

Tyra Andersen

Undersøkelse av utvalgte tungmetaller, metalloider og organiske miljøgifter i arktisk snø.

Masteroppgave i Lektor i realfag/Lecthor in science

Veileder: Øyvind Mikkelsen

Juni 2022

Tyra Andersen

Undersøkelse av utvalgte tungmetaller, metalloider og organiske miljøgifter i arktisk snø.

Masteroppgave i Lektor i realfag/Lecthor in science
Veileder: Øyvind Mikkelsen
Juni 2022

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for naturvitenskap
Institutt for kjemi

Sammendrag

I denne masteroppgaven ble det tatt snøprøver i og rundt Longyearbyen for analyse av utvalgte tungmetaller, metalloider og organiske miljøgifter. Formålet med oppgaven var å undersøke lokale kilder til miljøgifter i snø og bidraget fra atmosfærisk langtransport av forurensninger. Prøvetakingen ble utført i februar 2022 og det ble tatt snøprøver fra totalt 85 prøvepunkter for analyse av tungmetaller og metalloider. Disse snøprøvene ble analysert med ICP-MS. Det ble i tillegg tatt totalt seks snøprøver for GC-MS analyse av organiske miljøgifter. Resultater fra ICP-MS analyse av snøprøver tatt i 2018, 2019 og 2020 har også blitt inkludert. Disse snøprøvene ble tatt på omtrent samme prøvetakingspunkter som i 2022, i tillegg til at det ble tatt snøprøver fra området rundt flyplassen.

Resultatene viste blant annet forhøyede konsentrasjoner av Cr, Ni, Cu og As i Longyearbyen. Havneområdet utpekte seg med forhøyede konsentrasjoner av Zn og Cd. Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen ble ansett som bakgrunnsområder og skilte seg ut med forhøyede konsentrasjoner av blant annet As, Cd, Pb og Hg. Lokale punktkilder til forurensning som utpekte seg var kullkraftverket, bilverkstedet Automester Svalbad og området øverst i Nybyen. Det ble ikke detektert noen konsentrasjoner av PAH-er og PCB-er i de seks snøprøvene analysert for innhold av organiske miljøgifter.

Ut ifra resultatene var det vanskelig å si noe sikkert om bidrag fra atmosfærisk langtransport av forurensninger til Svalbard. Eventuelle bidrag fra atmosfærisk langtransport ble i stor grad overskygget av lokale utslippskilder.

Forord

Denne masteroppgaven er en avslutning på min utdanning som lektor i realfag, ved instituttet for kjemi på Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU i Trondheim. Feltarbeidet for innhenting av datamateriale ble utført i februar 2022 på Svalbard. Oppgaven inkluderer også datamateriale innhentet i 2018, 2019 og 2020 av studenter på UNIS i forbindelse med kurset AT331. Oppgaven ble skrevet våren 2022.

Jeg ønsker å takke Øyvind Mikkelsen, professor på instituttet for kjemi på NTNU i Trondheim, for god hjelp og veiledning under feltarbeid, med div. labarbeid og under selve skriveprosessen. Jeg vil også rette en takk til Kyyas Seyitmuhammedov, senioringeniør på instituttet for kjemi, for utførelse av ICP-MS analyse, og Susanna Villa Gonzales, senioringeniør på instituttet for kjemi, for utførelse av GC-MS analyse.

Til slutt vil jeg takke mine fantastiske studievenninner for en uforglemmelig studietid.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	i
Forord	ii
Figurer	3
Tabeller	6
Forkortelser	8
Kapittel 1 Introduksjon	9
Kapittel 2 Teori	10
<i>Miljøgifter</i>	10
Naturlige og antropogene kilder. Lokalt og langtransport.	11
Oppholdstid av kjemiske stoffer og grunnstoffer i atmosfæren	14
Fordelingskoeffisienter	18
<i>Arktis</i>	19
Arktisk snø og forhold	19
Lokale kilder til forurensning i Longyearbyen	20
Langtransporterte kilder til forurensning på Svalbard	22
<i>Beskrivelse av utvalgte PBTER og andre miljøgifter i Arktis.</i>	24
Tungmetaller	24
Kvikksølv	26
PCB og PAH.....	32
<i>Kvalitetssikring ved prøvetaking og forberedelse av prøver for analyse av miljøgifter</i>	35
<i>Elementanalyse med ICP-MS</i>	36
<i>Bestemmelse av PAH og PCB med GC-MS</i>	38
Fast fase ekstraksjon	38
GC-MS.....	38
<i>Analyse av fysikalsk-kjemiske parametere</i>	39
pH	39
Konduktivitet.....	39
Turbiditet	40
<i>Statistiske verktøy</i>	40
Snitt	40
Median	40
Standardavvik.....	41
Korrelasjon	41
PCA	42
Mann Whitney U-test	42
Kapittel 3 Metode	43
<i>Generelt om gjennomføring av prøvetaking og analyser</i>	43
<i>Prøvetaking i Longyearbyen, 06.02.2022</i>	46

