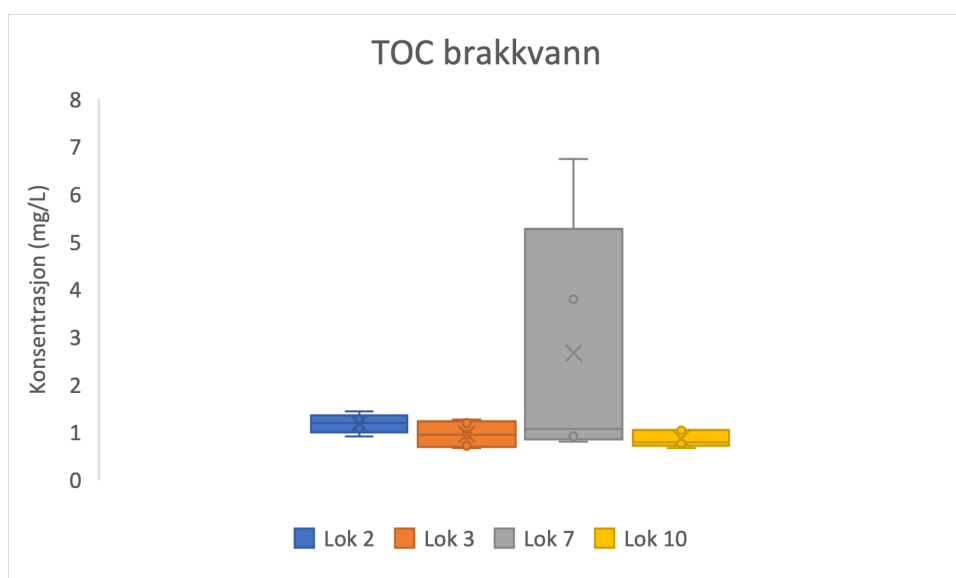
### TOC i brakkvannsprøvepunkter

Konsentrasjoner (mg/L) av TOC i brakkvannsprøvepunktene sett i sammenheng med prøveveker (A-E) er presentert i Figur 4.4.3. Figur 4.4.4 viser boksdiagram for konsentrasjon av TOC i brakkvannsprøvepunktene. TOC-konsentrasjonen synker fra prøveveke A til B i prøvepunkt 2 (1.44 mg/L og 1.27 mg/L) og 7 (6.74 mg/L og 1.08 mg/L), og stiger i prøvepunkt 3 (1.19 mg/L og 1.27 mg/L) og 10 (0.672 mg/L og

1.05 mg/L). Konsentrasjonen synker i alle prøvepunkter fra prøveuke B til C (hhv 0.915 mg/L, 0.671 mg/L, 0.796 mg/L, 0.773 mg/L). Konsentrasjonen stiger i alle prøvepunkter både fra prøveuke C til D (hhv 1.08 mg/L, 0.721 mg/L, 0.917 mg/L, 0.794 mg/L) og fra prøveuke D til E (hhv 1.20 mg/L, 0.952 mg/L, 3.89 mg/L, 1.04 mg/L). Prøvepunkt 7 i prøveuke A viser høyere konsentrasjoner enn andre de andre prøvepunktene. I prøveuke A var prøvepunkt 7 ferskvannssystem. Prøvepunkt 7 viser også høyere konsentrasjon enn andre prøvepunkter i prøveuke E.



**Figur 4.4.3:** Konsentrasjon av TOC (mg/L) i brakkvannsprøvepunkter sammenlignet med prøveuker (mg/L).



**Figur 4.4.4:** Bokdiagram for konsentrasjoner (mg/L) av totalt organisk karbon (TOC) i brakkvannsprøvepunkter.

## 5 Diskusjon

I dette kapitlet diskuteres resultatene fra analysen. Først vurderes kvalitetssikringen av undersøkelsen. Deretter diskuteres funnene fra PCA-analysen for ferskvannsprøvene og brakkvannprøvene separat. Til slutt er det en vurdering av vannhardhet, og vurdering av svovel i systemet.

### 5.1 Kvalitetssikring

Under prøvetaking ble det benyttet prøvebeholdere av polypropylen for å redusere kontamineringsrisiko. Prøvebeholderne ble ikke forbehandlet med ionebyttet vann, men beholderne var nye og ikke brukt før, og ble vasket med filtrert prøvevann fra prøvepunktene før prøvene ble tatt i henhold til ISO-standard NS-EN ISO 5667-14 (Standard Norge, 2016a). Dette kan ha redusert kontaminering fra eksterne kilder i forbindelse med transport og håndtering av beholderne.

Prøvene ble filtrert i felt som beskrevet i ISO-standard NS-EN 5667-14 (Standard Norge, 2016a), med unntak av prøve nummer 9 og 10 som ble filtrert etter opptining. Dette kan ha medført at elementsammensetningen i disse prøvene har gjennomgått endringer i mellomtiden. De fysiske-kjemiske parameterene ble målt direkte i prøvepunktene, bortsett fra prøvene fra prøveuke B (prøve nummer 11-20), hvor målingene ble gjennomført dagen i etterkant. Temperaturen i prøvene var på dette tidspunktet romtemperert ved omtrent 20°C, i motsetning til temperaturen i prøvepunktene som var stabile rundt 12°C. Dette kan ha hatt innvirkning på målingene. pH for disse prøvene per prøvepunkt viser noe lavere verdier enn i de andre prøvene fra samme prøvepunkt, men forskjellen er marginal og kan vurderes som neglisjerbar. Endring i temperatur kan også påvirke ledningsevne, hvor økende temperatur kan føre til økt ledningsevne. For prøvepunkt 1, 4 og 8 var ledningsevnen høyere i prøvene som var senere filtrert, med 760  $\mu\text{S}/\text{cm}$  for prøve nummer 11 i prøvepunkt 1, 778  $\mu\text{S}/\text{cm}$  for prøve nummer 14 i prøvepunkt 4, og 913  $\mu\text{S}/\text{cm}$  for prøve nummer 18 i prøvepunkt 8. Den nest høyeste verdien for ledningsevne i disse

prøvepunktene var henholdsvis 611  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 615  $\mu\text{S}/\text{cm}$  og 623  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Registrerte temperaturer og fysisk-kjemiske parametere for alle prøver er presentert i Tabell A.0.1 i Vedlegg A.

Etter prøvetaking ble prøvene transportert og fryst ned for å forlenge prøvenes levetid i henhold til ISO-standard NS-EN ISO 5667-3 (Standard Norge, 2018). Før prøvene skulle analyseres ble de satt til tining i romtemperatur dagen i forkant. Korkene på beholderne for prøver til elementanalyse ble løsnet før tining for å forhindre at prøvebeholderen skulle gå i stykker. Det gikk omtrent 18 timer fra prøvene var tint til de ble analysert. I dette tidsrommet kan det ha forekommet fordampning og tap av prøve. I tillegg ble prøvene tint i rom med jordprøver urelatert til denne undersøkelsen, noe som kan ha ført til krysskontaminering. Prøvene ble imidlertid oppbevart i lukkede polyetylenposer som kan ha virket forebyggende for dette.

Det var en forlenget tidsperiode fra prøvene til elementanalyse var tint til de ble analysert. For at ikke den kjemiske sammensetningen av prøvene skulle bli utsatt for endringer i mellomtiden, ble prøvene tilsatt konsentrert  $\text{HNO}_3$  for konservering i henhold til ISO-standard NS-EN ISO 5667-3 (Standard Norge, 2018). Syren har høy renhet og vil ikke ha påvirket elementsammensetningen av prøvene.