Sektor 1:	46
<i>Prøvetaking i Longyearbyen, 07.02.2022</i>	48
Scooterparkeringen:	48
Sektor 2:	49
<i>Analyse av fysikalske/kjemiske parametere, UNIS 08.02.2022</i>	50
<i>Prøvetaking i Longyearbyen, 09.02.2022</i>	51
Sektor 3	51
<i>Prøvetaking i Longyearbyen, 10.02.2022</i>	52
Havneområdet	52
Sektor 4:	53
<i>Analyse av fysikalske/kjemiske parametere, UNIS 11.02.2022</i>	54
<i>Prøvetaking utført av veileder og andre studenter</i>	55
Longyearbyen-området:	55
Adventdalen:	59
Colesdalen	60
Longyearbreen	60
Flyplassen	61
Havneområdet	61
<i>Filtrering av prøver for analyse av PAH/PCB, NTNU 28.04.2022-29.04.2022</i>	61
<i>Fast-fase ekstraksjon (SPE) av prøver for analyse av PAH/PCB, NTNU 13.05.2022.</i>	62
<i>Turbovap, NTNU 14.05.2022</i>	63
Kapittel 4 Resultater og diskusjon.	63
<i>ICP-MS, del 1: prøver tatt i 2022</i>	65
Krom	65
Nikkel	68
Kobber	70
Sink	73
Arsen	76
Kadmium	79
Bly	82
Hg	86
Punktkilder til forurensning av tungmetall(oid)er	88
<i>ICP-MS, del 2: prøver tatt i 2018-2022</i>	90
Krom	90
Nikkel	92
Kobber	94
Sink	96
Arsen	98
Kadmium	100
Bly	102
Kvikksølv	104
Punktkilder til forurensning av tungmetall(oid)er	106
<i>PCA, 2018-2022</i>	107
<i>GC-MS Analyse for organiske miljøgifter</i>	113
<i>Feilkilder og bemerkninger</i>	114
Kapittel 5 Konklusjon	115
Kapittel 6 Litteraturliste	117

Kapittel 7 Vedlegg	123
<i>Deteksjonsgrenser for prøver tatt i 2022.....</i>	<i>123</i>
<i>Koordinater for prøvepunktene</i>	<i>126</i>

Figurer

Figur 2.1: Antropogene og naturlige kilder til forurensning (Lutgens & Tarbuck, 2001, s. 349)	12
Figur 2.2: De viktigste dokumenterte veiene for atmosfærisk langtransport av forurensning indikert med svarte piler. De grå pilene angir de største vindfeltene (Marx & McGowan, 2011).....	13
Figur 2.3: Utslipp av POP-er fra jordoverflaten transporteres gjennom troposfæren og inn i stratosfæren. Her vil POP-er brytes ned av UV-stråling og reaksjoner med kjemiske specier som f.eks. OH-radikaler og Cl-radikaler. De frie radikalene kan konverteres tilbake til ikke-destruktive forbindelser, som f.eks. HOCl og HCl. Disse ikke-destruktive forbindelsene kan på nytt danne frie radikaler ved reaksjoner på polare stratosfæriske is-partikler eller grunnet UV-stråling, eller de kan returneres til jordoverflaten. De frie radikalene katalyserer reaksjonen mellom O ₃ og O eller O ₃ og O ₃ for å danne O ₂ , som O ₃ i utgangspunktet dannes av gjennom UV-dissosiasjon. Figuren er laget med inspirasjon fra Figur. 5 i boken «Global atmospheric-biospheric chemistry» (Prinn, 1994, s. 8).....	16
Figur 2.4: Den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av atmosfærisk PAH på Svalbard (MOSJ, 2022a).	23
Figur 2.5: Den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av atmosfærisk PCB på Svalbard (MOSJ, 2022a).	23
Figur 2.6: Den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av atmosfærisk kvikksølv og bly på Svalbard (MOSJ, 2022a).	23
Figur 2.7: Prosentvis fordeling av naturlige og antropogene utslipp av utvalgte tungmetaller på et globalt nivå i 1983 (Arctic & Assessment, 1997, s. 97).....	25
Figur 2.8: Prosentvis fordeling av ulike antropogene kilder til utslipp av kvikksølv, kadmium og bly (Arctic & Assessment, 1997, s. 97).....	26
Figur 2.9: Kvikksølv fra naturlige- og antropogene kilder omdannes til metylkvikksølv og biomagnifiseres i akvatiske systemer (Pathania, 2016, s. 3).....	27
Figur 2.10: Estimert årlig bruk av kvikksølv i små-skala gullutvinning på et globalt nivå (Esdaile & Chalker, 2018).....	29
Figur 2.11: Kvikksølv sin syklus i polare regioner (Steffen et al., 2008).	30
Figur 2.12: En generell oversikt over hovedkomponentene i et massespektrometer (Vandenbroucke, 2015, s. 144).	37
Figur 3.1: Kart over plasseringen av prøvepunktene P1-P10 i Longyearbyen, Svalbard.	47
Figur 3.2: Kart over plasseringen av prøvepunktene P11-P15 i Nybyen, Svalbard.....	48
Figur 3.3: Kart over plasseringen av prøvepunktene P16-P25 i Longyearbyen, Svalbard.	50
Figur 3.4: Kart over plasseringen av prøvepunktene P26-P35 i Longyearbyen, Svalbard.	52
Figur 3.5: Kart over plasseringen av prøvepunktene P36-P40 i Longyearbyen, Svalbard.	53
Figur 3.6: Kart over plasseringen av prøvepunktene P41-P50 langs sjøen i Longyearbyen, Svalbard.....	54
Figur 3.7: Kart over plasseringen av prøvepunktene P51-P55 i Longyearbyen, Svalbard.	56

Figur 3.8: Kart over plasseringen av prøvepunktene P56-P60 i Longyearbyen, Svalbard.	57
Figur 3.9: Kart over plasseringen av prøvepunktene P61-P65 i Longyearbyen, Svalbard.	58
Figur 3.10: Kart over plasseringen av prøvepunktene P71-P77 på Svalbard.....	59
Figur 3.11: Kart over plasseringen av prøvepunktene P83-P85 på Svalbard.....	60
Figur 3.12: Kart over plasseringen av prøvepunktene P86-P89 på Svalbard.....	61
Figur 4.1: Boksplokk med konsentrasjoner av Cr fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	66
Figur 4.2: Boksplokk med konsentrasjoner av Ni fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	68
Figur 4.3: Boksplokk med konsentrasjoner av Cu fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	70
Figur 4.4: Konsentrasjonen av Cu i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.	72
Figur 4.5: Boksplokk med konsentrasjoner av Zn fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	74
Figur 4.6: Konsentrasjonen av Zn i prøvepunktene P36-P40 (Havneområdet) og P41-P50 (Sektor 4). Avstanden mellom prøvepunktene på Sektor 4 er ca. 200 m.....	75
Figur 4.7: Boksplokk med konsentrasjoner av As fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	77
Figur 4.8: Konsentrasjonen av As i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.	78
Figur 4.9: Boksplokk med konsentrasjoner av Cd fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	79
Figur 4.10: Konsentrasjonen av Cd i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.	81
Figur 4.11: Konsentrasjonen av Cd i prøvepunktene P41-P50 på Sektor 3. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 150-200 m.	82
Figur 4.12: Boksplokk med konsentrasjoner av Pb fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	83
Figur 4.13: Konsentrasjonen av Pb på prøvepunktene P1-10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.	85
Figur 4.14: Boksplokk med konsentrasjoner av Hg fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.....	86
Figur 4.15: Boksplokk med konsentrasjoner av Cr fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.....	91
Figur 4.16: Boksplokk med konsentrasjoner av Ni fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.....	93
Figur 4.17: Boksplokk med konsentrasjoner av Cu fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.....	95

Figur 4.18: Boksplokk med konsentrasjoner av Zn fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.	97
Figur 4.19: Boksplokk med konsentrasjoner av As fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.	99
Figur 4.20: Boksplokk med konsentrasjoner av Cd fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.	101
Figur 4.21: Boksplokk med konsentrasjoner av Pb fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.	103
Figur 4.22: Boksplokk med konsentrasjoner av Hg fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.	105
Figur 4.23: Plott med PCA resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2022. Et utvalg av metall(oid)er, i tillegg til turbiditet og konduktivitet, er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-1 og PC-2 forklarer 59% og 14% av variansen i plottet, henholdsvis.	109
Figur 4.24: Plott med PCA-resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2020. De ulike prøvetakingssektorene og -områdene er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-1 og PC-2 forklarer 59% og 14% av variansen i plottet, henholdsvis.....	110
Figur 4.25: Plott med PCA resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2022. Et utvalg av metall(oid)er, i tillegg til turbiditet og konduktivitet, er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-3 og PC-4 forklarer 10% og 5% av variansen i plottet, henholdsvis.	111
Figur 4.26: Plott med PCA-resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2020. De ulike prøvetakingssektorene og -områdene er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-3 og PC-4 forklarer 10% og 5% av variansen i plottet, henholdsvis.....	112