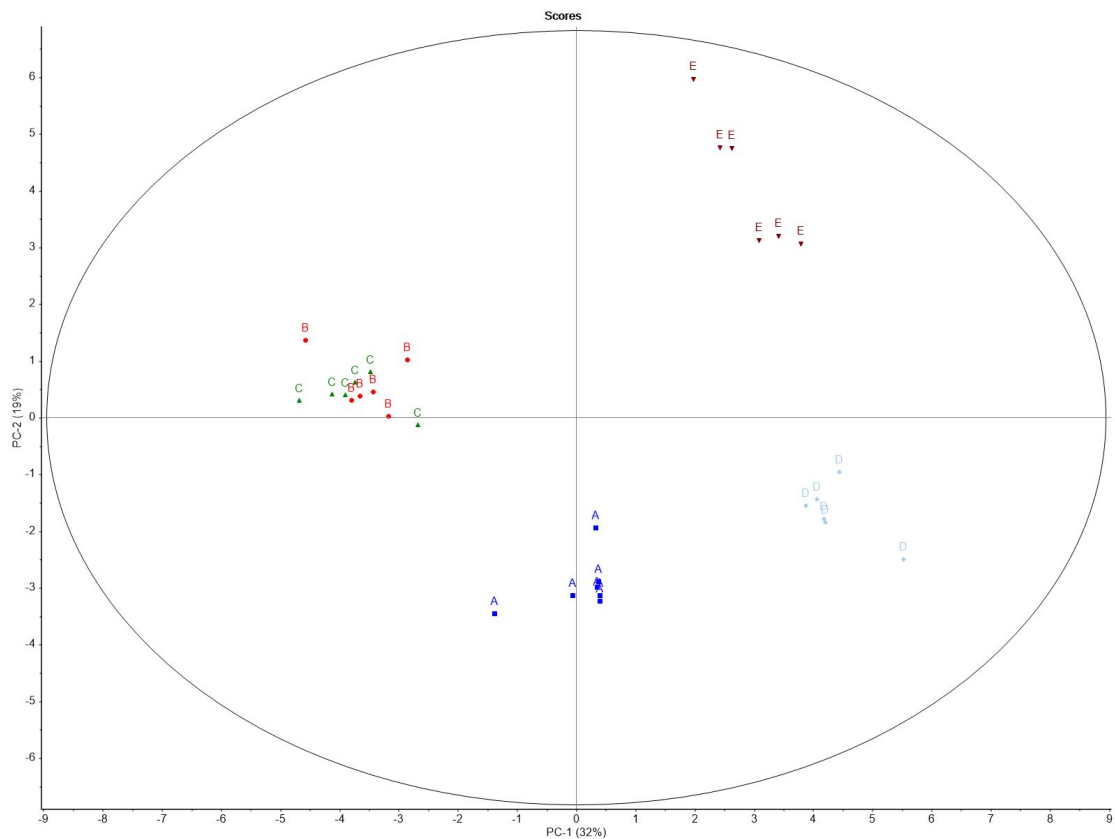
## 5.2 Resultater fra PCA-analyse

### 5.2.1 Ferskvannspunkter

Figur 5.2.1 viser score plot for prøveukene for ferskvannsprøvepunktene. PC1 forklarer 32% av variasjonene i datasettet. Her observeres det en samling av prøveuke B og C langs PC1. Prøveuke B og C viser sterkest assosiasjon med PC1. Videre skiller prøvepunkt E seg mest ut fra de andre prøveukene. Prøveuke E er sterkest assosiert med PC2 som forklarer 19% av variasjonene i datasettet. E viser en trend der noen plot scorer høyere i PC2, mens andre punkter viser lavere score i PC2.

Figur 5.2.2 viser loading plot for ferskvannsprøvepunktene. Det observeres at PC1 er en kilde som assosieres med av Cu, As, Zn og Al, og prøveuke B og C virker å ha høye konsentrasjoner av disse elementene. Det er høyere nivåer av disse elementene i uke B og C enn det er i uke D og E, så trenden tyder på en økning i konsentrasjon fra uke A til C, og et fall i konsentrasjon i uke D. Dette stemmer med de registrerte konsentrasjonene i resultatene. Særlig Cu og Zn, som er mikronæringsstoffer, men også As, er metaller som kan finnes i fiskefôr (Dean mfl., 2007), noe som kan tyde på at kilden til disse metallene er fôret. I tillegg kan Zn og Cu komme fra bunnstoff som

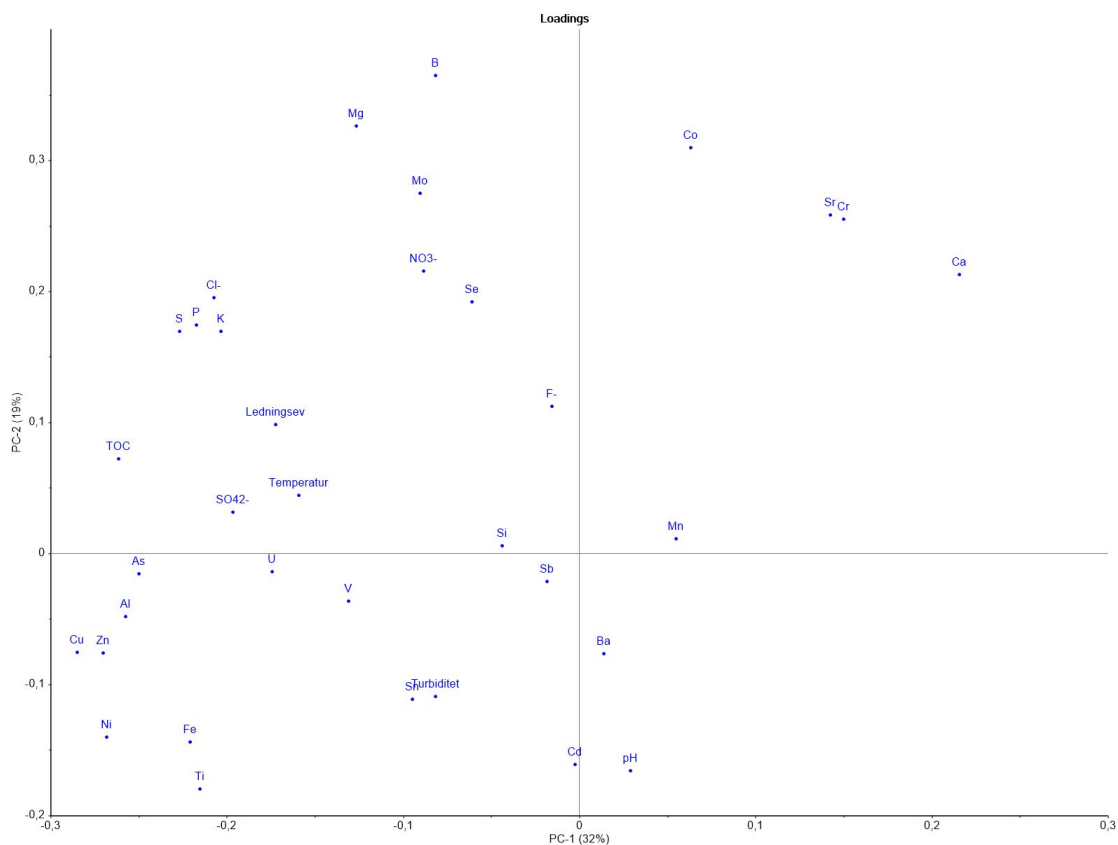




**Figur 5.2.1:** Score plot for prøveukene (A-E) for ferskvannsprøver. PC1 forklarer 32% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 19% av variasjonene i datasettet.

brukes i forbindelse med begroing (Dean mfl., 2007). Konsentrasjoner av metaller i RAS kan øke med tiden som følge av resirkulering av vann (Martins mfl., 2009; van Bussel mfl., 2014), og det kan virke som det er tilfellet her med de økende konsentrasjonene. Fallet i konsentrasjon mellom uke C og D kan forklares ved at det ble flyttet fisk mellom disse to prøvetakingene. Fiskeflytting medfører at større mengder spedevann introduseres i systemet, som fører til fortykning og dermed også et fall i konsentrasjon for flestparten av elementene. Videre ser det ut som As har en assosiasjon med TOC (prøvene var filtrert, så i praksis var det DOC) i ferskvannsprøvene, hvor organisk materiale har innvirkning på As i systemet. Som gitt i teorien korrelerer konsentrasjon av DOC godt med konsentrasjoner av As i vann som ekstraheres fra jordsmonn, og dikterer ellers mobiliteten til As i akvatisk miljø (Wang & Mulligan, 2006).

Det observeres en samling av K, P og S, og  $\text{Cl}^-$  for ferskvannsprøvene. Dette er typiske makronæringsstoffer som organismer trenger mye av, og  $\text{Cl}^-$  er et mikronæringsstoff som kreves for metabolisme (Manahan, 2017). Det kan tyde på at disse elementene stammer fra organisk materiale i systemet, som kan være fra fôr som fisken ikke har konsumert og som kan frigi elementene til vannet. Det kan også



**Figur 5.2.2:** Loading plot for prøveukene (A-E) for ferskvannspunkter med analyserte elementer og fysisk-kjemiske parametere. PC1 forklarer 32% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 19% av variasjonen i datasettet.

være skilt ut fra fisken naturlig, eller vasket ut fra fiskeekskrementer. Prøveuke B og C korrelerer med K, P og S, og  $\text{Cl}^-$ . Konsentrasjonene fra resultatene viser at K, P og S alle har stigende konsentrasjon fra uke A til C, med høyest konsentrasjon i uke C.  $\text{Cl}^-$  viser høyere konsentrasjon i uke B enn C. Også for disse elementene ser man fall i konsentrasjon og dermed tegn på fortykning i systemet fra uke C til D.