Tabeller

Tabell 2.1: Reaksjoner som er involvert i kjemisk fjerning av atmosfærisk forurensning.	16
Tabell 3.1: ICP-MS parametere.....	44
Tabell 3.2: ICP-MS parametere.....	45
Tabell 4.1: Gjennomsnittlig konsentrasjon av Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg, og gjennomsnittlig pH-verdi, konduktivitet og turbiditet på de ulike prøvetakingssektorene og - områdene for snøprøvene tatt i februar 2022.	63
Tabell 4.2: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Cr på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.1 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	66
Tabell 4.3: Utstikkere i boksplottet for Cr i Figur 4.1.....	67
Tabell 4.4: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Ni på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.2 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	69
Tabell 4.5: Utstikkere i boksplottet for Ni i Figur 4.2.....	69
Tabell 4.6: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Cu på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.3 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	71
Tabell 4.7: Utstikkere i boksplottet for Cu i Figur 4.3.....	71
Tabell 4.8: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Zn på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.5 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	74
Tabell 4.9: Utstikkere i boksplottet for Zn i Figur 4.5.	75
Tabell 4.10: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av As på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.7 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	77
Tabell 4.11: Utstikkere i boksplottet for As i Figur 4.7.	77
Tabell 4.12: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Cd på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.9 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	80
Tabell 4.13: Utstikkere i boksplottet for Cd i Figur 4.9.....	80
Tabell 4.14: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Pb på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.12 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	83
Tabell 4.15: Utstikkere i boksplottet for Pb i Figur 4.12.	84
Tabell 4.16: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Hg på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.14 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	87
Tabell 4.17: Utstikkere i boksplottet for Hg i Figur 4.14.....	87

Tabell 4.18: Utstikkere i boksplottene for tungmetall(oid)ene Cr, Ni, Cu, As, Cd, Pb og Hg basert på snøprøvene tatt i 2022.	88
Tabell 4.19: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Cr på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.15 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	91
Tabell 4.20: Utstikkere i boksplottet for Cr i Figur 4.15.....	92
Tabell 4.21: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Ni på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.16 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	93
Tabell 4.22: Utstikkere i boksplottet for Ni i Figur 4.16.....	94
Tabell 4.23: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Cu på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.17 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	95
Tabell 4.24: Utstikkere i boksplottet for Cu i Figur 4.17.	96
Tabell 4.25: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Zn på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.18 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	97
Tabell 4.26: Utstikkere i boksplottet for Zn i Figur 4.18.	98
Tabell 4.27: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av As på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.19 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	99
Tabell 4.28: Utstikkere i boksplottet for As i Figur 4.19.	100
Tabell 4.29: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Cd på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.20 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	101
Tabell 4.30: Utstikkere i boksplottet for Cd i Figur 4.20.	102
Tabell 4.31: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Pb på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.21 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	103
Tabell 4.32: Utstikkere i boksplottet for Pb i Figur 4.21.	104
Tabell 4.33: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Hg på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.22 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.	105
Tabell 4.34: Utstikkere i boksplottet for Hg i Figur 4.22.	106
Tabell 4.35: Utstikkere i boksplottene for tungmetall(oid)ene Cr, Ni, Cu, As, Cd, Pb og Hg basert på snøprøvene tatt i perioden 2018-2022. Utstikkerne som allerede er nevnt i Tabell 4.17 er utelatt.	107
Tabell 7.1: Deteksjonsgrenser for ICP-MS analyse av snøprøvene tatt fra Sektor 2, Sektor 3 og Scooterparkeringen i februar 2022.	123
Tabell 7.2: Deteksjonsgrenser for ICP-MS analyse av snøprøvene tatt på Sektor 4, Havneområdet, LYR-området, Longyearbreen, i Adventdalen og i Colesdalen. i februar 2022.	124

Tabell 7.3: Prøvetakingspunkter med tilhørende koordinater.	126
Tabell 7.4: Prøvetakingspunkter med tilhørende koordinater.	127
Tabell 7.5: Prøvetakingspunkter med tilhørende koordinater.	128

Forkortelser

AMDEs	Atmospheric Mercury Depletion Events
DDT	Diklor-Difenyl-Triklorethan
GC-MS	Gas Chromatography-Mass Spectrometry
GEM	Gaseous Elemental Mercury
GOM	Gaseous Oxidized Mercury
ICP-MS	Inductively Coupled Mass Spectrometry
ISO	International Organization for Standardization
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
NS	Norsk Standard
NTNU	Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
ODS	Octadecylsilyl
PAH	Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner
PBM	Particle-Bound Mercury
PCA	Principal Component Analysis
PCB	Polychlorinated Biphenyls
PFC	Perfluorochemicals
PTFE	Polytetrafluoroethylene
POP	Persistent Organic Pollutants
SPE	Solid-Phase Extraction
UNIS	The University Centre in Svalbard

Kapittel 1 Introduksjon

I norsk Arktis har forhøyede konsentrasjoner av forurensinger som polyklorinerte bifenyl (PCB-er) og kvikksølv blitt detektert i arter på høyere trofiske nivåer, som blant annet sel og isbjørn. Dette skyldes at disse forurensningene bioakkumulerer i næringskjeden og toksiske effekter som endringer i atferd og reproduksjonsevne har blitt observert ved høye nok nivåer av slike miljøgifter. Mer enn 50% av konsentrasjonen av tungmetaller i Arktis skyldes antropogene forurensningskilder, og både lokale og langtransporterte forurensningskilder vil kunne påvirke konsentrasjonen av forurensinger i Arktis. Forurensninger vil fraktes fra sørligere områder og akkumulere i den kalde og stillestående arktiske luften i vintersesongen. Når solen dukker opp tidlig på våren vil atmosfærisk avsetning av elementer som f.eks. kvikksølv, forekomme (Assessment, 2011; Kamp et al., 2018; Schroeder et al., 1998).

Global oppvarming og klimaendringer har imidlertid ført til endringer i det Arktiske klimaet og værforholdene på Svalbard. Norsk Klimaservice melder blant annet om at det siden 1970 har vært en gradvis nedgang i dager med snø ved Svalbard lufthavn, samtidig som den maksimale snømengden har økt. Det har også blitt observert hyppigere mildvær og regn-på-snø episoder om vinteren (klimaservice, 2021). Disse endringene kan påvirke transportveiene for atmosfærisk langtransport av forurensninger, i tillegg til prosesser for forurensninger i Arktis (Gallet et al., 2019). Under utarming av forurensninger fra den arktiske atmosfæren om våren, antas det at en betydelig brøkdel av de flyktige og halv-flyktige forurensningene, som f.eks. kvikksølv, sendes tilbake ut i atmosfæren (Steffen et al., 2008). Men med mildere vintere og flere regn-på-snø episoder kan andre prosesser som f.eks. våt avsetning av forurensninger spille en større rolle. Et mildere arktisk klima vil også føre til flere isfrie fjorder og havner. Dette vil sannsynligvis øke cruise-trafikken og turist-aktiviteten, som potensielt vil kunne spille en større rolle som lokal kilde til forurensinger i det arktiske miljøet.

Dette prosjektet vil studere bidraget fra ulike lokale kilder til miljøgifter i snø i området rundt og i Longyearbyen, Svalbard. Lokale kilder som er interessante å undersøke er det aktive kullkraftverket, snøscooteraktivitet, båt- og biltrafikk. Bidraget fra atmosfærisk langtransport av forurensninger vil også undersøkes. Snøprøver tatt i februar 2022 vil bli analysert for forurensninger av utvalgte tungmetaller og teknogene metaller, i tillegg de organiske miljøgiftene polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH-er) og polyklorinerte bifenyl

(PCB-er). Snøprøvene vil bli studert med statistiske verktøy og multivariable dataanalyser. Prøvene vil bli samlet inn i 2022 fra områdene i og rundt Longyearbyen og bli analysert med ICP-MS- og GC-MS-instrumenter, men resultater fra prøver tatt i 2018, 2019 og 2020 vil også inkluderes i prosjektet.

Hovedformålet prosjektet er å bidra med ny kunnskap knyttet til transportmekanismene og kildene til de utvalgte miljøgiftene i snø på Svalbard. Prosjektet vil også bidra med generelle resultater om miljøgifter i Arktis, som vil være av verdifull interesse for forskere. Dette prosjektet vil forhåpentligvis gi nyttig data om lokale kilder og atmosfærisk avsetning av forurensinger for lokale myndigheter og privat sektor i Longyearbyen, samt beslutningstakere.