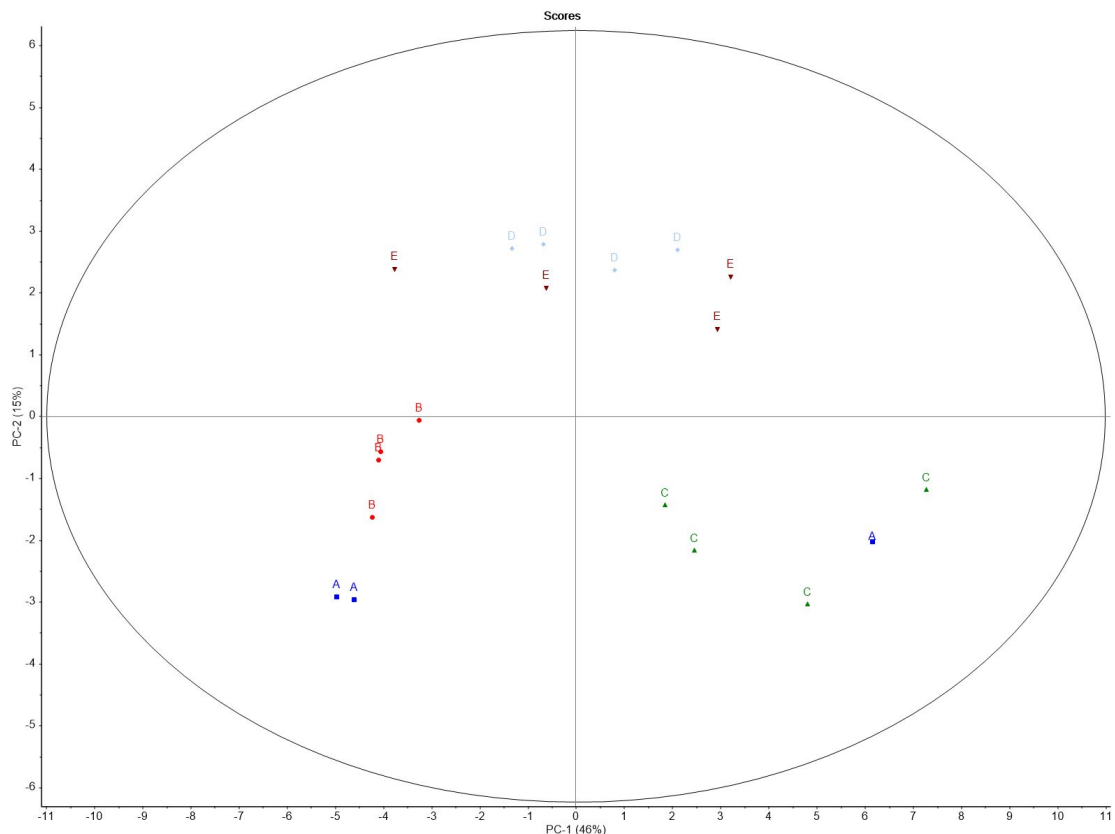
Prøveuke A viser både lav pH og lave nivåer av Cd. Disse er assosiert med PC2, og indikerer at det er en sammenheng. Som gitt i teorien er Cd avhengig av pH. Ved lav pH ( $< 6.5$ ) kan Cd forbli i løsningsform som følge av sorpsjon med vannløselige komplekser (Kubier mfl., 2019). pH-verdiene for ferskvannspunktene i prøveuke A viser nøytrale pH-verdier: 7.32, 7.36, 7.41, 7.41, 7.29 og 7.42 for henholdsvis prøvepunkt 1, 4, 5, 6, 8 og 9. Dette kan indikere at Cd er sterkere bundet til mineraloverflater og ikke i like stor grad finnes som frie  $\text{Cd}^{2+}$ -ioner, og videre at sammenhengen i PCA-plottet kan forklares ved kadmiums avhengighet av pH.

Prøveuke E viser høyere nivåer av B, Mg, Co, Mo. Dette er også elementer som kan finnes i fiskefôr, men det er andre elementer enn vi ser kan være fra fôr i prøveuke B og C. I RAS-systemene hos Nofima ble det endret type fôr i midten av november. Dette

sammenfaller med at det kan være mellom prøveuke D og E i denne undersøkelsen. Det kan tyde på at de høye nivåene av B, Mg, Co og Mg i prøveuke E stammer fra fôr, og at elementsammensetningen i fôret denne prøveuken var annerledes enn tidligere. Videre kan det se ut som Sr og Cr har samme opphavskilde, og disse korrelerer særlig med prøveuke E. Det er begrenset litteratur som kan forklare hva sammenhengen mellom disse er i RAS-systemer. Det kan tenkes at det henger sammen med endring av fôrtype i forkant av prøvetaking i prøveuke E, hvor det var en økning i konsentrasjon av disse elementene.

## 5.2.2 Brakkvannspunkter

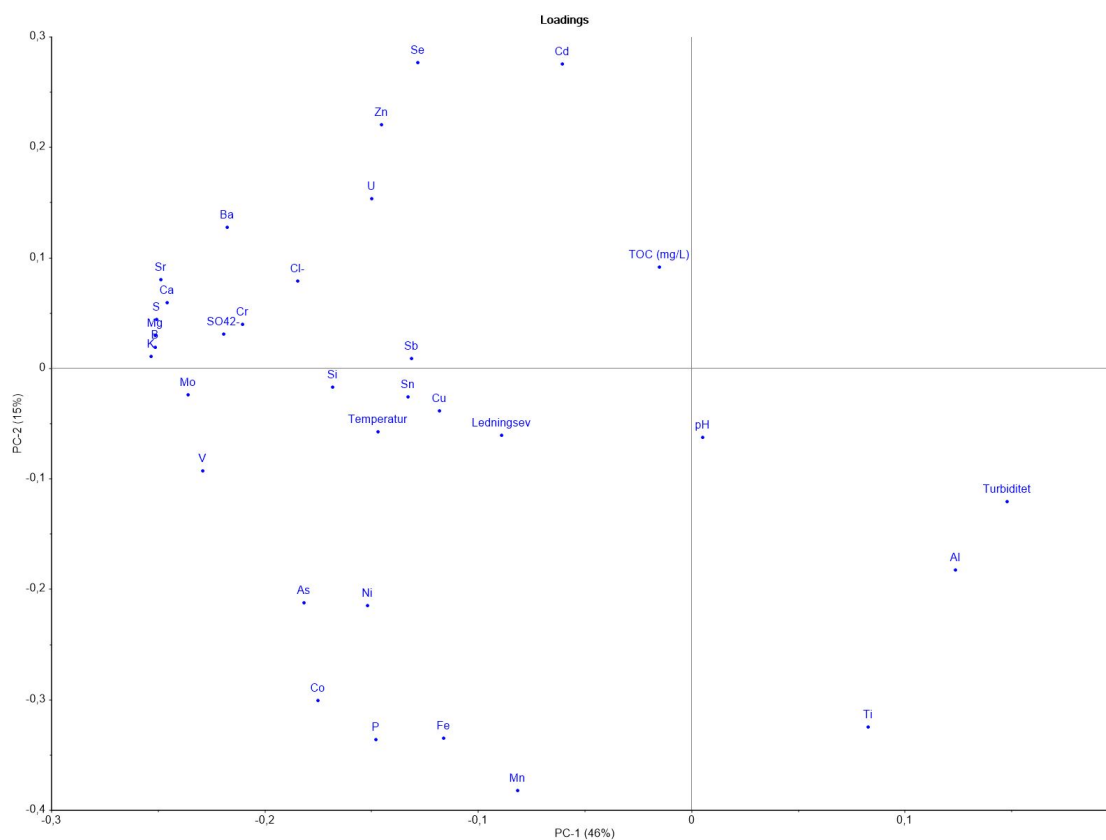
Figur 5.2.3 viser score plot for prøveukene for brakkvannsprøvepunktene. PC1 forklarer 46% av variasjonene i datasettet. Prøveuke C ligger høyere langs PC1, mens prøveuke D og E viser en sterkere assosiasjon til PC2 som forklarer 15% av variasjonene i datasettet. Spesielt påfallende er én prøve fra prøveuke A som skiller seg ut, og plasseres sammen med prøvene fra prøveuke C.



**Figur 5.2.3:** Score plot for prøveukene (A-E) for brakkvannsprøvene. PC1 forklarer 46% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 15% av variasjonene i datasettet.

Figur 5.2.4 viser loading plot for brakkvannsprøvepunktene. Prøveuke B, samt prøveuke

A, men i noe mindre grad, viser høyere nivåer av K, Mg, S, B, Ca og Sr. Konsentrasjonene av disse i resultatene bekrefter at det var jevnt høyere konsentrasjoner av disse elementene i prøveuke B i brakkvannspunktene. I prøveuke A var det høye konsentrasjoner av disse i prøvepunkt 2 og 3, men lavere i prøvepunkt 10. I prøvepunkt 7 var konsentrasjonen lav, som kan forklares av at det var ferskvannssystem i dette punktet i denne prøveuken, og dermed lavere saltinnhold enn ved innslag av sjøvann. Det kan tenkes at disse elementene kommer fra fiskefôr, spesielt K, S og B kan ha opphav fra organisk materiale. Alternativt er dette elementer som kan indikere kilde fra sedimenter eller grunnvann, og kan være indikasjon på hardere vann. Ca, Mg og Sr er elementer som assosieres med vannhardhet. Dette diskuteres nærmere i kapittel 5.3.



**Figur 5.2.4:** Loading plot for prøveukene (A-E) for brakkvannspunktene med analyserte elementer og fysisk-kjemiske parametere. PC1 forklarer 46% av variasjonene i datasettet, PC2 forklarer 15% av variasjonen i datasettet.

Konsentrasjonen av K, Mg, S, B, Ca og Sr er lavere for prøveuke C, som heller viser høyere turbiditet og konsentrasjon av Al. Al-speciering er avhengig av pH. I prøveuke C var pH-verdiene i brakkvannspunktene nøytrale, hvor løseligheten av Al er begrenset, og  $\text{Al}(\text{OH})_3$  er dominerende form (Gray, 2010). I PCA-plottet ligger pH nært origo, som indikerer at det er stabilt og ikke har særlig innvirkning på hverken Al eller turbiditeten. Det er vanskelig å si med sikkerhet hva sammen-

hengen mellom konsentrasjon av Al og turbiditet er i RAS-systemer, og det finnes begrenset litteratur om akkurat dette. Nofima er lokalisert nært Norsk Hydro som er produsent av Al og Al-produkter. Det kan tenkes at utslipp derfra har innvirkning på konsentrasjonene av Al hos Nofima. Mulige kilder til Al i RAS-systemer kan være spedevannet, fôr eller andre tilsetningsstoffer. Det kan være Al i partikulært stoff i systemet som øker i takt med vanngjenbruk og som også gir økt turbiditet, men prøvene i denne undersøkelsen var filtrert før analyse så det er liten sannsynlighet for at dette er opphavet til de forhøyede Al-konsentrasjonene og turbiditet.