Kapittel 2 Teori

Miljøgifter

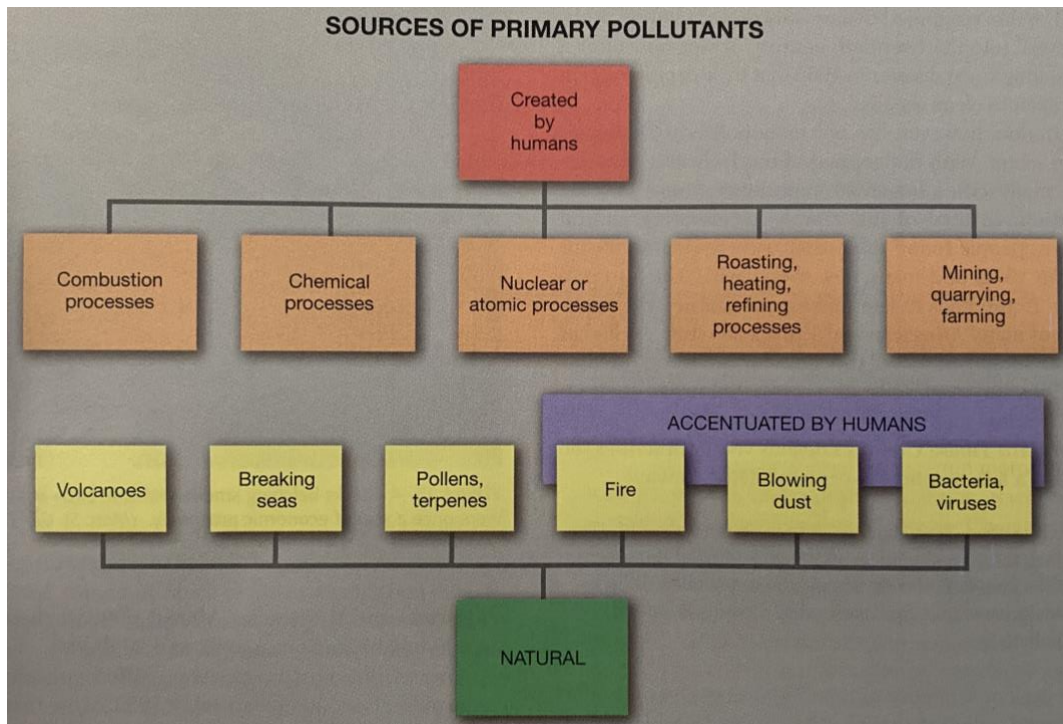
En miljøgift er enten et grunnstoff eller en kjemisk forbindelse med en kjent giftig effekt, eller som mistenkes for å være giftig, selv ved lave konsentrasjoner (Pedersen, 2021; Thaulow et al., 2021). Miljøgifter kan kategoriseres som persistente (tungt nedbrytbare) eller ikke-persistente. De persistente miljøgiftene kalles også for de klassiske miljøgiftene, og blant disse finner vi PBT-er. PBT-er er persistente (P), bioakkumulerende (B) og toksiske (T) (Husøy, 2021). Som en konsekvens av at mange miljøgifter er persistente er de også mobile og vil kunne transporteres over lange avstander (Miljødirektoratet, 2021a). Kildene til miljøgifter er mange, og hvor farlige miljøgiftene er varierer i stor grad (Naturvernforbundet, 2019). Noen kjente effekter av miljøgifter er økte tilfeller av kreft, lavere reproduksjonsrate og skader på arvestoff (Miljødirektoratet, 2021b). Eksempler på noen kjente miljøgifter er PCB, PAH, DDT, furaner, tungmetaller og radioaktive stoffer (Miljødirektoratet, 2021b; Pedersen, 2021). Blant disse regnes blant annet kvikksølv og mange PCB-er som PBT-er (families, 2022). Flere omtaler også PAH-er som PBT-er, men per definisjon regnes ikke PAH-er som PBT-er fordi de ikke er bioakkumulerende.

Spredning av miljøgifter og andre stoffer med negative konsekvenser for mennesker-, dyr- og planters helse eller trivsel kalles forurensning (Thaulow et al., 2021). Forurensninger tilføres vann, jord, eller atmosfæren, hvor sistnevnte ofte refereres til som luftforurensning (biovitenskap, 2021). Luftforurensing er luftbårne partikler og gasser som oppstår i

konsentrasjoner som setter helse og velvære til organismer i fare eller som forstyrrer miljøets funksjon. (Lutgens & Tarbuck, 2001, s. 350). Virkningene av en type forurensning er knyttet til det gitte stoffets egenskaper og konsentrasjon (Thaulow et al., 2021). Miljøgifter og andre stoffer med liknende bekymrende egenskaper føres opp på den norske prioritetslista, med hensikt om å stanse bruk og utslipp av disse stoffene. PCB-er, PAH-er og enkelte tungmetaller som f.eks. bly, kadmium og kvikksølv er eksempler på stoffer på den norske prioriteringslista (Miljødirektoratet, 2021a, 2021b). Til tross for at prioriteringslista er vel etablert i Norge forekommer fortsatt forurensning av miljøgifter. Årsaker til dette kan være tilfeller av ulykker, som f.eks. oljesøl, at den tidligere mindre regulerte kjemikaliebruken nå forurenser miljøet, eller at forurensning fra andre land fraktes over lange avstander til Norge (Miljødirektoratet, 2021b; Naturvernforbundet, 2019).

Naturlige og antropogene kilder. Lokalt og langtransport.

Kildene til miljøgifter kan være mange og varierte, og det skilles vanligvis mellom naturlige og antropogene kilder. I de gule boksene nederst på Figur 2.1 er naturlige kilder til begge typene forurensning skildret. Typiske naturlige kilder til forurensning er naturlige utslipp av olje fra oljereservoir og utslipp av f.eks. tungmetaller fra grunnmaterialet i fjell og skifer (Alloway, 2013, s. 11-45; biovitenskap, 2021). Kilder til naturlig luftforurensning er blant annet vulkanutbrudd, saltpartikler fra bølger i havet, pollen fra planter, røyk fra skogbranner og vindblåst støv. I de oransje boksene øverst på Figur 2.1 er antropogene kilder til begge typene forurensning skildret. Typiske antropogene kilder til forurensning er bruk av pesticider og gjødsel i jordbruk, i tillegg til matavfall og kloakkslam. Kloakkslam er en kilde til forurensning ved at diverse rester fra blant annet såper, toalettartikler, legemidler og syntetiske stoffer havner i kloakken og videre ut i miljøet (Alloway, 2013, s. 11-45; biovitenskap, 2021). Eksempler på antropogene kilder til luftforurensning er forbrenningsprosesser, kjemiske prosesser, atomkraftverk og kulldrift (Lutgens & Tarbuck, 2001, s. 348-349)..



Figur 2.1: Antropogene og naturlige kilder til forurensning (Lutgens & Tarbuck, 2001, s. 349)

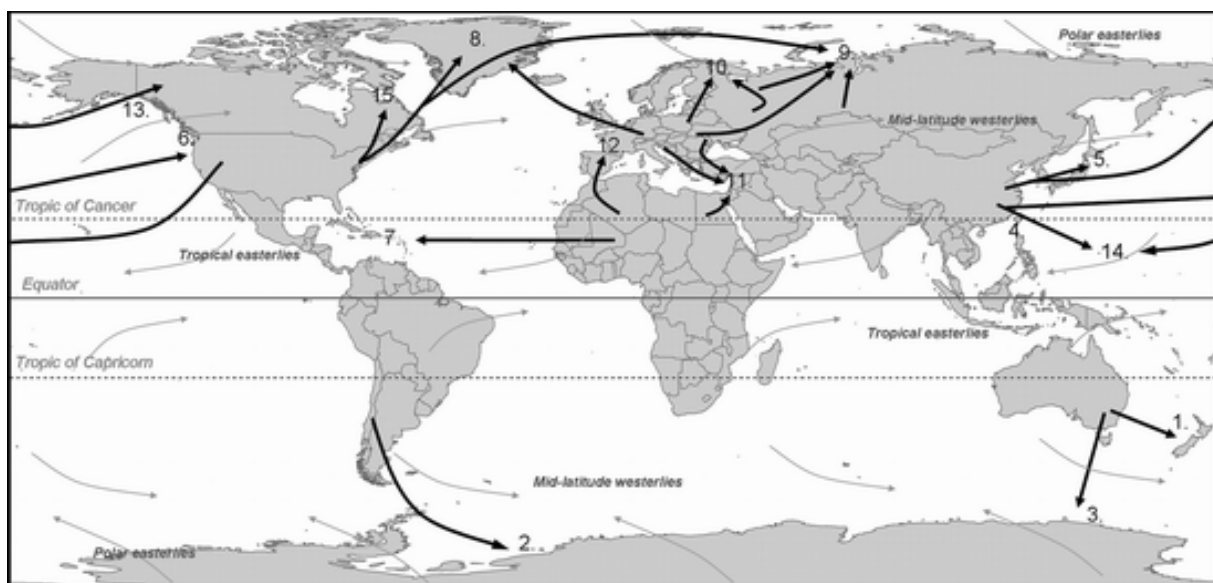
Mengden forurensning som slippes ut i atmosfæren er den mest åpenbare faktoren som påvirker luftforurensning. Likevel finner vi store variasjoner i luftkvalitet fra dag til dag under perioder med jevne utslipp, noe som sannsynligvis skyldes spredning av forurensningene i atmosfæren. To av de viktigste atmosfæriske forholdene som påvirker spredningen av forurensningene er vindens styrke og luftens stabilitet. Disse to faktorene er med på å bestemme hvor raskt forurensninger fortynnes ved å blandes med luften etter at de har forlatt utslippskilden, og etablerer et skille mellom lokale og langtransporterte kilder (Lutgens & Tarbuck, 2001, s. 359).

Atmosfæriske forurensinger er sjeldent begrenset til urbane og industrielle områder hvor forurensningene slippes ut, men transporteres ofte tusenvis av kilometer og påvirker regioner langt unna. Langtransport av miljøgifter skjer i hovedsak via vind i atmosfæren (Wayne, 2000, s. 76-78). På Figur 2.2 er de viktigste dokumenterte veiene for atmosfærisk langtransport av forurensning illustrert med nummererte svarte piler. Tallene 1-15 på de svarte pilene tilsvarer følgende transportveier i atmosfæren:

1. fra Australia til New Zealand
2. fra Sør-Amerika til Antarktis
3. fra Australia til Antarktis
4. fra Asia til Taiwan
5. fra Asia til Japan og Korea
6. fra Asia til Nord-Amerika

7. fra Nord-Afrika til Mellom-Amerika
8. fra Europa og Nord-Amerika til Grønland
9. fra Nord-Amerika, Europa og Russland til det russiske Arktis
10. fra Vest- og Øst-Europa til Skandinavia
11. fra Europa og Nord-Afrika til Midtøsten
12. Nord-Afrika til Spania
13. fra Asia til det Nordamerikanske Arktis
14. fra Asia og Nord-Amerika til det sentrale nordlige Stillehavet
15. fra Nord-Amerika til det avsidesliggende Canadiske Arktis

Majoriteten av transportbanene forekommer i mellombreddegrader og polare områder på begge halvkuler, hvor sterke vinder dominerer (Marx & McGowan, 2011).