Prøveuke D og E utviser mer stabilitet og trekkes mot Zn, Se og Cd, og vekk fra Al. Særlig i uke E var det høyere konsentrasjoner av disse. Dette kan ses i sammenheng med endring av fôrtype som nevnt ovenfor, hvor Zn, Se og Cd kan være bestanddeler i fôret som ble brukt.

Fe og Mn assosieres med PC2, og viser lave nivåer. Begge viser jevne eller stigende konsentrasjoner fra uke A til C, og lavere konsentrasjoner i uke D og E. Dette kan ses i sammenheng med flytting av fisk og påfylling av spedevann mellom uke C og D, som fører til fortykning og lavere konsentrasjoner. Videre vil Fe felles ut i RAS med sjøvann, og Mn kan interagere med Fe og danne ferromangan som felles ut (van Bussel mfl., 2014). Dette kan forklare sammenhengen vi ser mellom Fe og Mn i PCA-plottet.

### 5.3 Vurdering av vannhardhet

I brakkvannsprøvepunktene har Ca, Mg og Sr lignende trender. Som gitt i teorien er dette elementer hvis ioner er assosiert med hardhet i vann. Det var lavere konsentrasjoner i prøveuke C av disse elementene. Mann-Whitney U-test på brakkvannsprøvepunktene viser at det ikke er signifikant forskjell i Ca-konsentrasjon mellom prøveuke C og prøveuke A, B, D og E med p-verdi på 0.0801. Det er signifikant forskjell i Mg-konsentrasjon mellom prøveuke C og prøveuke A, B, D og E med p-verdi på 0.0499, og det er signifikant forskjell i Sr-konsentrasjon mellom prøveuke C og prøveuke A, B, D og E med p-verdi på 0.0293.

For ferskvannsprøvepunktene var det forhøyede konsentrasjoner av Ca, Mg og Sr i prøveuke E. Mann-Whitney U-test for Ca i ferskvann viser at det er signifikant forskjell i Ca-konsentrasjon for prøveuke E sammenlignet med prøveuke A, B, C og D med p-verdi på 0.0024. Mann-Whitney U-test for Mg i ferskvann viser at det er signifikant forskjell i Mg-konsentrasjon for prøveuke E sammenlignet med prøveuke A, B, C og D med p-verdi på 0.0357. Mann-Whitney U-test for Sr i ferskvann viser

at det er signifikant forskjell i Sr-konsentrasjon for prøveuke E sammenlignet med prøveuke A, B, C og D med p-verdi på 0.0002. Dette kan indikere hardere vann for ferskvannsprøvepunktene i prøveuke E.

Det var høyere konsentrasjoner av Al i prøveuke C i både ferskvann- og brakkvannsprøvepunktene. Mann-Whitney U-test på ferskvannsprøvepunktene viser at det er signifikant forskjell i Al-konsentrasjon mellom prøveuke C og prøveukene A, B, D og E med p-verdi på 0.0002. Mann-Whitney U-test på brakkvannsprøvepunktene viser også at det er signifikant forskjell i Al-konsentrasjon i prøveuke C og prøveukene A, B, D og E med p-verdi 0.0029.

Løselighet av Al er avhengig av pH, særlig lav pH. pH-verdiene i prøvepunktene 1-10 i prøveuke C var henholdsvis 7.21, 7.28, 7.27, 7.33, 7.35, 7.29, 7.28, 7.26, 7.89 og 7.67 med gjennomsnittsverdi 7.38. I dette pH-området er løseligheten av Al begrenset, som gitt i teorien (Gray, 2010). Dette indikerer at pH-nivået ikke trenger være en årsak til oppløst Al i systemet, men det kan være andre Al-forbindelser tilstede. Isolasjonsmaterialer brukt i systemet med Al-forbindelser som befinner seg i vannloopen kan være kilde til forhøyede konsentrasjoner av Al i prøveuke C. Hardere vann kan redusere toksisiteten av Al for fisk (Gensemer mfl., 2018). Prøveuke C viste lavere vannhardhet for brakkvannsprøvepunktene basert på konsentrasjonene av Ca, Mg og Sr som nevnt ovenfor. Ledningsevnen for brakkvannspunktene i prøveuke C var lavere enn i de andre prøveukene, noe som også indikerer lavere nivåer av ioner og derav mindre hardt vann. Forhøyede konsentrasjoner av Al kombinert med lavere vannhardhet, som dermed kanskje ikke virket beskyttende for Al-toksisitet, kan derfor potensielt ha vært helseskadelig for fisken i RAS i prøveuke C.

## 5.4 Vurdering av svovel i systemet

Omregning av gjennomsnittskonsentrasjon av sulfat fra analyse med ionekromatografi til S sammenlignet med gjennomsnittskonsentrasjoner av svovel fra ICP-MS viser noe høyere nivåer av S fra ICP-MS-resultatene, gitt i Tabell 5.4.1. Beregning av forholdstall mellom gjennomsnittskonsentrasjon av S fra ICP-MS og gjennomsnittskonsentrasjon av S fra ionekromatografi gir et forholdstall på 1.12 for prøvepunkt 1, 1.34 for prøvepunkt 2, 0.94 for prøvepunkt 3, 1.17 for prøvepunkt 4, 1.11 for både prøvepunkt 5 og 6, 1.41 for prøvepunkt 7, 1.15 for prøvepunkt 8, 1.09 for prøvepunkt 9, og 1.39 for prøvepunkt 10. Forholdet er stort sett stabilt på tvers av prøvepunktene, men prøvepunkt 2, 7 og 10 skiller seg ut fra de andre punktene med større forholdstall. Dette kan indikere at det finnes S i andre forbindelser utover

sulfat i større grad i disse prøvepunktene.

I RAS-systemer er det risiko for dannelse av hydrogensulfid ( $H_2S$ ), som er svært giftig for fisk (Rojas-Tirado mfl., 2021). Dannelse av hydrogensulfid avhenger av mengde organisk materiale for reduksjon av sulfat til hydrogensulfid. Brakkvann- og sjøvannsystemer er mer utsatt for dannelse av hydrogensulfid grunnet høyere nivåer av sulfat enn ferskvann. Det er høyere konsentrasjoner av TOC i ferskvannsprøvepunktene enn i brakkvann i prøvene tatt i denne undersøkelsen. Dette kan ha gitt rom for omdannelse av sulfat til hydrogensulfid i ferskvannspunktene. Biofiltreringsprosesser kan også være en kilde til dannelse av hydrogensulfid (Rojas-Tirado mfl., 2021). Andre kilder til S kan være S-forbindelser fra forvitring av bergarter og mineraler som finnes i spedevannet til vannloopen, samt fiskefôr og fiskeekskremer.

**Tabell 5.4.1:** Gjennomsnittskonsentrasjoner (ppm) av svovel fra analyse med ionekromatografi og ICP-MS-analyse.

Prøvepunkt	S (ppm) fra ionekromatografi	S (ppm) fra ICP-MS
1	9.13	10.2
2	245	328
3	229	216
4	8.55	10.0
5	9.08	10.1
6	9.32	10.1
7	176	248
8	8.86	10.2
9	9.26	10.1
10	230	319





## 6 Konklusjon

Denne masteroppgaven har undersøkt og forsøkt å forklare trender i vannkvalitet med hensyn på kjemiske parametere i RAS-systemer med laksefisk.

I de første prøveukene ble det funnet høyere konsentrasjoner av metallene Cu, As, Zn og Al i ferskvann, samt K, P, S og  $\text{Cl}^-$ . Disse kan stamme fra organisk materiale som fôr og fiskeekskremer. Det ble funnet høyere konsentrasjoner K, S, B, Mg, Ca og Sr i brakkvann de første prøveukene. Det er sannsynlig at disse har også sammenheng med fôrtype. Mg, Ca og Sr kan også indikere hardere vann. Flere av elementene viste en økende trend i konsentrasjon de første tre prøvetakingene, noe som sannsynligvis henger sammen med akkumulering ved gjenbruk av vann. Det ble også observert lavere konsentrasjoner i den fjerde prøvetakingsuken som kan skyldes påfylling av spedevann i systemet ved fiskeflytting, og påfølgende fortykning. Siste prøvetakingsuke viste høyere konsentrasjoner av B, Mg, Co, Mo i ferskvann som også sannsynligvis stammer fra fiskefôr, men en annen type enn i tidligere prøveuker. Endring av fôrtype kan ha hatt betydning for hvilke elementer man ser akkumulering av. Det samme gjelder høyere konsentrasjoner av Zn, Se, Cd i brakkvann siste prøvetakingsuke.

Høyere konsentrasjoner av Al i tredje prøveuke i både ferskvann og brakkvann kan stamme fra tilsetningsstoffer eller utslipp fra nærliggende kilder, og entre systemet gjennom blant annet spedevann. PCA-analysen viste også en sammenheng mellom Al og turbiditet, men det er usikkert nøyaktig hva som er årsaken til høyere turbiditet og konsentrasjoner av Al. Sammenfall med høye konsentrasjoner av Al og lavere vannhardhet kan ha hatt betydning for Al-toksisitet.

Stabil pH og ledningsevne gjennom undersøkelsesperioden indikerer liten påvirkning på trendene som observeres i systemene. Naturlig organisk materiale kan ha hatt betydning for mobiliteten til As i systemet. De fleste svovelforbindelser i systemet forligger sannsynligvis som sulfat, men andre mulige forbindelser er giftig hydrogen-sulfid.



# Litteratur

- Abdi, H. & Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. *WIREs Computational Statistics*, 2(4), 433–459. <https://doi.org/10.1002/wics.101>
- Aslam, S. N., Navada, S., Bye, G. R., Mota, V. C., Terjesen, B. F. & Mikkelsen, Ø. (2019). Effect of CO<sub>2</sub> on elemental concentrations in recirculating aquaculture system tanks. *Aquaculture*, 511, 734254. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734254>
- Ayer, N. W. & Tyedmers, P. H. (2009). Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production*, 17(3), 362–373. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.002>
- Badiola, M., Basurko, O. C., Piedrahita, R., Hundley, P. & Mendiola, D. (2018). Energy use in recirculating aquaculture systems (RAS): A review. *Aquacultural Engineering*, 81, 57–70. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.03.003>
- Badiola, M., Mendiola, D. & Bostock, J. (2012). Recirculating aquaculture systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering*, 51, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.07.004>
- Box and Whisker Plots* [The Data Visualisation Catalogue]. (udatert). Hentet 4. juni 2022, fra [https://datavizcatalogue.com/methods/box\\_plot.html](https://datavizcatalogue.com/methods/box_plot.html)
- Buckley-Dhoot, E. (2000). Electroanalytical techniques. I F. W. Fifield & P. J. Haines (Red.), *Environmental Analytical Chemistry* (2. utg., s. 220–252). Blackwell Science.
- Colt, J. (2006). Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>
- Dalsgaard, J., Lund, I., Thorarinsdottir, R., Drengstig, A., Arvonen, K. & Pedersen, P. B. (2013). Farming different species in RAS in Nordic countries: Current status and future perspectives. *Aquacultural Engineering*, 53, 2–13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.11.008>
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C., Brazil, B. & Summerfelt, S. (2009). Heavy metal and waste metabolite accumulation and their potential effect on rainbow

- trout performance in a replicated water reuse system operated at low or high system flushing rates. *Design, Loading, and Water Quality in Recirculating Systems for Salmonids*, 41(2), 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2009.04.001>
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C. & Summerfelt, S. (2011). The effects of ozone and water exchange rates on water quality and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance in replicated water recirculating systems. *Aquacultural Engineering*, 44(3), 80–96. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.04.001>
- Dean, R. J., Shimmiel, T. M. & Black, K. D. (2007). Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environmental Pollution*, 145(1), 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.050>
- Ebeling, J. M. & Timmons, M. B. (2012). Recirculating aquaculture systems. *Aquaculture production systems* (s. 245–277). John Wiley & Sons, Ltd. Hentet 26. mars 2022, fra <https://doi.org/10.1002/9781118250105.ch11>
- Erickson, R. J., Benoit, D. A., Mattson, V. R., Leonard, E. N. & Nelson Jr., H. P. (1996). The effects of water chemistry on the toxicity of copper to fathead minnows. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(2), 181–193. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5620150217>
- FHF. (udatert). *Betydning av tidspunkt og lengde av vintersignal i RAS for prestasjon i sjø ved utsett av stor postsmolt (BENCHMARK II)*. Hentet 26. mai 2022, fra <https://www.fhf.no/prosjekter/prosjektbasen/901682/>
- Fifield, F. W. (2000a). Analytical environmental data: assessment and interpretation. I F. W. Fifield & P. J. Haines (Red.), *Environmental Analytical Chemistry* (2. utg., s. 13–35). Blackwell Science.
- Fifield, F. W. (2000b). Separation techniques. I F. W. Fifield & P. J. Haines (Red.), *Environmental Analytical Chemistry* (2. utg., s. 91–117). Blackwell Science.
- Fifield, F. W. & Haines, P. J. (2000). Introduction. I F. W. Fifield & P. J. Haines (Red.), *Environmental Analytical Chemistry* (2. utg., s. 3–12). Blackwell Science.
- Fifield, F. W. & Kealey, D. (2000). *Principles and practice of analytical chemistry* (5. utg.). Blackwell Science.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: Sustainability in action*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Gensemer, R. W., Gondek, J. C., Rodriguez, P. H., Arbildua, J. J., Stubblefield, W. A., Cardwell, A. S., Santore, R. C., Ryan, A. C., Adams, W. J. & Nordheim, E. (2018). Evaluating the effects of pH, hardness, and dissolved organic carbon on the toxicity of aluminum to freshwater aquatic organisms under

- circumneutral conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(1), 49–60. <https://doi.org/10.1002/etc.3920>
- Gießmann, U. & Greb, U. (1994). High resolution ICP-MS — a new concept for elemental mass spectrometry. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 350(4), 186–193. <https://doi.org/10.1007/BF00322469>
- Gotor, R., Ashokkumar, P., Hecht, M., Keil, K. & Rurack, K. (2017). Optical pH Sensor Covering the Range from pH 0–14 Compatible with Mobile-Device Readout and Based on a Set of Rationally Designed Indicator Dyes. *Analytical Chemistry*, 89(16), 8437–8444. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.7b01903>
- Graham, R. C. (1993). *Data Analysis for the Chemical Sciences*. VCH Publishers.
- Gray, N. (2010). *Water technology*. CRC Press.
- Gregory, J. (2006). *Particles in water: Properties and Processes*. CRC Press.
- Hibbert, D. E. & Gooding, J. J. (2006). *Data Analysis for Chemistry*. Oxford University Press.
- Kelly, B. C., Ikonomou, M. G., Higgs, D. A., Oakes, J. & Dubetz, C. (2008). Mercury and other trace elements in farmed and wild salmon from british Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(6), 1361–1370. <https://doi.org/10.1897/07-527.1>
- Kubier, A., Wilkin, R. T. & Pichler, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, 108, 104388. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>
- Lekang, O.-I. (2020). *Aquaculture Engineering* (3. utg.). Wiley Blackwell.
- Manahan, S. (2017). *Environmental Chemistry* (10. utg.). CRC Press.
- Marcovecchio, J. E., Botté, S. E., Domini, C. E. & Freije, R. H. (2014). Heavy Metals, Major Metals, Trace Elements. I L. M. L. Nollet & L. S. P. D. Gelder (Red.), *Handbook of Water Analysis* (3. utg., s. 385–434). CRC Press.
- Martins, C. I. M., Pistrin, M. G., Ende, S. S. W., Eding, E. H. & Verreth, J. A. J. (2009). The accumulation of substances in recirculating aquaculture systems (RAS) affects embryonic and larval development in common carp cyprinus carpio. *Aquaculture*, 291(1), 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.03.001>
- Martins, C. I., Eding, E. H. & Verreth, J. A. (2011). The effect of recirculating aquaculture systems on the concentrations of heavy metals in culture water and tissues of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Food Chemistry*, 126(3), 1001–1005. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.11.108>
- Mattilsynet. (udatert). *Vedlegg til Mattilsynets høringsbrev - om vurdering av vannkvalitet etter akvakulturforskriften § 22*. Hentet 28. juni 2022, fra <https://>

- www.mattilsynet.no/fisk\_og\_akvakultur/akvakultur/drift\_av\_akvakulturanlegg/  
vedlegg\_til\_horingsbrev\_vurdering\_av\_vannkvalitet\_etter\_22.22205
- Mendiguchía, C., Moreno, C., Manuel-Vez, M. P. & García-Vargas, M. (2006). Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. *Aquaculture*, 254(1), 317–325. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.10.049>
- Miljødirektoratet. (2021, 21. juli). *Akvakultur* [Miljødirektoratet/Norwegian Environment Agency]. Hentet 26. mai 2022, fra <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/Akvakultur-fiskeoppdrett/>
- Mook, W. T., Chakrabarti, M. H., Aroua, M. K., Khan, G. M. A., Ali, B. S., Islam, M. S. & Abu Hassan, M. A. (2012). Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. *Desalination*, 285, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.029>
- Nesterenko, P. N. & Paull, B. (2017). Chapter 9 - ion chromatography. I S. Fanali, P. R. Haddad, C. F. Poole & M.-L. Riekkola (Red.), *Liquid chromatography (second edition)* (s. 205–244). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805393-5.00009-9>
- Nofima. (2021, 23. november). *QtrLAQUA* [Senter for forskningsdrevet innovasjon innen oppdrett i lukkede systemer]. Hentet 26. mai 2022, fra <https://nofima.no/prosjekt/ctrlaqua/>
- Nollet, L. M. L. (2014). Characterization of Humic Matter. I L. M. L. Nollet & L. S. P. D. Gelder (Red.), *Handbook of Water Analysis* (3. utg., s. 647–661). CRC Press.
- Pedersen, P. B., von Ahnen, M., Fernandes, P., Naas, C., Pedersen, L.-F. & Dalsgaard, J. (2017). Particle surface area and bacterial activity in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 78, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.04.005>
- Poole, C. F. (2003). *The Essence of Chromatography*. Elsevier.
- Preena, P. G., Rejish Kumar, V. J. & Singh, I. S. B. (2021). Nitrification and denitrification in recirculating aquaculture systems: The processes and players. *Reviews in Aquaculture*, 13(4), 2053–2075. <https://doi.org/10.1111/raq.12558>
- Rojas-Tirado, P., Aalto, S. L., Åtland, Å. & Letelier-Gordo, C. (2021). Biofilters are potential hotspots for h2s production in brackish and marine water RAS. *Aquaculture*, 536, 736490. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736490>
- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J. & Crouch, S. R. (2013). *Fundamentals of Analytical Chemistry* (9. utg.). Cengage learning.

- Standard Norge. (2016a). *NS-EN ISO 5667-14:2016 Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 14: Veiledning i kvalitetssikring og kvalitetskontroll av miljøprøvetaking og behandling av vannprøver*. Hentet 26. april 2022, fra <https://www.standard.no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=857569>
- Standard Norge. (2016b). *NS-EN ISO 7027-1:2016 Vannundersøkelse - Bestemmelse av turbiditet - Del 1: Kvantitative metoder*. Hentet 26. april 2022, fra <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=832960>
- Standard Norge. (2018). *NS-EN ISO 5667-3:2018 Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 3: Konservering og behandling av vannprøver*. Hentet 26. april 2022, fra <https://www.standard.no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=992176>
- Summerfelt, S. T., Vinci, B. J. & Piedrahita, R. H. (2000). Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1), 87–108. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00034-0](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00034-0)
- Thomas, R. (2004). *Practical Guide to ICP-MS*. Marcel Dekker.
- van Bussel, C. G., Schroeder, J. P., Mahlmann, L. & Schulz, C. (2014). Aquatic accumulation of dietary metals (Fe, Zn, Cu, Co, Mn) in recirculating aquaculture systems (RAS) changes body composition but not performance and health of juvenile turbot (*Psetta maxima*). *Aquacultural Engineering*, 61, 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.05.003>
- Vidal, L., Domini, C. E. & Canals, A. (2014). Main Parameters and Assays Involved with the Organic Pollution of Water. I L. M. L. Nollet & L. S. P. D. Gelder (Red.), *Handbook of Water Analysis* (3. utg., s. 459–612). CRC Press.
- Wang, S. & Mulligan, C. (2006). Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. *ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY AND HEALTH*, 28(3), 197–214. <https://doi.org/10.1007/s10653-005-9032-y>
- Ward, N. I. (2000). Trace elements. I F. W. Fifield & P. J. Haines (Red.), *Environmental Analytical Chemistry* (2. utg., s. 360–392). Blackwell Science.
- Wold, S., Esbensen, K. & Geladi, P. (1987). Principal component analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2(1), 37–52. [https://doi.org/10.1016/0169-7439\(87\)80084-9](https://doi.org/10.1016/0169-7439(87)80084-9)
- Zemann, A. J. (2001). Conductivity detection in capillary electrophoresis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 20(6), 346–354. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(01\)00076-0](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(01)00076-0)
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2. utg.). Norsk Vann.





# A Fysisk-kjemiske parametere fra prøvepunkter

Tabell A.0.1 viser prøveuke, prøvenummer, prøvepunkt og tilhørende kar, og de fysisk-kjemiske parametrene registrert ved prøvetaking, inkludert ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH, turbiditet (NTU) og temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ), og om det var ferskvannsprøve eller brakkvannsprøve.

**Tabell A.0.1:** De målte fysisk-kjemiske parametrene ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH, turbiditet (NTU) og temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) fra alle prøver inndelt etter prøveuke (A-E) med tilhørende prøvenummer, prøvepunkt og kar, samt om det var ferskvannsprøve (FV) eller brakkvannsprøve (BV).

Uke	Prøvenr	Prøvepkt	Kar	Ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	pH	Turbiditet (NTU)	Temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ )	BV/FV
A	1	1	104	539	7,32	9,47	12,6	FV
	2	2	105	20 400	7,36	2,15	12,3	BV
	3	3	110	20 500	7,27	1,66	12,3	BV
	4	4	111	563	7,36	8,2	12,5	FV
	5	5	204	566	7,41	10,71	12,4	FV
	6	6	205	566	7,41	11,99	12,4	FV
	7	7	213	567	7,28	12,99	12,4	FV
	8	8	214	567	7,29	12,78	12,4	FV
	9	9	Sump 1	539	7,42	10,29	12,4	FV
	10	10	Sump 2	20 300	7,55	5,62	12,2	BV
B	11	1	104	760	7,08	10,3	20,6	FV
	12	2	105	20 900	6,83	6,62	20,3	BV
	13	3	110	20 600	6,83	5,66	20,1	BV
	14	4	111	778	7,13	2,86	20,1	FV
	15	5	204	599	7,10	5,88	19,8	FV
	16	6	205	598	6,99	4,17	19,7	FV
	17	7	213	20 700	6,81	4,55	19,7	BV
	18	8	214	913	7,04	4,84	19,7	BV
	19	9	Sump 1	608	7,22	4,05	20,2	FV
	20	10	Sump 2	20 800	6,87	3,32	20,6	BV
C	21	1	104	611	7,11	6,67	12,2	FV
	22	2	105	17 390	7,28	12,44	11,5	BV
	23	3	110	17 740	7,27	13,57	11,5	BV
	24	4	111	615	7,33	5,67	12,1	FV
	25	5	204	621	7,35	18,33	12,1	FV
	26	6	205	621	7,29	4,72	12,1	FV
	27	7	213	17 980	7,28	9,57	11,7	BV
	28	8	214	623	7,26	8,83	12,1	FV
	29	9	Sump 1	615	7,89	11,2	12,6	FV
	30	10	Sump 2	17 730	7,67	10,42	21,1	BV
D	31	1	104	556	7,39	4,17	12,0	FV
	32	2	105	20 400	7,43	3,16	11,9	BV
	33	3	110	20 400	4,37	3,57	11,9	BV
	34	4	111	551	7,41	3,88	12,0	FV
	35	5	204	557	7,38	4,31	12,0	FV
	36	6	205	558	7,22	4,11	12,0	FV
	37	7	213	20 500	7,45	1,99	12,0	BV
	38	8	214	556	7,18	3,54	12,1	FV
	39	9	Sump 1	551	7,92	4,60	12,6	FV
	40	10	Sump 2	20 300	7,73	2,46	12,4	BV
E	41	1	104	587	6,98	5,30	12,3	FV
	42	2	105	20 700	7,34	9,31	12,6	BV
	43	3	110	20 700	7,35	11,27	12,6	BV
	44	4	111	589	7,03	12,93	12,3	FV
	45	5	204	590	7,09	7,27	12,3	FV
	46	6	205	590	7,06	4,65	12,3	FV
	47	7	213	585	7,39	5,85	12,6	BV
	48	8	214	591	7,05	5,40	12,3	FV
	49	9	Sump 1	566	7,67	2,39	12,8	FV
	50	10	Sump 2	19 900	7,79	4,91	12,8	BV

## B Resultater fra ICP-MS

Tabellene B.0.1-18 viser konsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) for metaller i alle prøvepunkt per prøveuke, samt gjennomsnittskonsentrasjoner og relativt standardavvik for hvert prøvepunkt for metallene. Konsentrasjonene er presentert slik de var gitt i resultatene mottatt fra ICP-MS-analyse.

**Tabell B.0.1:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Mg i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	4076,50	487144,88	486979,71	4164,29	4332,26	4110,57	4145,73	4138,35	4163,69	311792,56
B	4859,02	488313,69	495689,18	4856,59	4825,23	4898,61	503531,77	4898,92	4790,88	491232,10
C	5052,27	375097,49	409900,63	5118,16	5086,97	5074,30	311569,63	5091,91	5117,29	400619,24
D	4387,95	461787,65	414683,83	4297,39	4262,34	4291,27	423908,53	4310,29	4316,22	461864,60
E	5061,80	430366,29	385665,92	4894,15	5066,17	5104,34	382228,80	5074,23	4980,34	478114,56
Gjennomsnitt	4687,51	448542,00	438583,85	4666,12	4714,60	4695,82	325076,89	4702,74	4673,69	428724,61
RSD (%)	9,333324249	10,55864937	11,28426566	8,838981401	8,385786518	9,859645401	59,1836784	9,512601626	8,902275936	17,26200602

**Tabell B.0.2:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Al i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	7,14	2,17	2,40	7,64	6,87	6,91	7,06	6,75	6,50	2,64
B	7,49	2,37	2,61	7,56	7,67	7,31	2,46	7,65	7,52	3,03
C	9,93	12,64	7,03	8,41	8,48	8,40	4,71	8,35	8,78	5,98
D	5,96	2,49	2,54	6,71	5,93	5,55	2,34	6,05	5,82	2,47
E	6,03	2,92	3,06	5,85	5,77	5,81	3,91	6,23	5,93	3,67
Gjennomsnitt	7,31	4,52	3,53	7,23	6,94	6,80	4,10	7,01	6,91	3,56
RSD (%)	22,06753773	100,6829902	55,96069249	13,52545271	16,53024125	17,03920283	47,1594067	13,94704964	17,98978681	40,15934324

**Tabell B.0.3:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Ca i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	6527,43	172790,22	156001,31	6465,34	6269,30	6286,93	6299,42	6316,72	6309,97	100452,84
B	5963,09	157690,97	157985,16	6069,36	5867,81	5931,14	162898,36	5931,09	5916,95	159103,80
C	5870,14	121975,18	134780,36	5871,01	5928,94	5859,31	102899,69	5861,99	5953,73	132477,99
D	6540,04	153262,97	133150,46	6455,93	6417,13	6396,64	140210,30	6462,14	6454,71	152558,32
E	7486,22	142397,92	130079,34	7338,37	7410,26	7423,53	130179,11	7412,70	7430,37	178686,19
Gjennomsnitt	6477,39	149623,45	142399,33	6440,00	6378,69	6379,51	108497,38	6396,93	6413,14	144655,83
RSD (%)	9,937724741	12,64419221	9,443275299	8,74642139	9,730119151	9,821987449	56,27358764	9,717468656	9,562699273	20,54051647

**Tabell B.0.4:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Cd i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	0,0084	0,018	0,016	0,0086	0,0044	0,0094	0,0094	0,0066	0,014	0,015
B	0,0054	0,027	0,024	0,0063	0,0051	0,0036	0,012	0,0048	0,0038	0,029
C	0,0074	0,0086	0,014	0,0054	0,0050	0,0052	0,010	0,0076	0,0065	0,015
D	0,0062	0,015	0,027	0,0029	0,0062	0,0058	0,022	0,0061	0,0055	0,019
E	0,0066	0,026	0,026	0,0059	0,0060	0,0045	0,044	0,0041	0,0068	0,040
Gjennomsnitt	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02
RSD (%)	17,0341489	41,20949689	28,55427373	35,23603289	14,12085824	39,13087459	73,79590668	23,86693081	53,84356533	45,35718565

**Tabell B.0.5:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Cu i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	5,25	5,73	5,80	5,39	5,25	5,77	5,25	5,23	5,56	4,09
B	5,78	4,09	4,06	5,66	5,64	5,52	4,18	5,56	5,64	3,95
C	5,78	2,77	3,06	5,86	5,87	5,87	2,35	5,83	6,01	2,70
D	4,55	3,21	3,40	4,48	4,48	4,53	2,62	4,54	4,57	2,72
E	4,74	8,66	3,13	4,51	4,56	4,64	3,29	4,64	4,66	3,95
Gjennomsnitt	5,22	4,89	3,89	5,18	5,16	5,27	3,54	5,16	5,29	3,48
RSD (%)	10,90403156	48,91249256	29,18565479	12,47145347	12,08591252	12,07179466	33,65772023	10,95079026	12,10989271	20,34828949

**Tabell B.0.6:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Fe i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	18,18	20,05	19,50	19,26	17,61	37,28	17,62	17,38	17,45	11,83
B	19,61	19,56	19,24	19,72	19,55	18,82	19,54	20,19	19,13	19,41
C	25,63	17,93	18,87	20,32	20,16	20,40	15,16	20,78	21,12	17,87
D	12,51	10,56	9,83	11,64	11,38	11,18	12,01	11,73	11,03	10,49
E	11,22	11,94	13,19	10,50	10,40	10,45	14,92	11,89	10,37	16,09
Gjennomsnitt	17,43	16,01	16,13	16,29	15,82	19,63	15,85	16,39	15,82	15,14
RSD (%)	33,36801984	27,73686155	27,17156266	29,43222234	29,1279247	55,13972056	18,05967326	26,6938418	30,72418686	25,40367393

**Tabell B.0.7:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Sr i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	50,58	2970,58	2777,51	48,16	48,70	48,71	46,14	46,59	48,53	1838,64
B	46,10	2889,48	2890,44	48,78	45,77	47,39	2885,12	50,08	44,60	2940,27
C	48,44	2204,62	2334,04	48,69	48,25	48,30	1793,76	48,49	49,92	2345,20
D	49,44	2775,39	2454,58	49,75	48,58	48,49	2641,67	48,25	49,07	2757,22
E	53,53	2609,44	2365,98	53,09	52,77	52,85	2292,76	54,14	53,63	2922,00
Gjennomsnitt	49,62	2689,90	2564,51	49,69	48,81	49,15	1931,89	49,51	49,15	2560,67
RSD (%)	5,521700964	11,27436939	9,868933332	3,99292081	5,153061211	4,332060282	58,55036473	5,790633357	6,571692268	18,32802762

**Tabell B.0.8:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Zn i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	13,99	12,79	12,15	13,12	13,42	18,85	13,41	13,00	11,36	7,09
B	14,31	20,19	15,32	15,87	14,65	14,53	15,16	15,17	15,41	16,15
C	16,10	12,47	12,82	15,95	15,65	15,78	10,29	15,75	15,94	12,67
D	10,09	15,05	13,83	9,96	9,88	10,00	12,97	10,74	10,22	13,98
E	10,95	17,37	15,06	10,39	10,21	10,43	16,58	10,60	10,55	18,72
Gjennomsnitt	13,09	15,58	13,84	13,06	12,76	13,92	13,68	13,05	12,70	13,72
RSD (%)	19,0909828	20,85686493	9,93448839	21,99698188	20,43434597	26,80326332	17,39199178	18,41466098	21,72799693	31,77233651

**Tabell B.0.9:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av S i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	10045,51	358185,46	355118,32	9828,79	9813,69	9805,97	9857,32	9798,16	9880,55	254484,28
B	10193,56	355044,85	353002,34	10344,12	10118,29	10272,91	366555,88	10359,01	10063,42	357036,80
C	10709,82	272872,77	298240,83	10788,58	10826,53	10837,32	231669,38	10795,84	10835,56	292791,67
D	9628,57	336938,15	294471,29	9463,62	9461,76	9472,01	324652,09	9549,52	9607,68	337214,04
E	10277,77	316039,71	281204,54	9738,63	10231,41	10266,53	306601,90	10225,54	10020,06	353414,97
Gjennomsnitt	10171,05	327816,19	316407,47	10032,75	10090,34	10130,95	247867,31	10145,62	10081,45	318988,35
RSD (%)	3,846398174	10,68147145	11,04834047	5,27482446	5,0395226	5,122598167	57,177718	4,805393963	4,539027139	13,85411821

**Tabell B.0.10:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av P i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	2842,59	2579,91	2518,27	2832,26	2802,25	2788,95	2816,88	2814,38	2820,41	1665,86
B	3016,57	2306,51	2289,42	3014,59	2991,36	3043,33	2378,37	3037,32	2932,19	2301,24
C	3489,45	1786,67	1872,60	3546,04	3546,74	3582,36	1388,93	3581,83	3589,99	1791,32
D	2368,26	1054,56	888,42	2275,04	2338,45	2381,71	1025,64	2363,69	2369,92	1081,59
E	3072,47	1322,30	1415,32	3084,10	3063,09	3057,46	1503,60	3078,69	3029,53	1766,35
Gjennomsnitt	2957,87	1809,99	1796,81	2950,41	2948,38	2970,76	1822,68	2975,18	2948,41	1721,27
RSD (%)	13,73381208	35,46668186	36,70239883	15,59530331	14,84633084	14,7387549	40,89548161	14,86495417	14,87603241	25,24979392

**Tabell B.0.11:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av As i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	1,02	0,99	1,16	0,99	0,97	1,00	1,01	0,94	1,01	0,65
B	1,18	0,77	0,77	1,19	1,15	1,19	0,79	1,24	1,18	0,84
C	1,15	0,71	0,65	1,18	1,16	1,20	0,47	1,16	1,24	0,79
D	1,02	0,70	0,68	1,01	0,97	1,05	0,51	1,03	0,99	0,62
E	0,96	0,79	0,57	0,87	0,94	0,91	0,62	0,97	0,95	0,74
Gjennomsnitt	1,07	0,79	0,77	1,05	1,04	1,07	0,68	1,07	1,08	0,73
RSD (%)	8,831834169	14,75145615	29,93661397	13,02911289	10,61803363	11,6366731	32,8520452	11,86008955	11,75526515	12,87368716

**Tabell B.0.12:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Mo i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	2,56	7,82	7,83	2,49	2,46	2,53	2,54	2,50	2,44	4,89
B	2,64	5,97	6,99	2,68	2,53	2,59	6,87	2,60	2,58	6,53
C	2,51	4,64	5,14	2,49	2,51	2,48	4,07	2,53	2,51	4,96
D	2,34	5,82	5,40	2,26	2,33	2,31	5,51	2,30	2,28	6,08
E	2,73	6,55	5,43	2,56	2,73	2,76	5,69	2,75	2,68	6,96
Gjennomsnitt	2,56	6,16	6,16	2,50	2,51	2,53	4,93	2,54	2,50	5,88
RSD (%)	5,750980353	18,81187238	19,24109658	6,10687981	5,685935596	6,338438891	33,86359534	6,365097492	5,999809078	15,83347903

**Tabell B.0.13:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av B i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	24,29	1789,72	1771,02	24,77	25,46	25,48	24,51	24,28	23,74	1140,12
B	27,56	1774,81	1814,83	27,81	28,28	27,99	1855,07	28,66	27,78	1795,39
C	28,74	1366,93	1490,22	28,82	28,07	29,19	1137,60	28,26	29,44	1462,00
D	25,39	1694,27	1503,36	24,38	24,67	23,90	1542,09	24,45	25,25	1677,35
E	33,09	1550,13	1388,54	30,01	29,46	31,14	1384,49	30,38	29,34	1730,23
Gjennomsnitt	27,82	1635,17	1593,59	27,16	27,19	27,54	1188,75	27,21	27,11	1561,02
RSD (%)	12,33305459	10,85672298	11,79421204	9,154445589	7,465929354	10,49014149	58,9634373	9,972378982	9,338633936	17,07112919

**Tabell B.0.14:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Cr i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	0,22	3,96	3,87	0,32	0,23	0,20	0,23	0,22	0,25	2,38
B	0,27	2,88	3,04	0,23	0,25	0,24	2,88	0,22	0,29	2,91
C	0,31	1,57	1,93	0,23	0,22	0,24	1,28	0,21	0,25	1,64
D	0,30	2,78	2,41	0,28	0,26	0,27	2,83	0,29	0,26	2,79
E	0,37	2,76	2,70	0,33	0,33	0,33	2,65	0,40	0,33	3,22
Gjennomsnitt	0,29	2,79	2,79	0,28	0,26	0,25	1,97	0,27	0,27	2,59
RSD (%)	19,97737562	30,30081394	26,12067533	17,30913663	15,86689607	17,97230823	59,70955135	29,0700531	13,09022322	23,4673984

**Tabell B.0.15:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Co i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	0,08	0,44	0,40	0,09	0,09	0,09	0,08	0,09	0,10	0,27
B	0,11	0,35	0,36	0,11	0,11	0,11	0,36	0,11	0,12	0,37
C	0,11	0,24	0,27	0,12	0,11	0,12	0,20	0,12	0,12	0,24
D	0,12	0,22	0,21	0,11	0,11	0,12	0,20	0,12	0,12	0,21
E	0,13	0,21	0,18	0,13	0,13	0,13	0,16	0,13	0,13	0,21
Gjennomsnitt	0,11	0,29	0,28	0,11	0,11	0,11	0,20	0,11	0,12	0,26
RSD (%)	15,97066347	34,13334957	33,70436861	13,26204222	12,74389773	12,54894776	50,54878901	14,30899881	8,922182934	25,773105

**Tabell B.0.16:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av K i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	10003,18	155808,10	156409,62	9911,88	9693,89	9689,33	9716,00	9668,48	9874,32	100617,53
B	9850,60	155410,86	159452,58	10176,76	9692,07	9789,94	162715,10	9984,09	9989,29	155470,81
C	10820,16	119437,79	130899,32	10807,76	10956,02	11077,66	100035,74	11029,39	10888,87	127825,48
D	7479,17	143182,74	129569,67	7364,52	7409,24	7432,96	133089,09	7516,19	7501,95	143742,07
E	10393,31	138780,82	124472,54	9786,36	10400,74	10414,20	123473,24	10429,15	10244,92	154168,50
Gjennomsnitt	9709,28	142524,06	140160,75	9609,46	9630,39	9680,82	105805,83	9725,46	9699,87	136364,88
RSD (%)	13,41070703	10,46565125	11,72489237	13,68775877	14,02010088	14,19525858	55,03233239	13,7437429	13,29857302	16,75142859

**Tabell B.0.17:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Se i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	0,38	2,92	3,73	0,38	0,39	0,34	0,27	0,31	0,36	0,84
B	0,37	5,56	5,38	0,44	0,36	0,43	5,31	0,44	0,44	5,43
C	0,46	3,89	4,22	0,47	0,45	0,43	3,20	0,45	0,44	4,05
D	0,30	5,46	4,87	0,28	0,31	0,25	4,56	0,30	0,29	5,27
E	1,24	6,27	4,78	0,46	0,34	0,33	4,97	0,33	0,26	5,96
Gjennomsnitt	0,55	4,82	4,60	0,41	0,37	0,35	3,66	0,37	0,36	4,31
RSD (%)	71,40965358	28,47082238	13,78150158	19,31935014	14,30946758	21,15843339	56,18384833	19,73791216	23,18763332	47,80701552

**Tabell B.0.18:** Konsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ), gjennomsnittskonsentrasjon ( $\mu\text{g/L}$ ) og relativt standardavvik (RSD (%)) av Mn i alle prøvepunkter analysert med ICP-MS.

Prøvepunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	0,13	2,20	2,19	0,15	0,13	0,17	0,14	0,13	0,21	1,58
B	0,14	2,33	2,40	0,16	0,14	0,16	2,42	0,14	0,10	2,29
C	0,43	2,22	2,44	0,17	0,15	0,18	1,78	0,17	0,13	2,29
D	0,92	1,21	0,99	0,13	0,13	0,18	0,99	0,20	0,08	1,07
E	0,19	1,39	1,00	0,17	0,18	0,20	1,01	0,24	0,11	1,22
Gjennomsnitt	0,36	1,87	1,81	0,16	0,15	0,18	1,27	0,18	0,13	1,69
RSD (%)	92,41722246	28,16859539	41,28586418	11,30050155	13,84835526	8,891261873	68,24342066	25,8858748	39,62128281	34,15358789

## C Resultater ionekromatografi

Tabell C.0.1 viser konsentrasjoner (mg/L) for ionene klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) i alle prøver analysert med ionekromatografi. Konsentrasjonene er presentert slik de var gitt i resultatene mottatt fra analysen.

**Tabell C.0.1:** Resultater fra analyse med ionekromatografi per prøve. Konsentrasjoner (mg/L) gitt for klorid ( $\text{Cl}^-$ ), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), bromid ( $\text{Br}^-$ ), fluorid ( $\text{F}^-$ ), nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ).

Prøvenr	$\text{Cl}^-$ (mg/L)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/L)	$\text{Br}^-$ (mg/L)	$\text{F}^-$ (mg/L)	$\text{NO}_2^-$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)
1	49.64	27.64	0.33	0.54	0.47	88.94
2	5077.10	772.8	NA	NA	NA	NA
3	6478.50	837	74.75	NA	NA	NA
4	48.70	27.88	0.33	0.533	0.47	87.35
5	50.68	28.43	NA	0.82	0.72	97.27
6	50.43	28.31	NA	0.82	0.73	97.60
7	50.18	28.13	NA	0.82	0.73	95.90
8	46.83	26.16	NA	0.82	0.72	90.21
9	49.73	27.92	NA	0.82	0.73	95.40
10	3312.70	494.20	NA	NA	NA	NA
11	72.17	27.47	0.52	0.82	NA	91.35
12	4456.35	739.05	NA	NA	NA	NA
13	6300.75	863.70	74.30	NA	NA	NA
14	56.34	26.60	0.47	0.82	NA	96.63
15	62.61	30.24	0.49	0.82	0.70	106.07
16	62.04	30.30	0.49	0.82	0.70	105.47
17	5155.05	858.20	NA	NA	NA	NA
18	69.82	30.68	0.51	0.82	0.71	102.67
19	62.04	29.54	0.48	0.82	NA	104.64
20	5418.25	783.10	71.50	NA	NA	NA
21	56.85	27.83	0.47	0.82	NA	100.79
22	2589.65	538.65	NA	NA	NA	NA
23	3402.20	533.05	NA	NA	NA	NA
24	57.22	28.19	0.47	0.82	NA	100.98
25	60.04	29.50	0.48	0.82	NA	82.10

26	54.53	27.18	0.46	0.82	NA	96.53
27	4000.30	534.60	NA	NA	NA	NA
28	53.34	23.80	0.46	0.81	NA	82.10
29	59.49	29.13	0.48	0.82	NA	102.04
30	5040.65	628.75	NA	NA	NA	NA
31	48.23	26.17	NA	0.81	NA	95.71
32	6338.3	801.8	74.10	NA	NA	NA
33	3779.80	540.55	NA	NA	NA	NA
34	37.37	19.99	NA	0.81	NA	75.82
35	48.08	25.56	NA	0.82	NA	94.45
36	49.24	26.09	NA	0.82	NA	98.01
37	6291.70	801.75	74.10	NA	NA	NA
38	46.16	25.08	NA	0.82	NA	92.39
39	49.07	25.93	NA	0.82	NA	98.31
40	4775.15	715.25	NA	NA	NA	NA
41	58.48	27.80	0.47	0.81	NA	106.83
42	5851.05	804.05	72.55	NA	NA	NA
43	4001.75	633.05	NA	NA	NA	NA
44	55.05	25.55	NA	0.81	NA	101.11
45	46.74	22.51	NA	0.81	NA	87.39
46	58.61	27.96	0.47	0.81	NA	106.93
47	2221.86	417.58	15.70	NA	NA	NA
48	57.57	27.19	0.47	0.81	NA	105.17
49	55.51	26.38	0.46	0.81	NA	102.33
50	6241.20	801.05	73.70	NA	NA	NA



## D Resultater TOC

Tabellene D.0.1 og D.0.2 viser konsentrasjoner (mg/L) for totalt organisk karbon i alle prøver i henholdsvis brakkvannsprøver og ferskvannsprøver. Konsentrasjonene er presentert slik de var gitt i resultatene mottatt fra analysen.

**Tabell D.0.1:** Resultater fra TOC-analyse for brakkvannsprøver med prøvenummer, tilhørende prøvepunkt og kar og konsentrasjoner (mg/L).

Prøvenummer	Prøvepunkt	Kar	TOC (mg/L)
2	2	105	1.440
3	3	110	1.192
10	10	Sump 2	0.672
12	2	105	1.267
13	3	110	1.271
17	7	213	1.077
20	10	Sump 2	1.049
22	2	105	0.915
23	3	110	0.671
27	7	213	0.793
30	10	Sump 2	0.773
32	2	105	1.083
33	3	110	0.721
37	7	213	0.917
40	10	Sump 2	0.794
42	2	105	1.196
43	3	110	0.952
47	7	213	3.797
50	10	Sump 2	1.040

**Tabell D.0.2:** Resultater fra TOC-analyse for ferskvannsprøver med prøvenummer, tilhørende prøvepunkt og kar og konsentrasjoner (mg/L).

Prøvenummer	Prøvepunkt	Kar	TOC (mg/L)
1	1	104	6.469
4	4	111	6.359
5	5	204	6.728
6	6	205	6.350
7	7	213	6.738
8	8	214	6.584
9	9	Sump 1	6.848
11	1	104	7.457
14	4	111	7.168
15	5	204	7.518
16	6	205	7.152
18	8	214	7.373
19	9	Sump 1	7.158
21	1	104	6.913
24	4	111	6.878
25	5	204	6.814
26	6	205	6.941
28	8	214	6.747
29	9	Sump 1	7.132
31	1	104	5.546
34	4	111	5.083
35	5	204	5.709
36	6	205	5.895
38	8	214	5.625
39	9	Sump 1	6.087
41	1	104	6.639
44	4	111	6.607
45	5	204	5.726
46	6	205	6.456
48	8	214	6.398
49	9	Sump 1	6.240