Figur 2.2: De viktigste dokumenterte veiene for atmosfærisk langtransport av forurensning indikert med svarte piler. De grå pilene angir de største vindfeltene (Marx & McGowan, 2011).

Vind kan betraktes som en luftstrøm som oppstår som en respons på trykkforskjeller mellom ulike steder på jorda. En årsak til disse trykkforskjellene kan være forskjeller i temperatur, og ved at vinden transporterer varme har den en tendens til å utjevne disse temperaturforskjellene. Dette fører til at forskjellene i temperaturene ved ekvator og polene er mindre enn det som ville eksistert i fravær av atmosfæriske bevegelser. En generell trend er at varm luft stiger opp nær ekvator og synker ved høyere breddegrader. På denne måten er vind ansvarlig for transport av miljøgifter over lengre avstander i atmosfæren, f.eks. fra områder nær ekvator til Arktis hvor miljøgiftene vil avsettes (Wayne, 2000, s. 76-78). Dette er illustrert i Figur 2.2 gjennom pil 12 og pil 9 (Marx & McGowan, 2011). Siden vind oppstår som en respons på blant annet forskjeller i temperatur, vil veiene for atmosfærisk langtransport av forurensinger skildret i Figur 2.2 kunne forandres som en konsekvens av endringer i temperaturen på jorda.

Det finnes software-programmer for å beregne hvor langtransportert forurensning kommer fra, blant annet «Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory»-modellen, forkortet HYSPLIT. HYSPLIT er utviklet av «The National Oceanic and Atmospheric Administration`s (NOAA`s) Air Resources Laboratory (ARL)» og er en av de mest brukte modellene for beregning av atmosfærisk transport og spredning. Modellen benyttes ofte for å bestemme opprinnelsen til luftmasser og har blant annet blitt brukt til sporing og prognoser av forurensninger fra ulike stasjonære og mobile utslippskilder (Stein et al., 2015).

Oppholdstid av kjemiske stoffer og grunnstoffer i atmosfæren

Hvor langt et kjemisk grunnstoff eller en kjemisk forbindelse vil kunne transporteres før det avsettes avhenger av grunnstoffets eller forbindelsens oppholdstid. Den gjennomsnittlige oppholdstiden gir et mål på hvor lang tid det vil ta før konsentrasjonen av miljøgiften i atmosfæren forsvinner gjennom kjemiske eller fysiske prosesser (Hobbs, 2000, s. 80-81; Wayne, 2000, s. 136-139). Kjemisk fjerning involverer transformering til andre kjemiske specier og gass-til-partikkel konvertering gjennom enten kjemiske eller fysiske prosesser (Hobbs, 2000, s. 80). Fotokjemiske reaksjoner er blant annet et eksempel på kjemisk fjerning (Stohl & Akimoto, 2004, s. 214).

Fotokjemiske reaksjoner, absorpsjon av UV-stråling, er det som initierer de fleste homogene gassfasereaksjoner. En av de viktigste reaktive kjemiske artene i troposfæren som dannes gjennom en fotokjemisk reaksjon er fritt hydroksyl-radikal ($\text{OH}\cdot$). Hydroksylradikalet dannes ved at UV-stråling dekomponerer ozon (O_3) til molekylært oksygen (O_2) og eksitert oksygenatom (O^*), som vist i Likning (1.1) (Hobbs, 2000, s. 72).



Eksiterte oksygenatom vil i stor grad reagere med molekylært oksygen og danne ozon igjen, men en liten fraksjon av de eksiterte oksygenatomene vil reagere med vanndamp (H_2O) og danne to hydroksyl-radikaler, som vist i Likning (1.2) (Hobbs, 2000, s. 73).



Hydroksylradikalet er en kraftig oksidant som reagerer raskt med mange forurensninger i atmosfæren og som dermed kan bidra til kjemisk fjerning av atmosfæriske forurensninger (Hobbs, 2000, s. 73). På natten derimot, når det ikke er UV-stråling til stede, er det nitratradikalet ($\text{NO}_3\cdot$) som er den primære oksidanten i troposfæren. Nitratradikalet dannes gjennom reaksjon mellom nitrogendioksid (NO_2) og ozon (O_3), som vist i Likning (1.3) (Hobbs, 2000, s. 74).



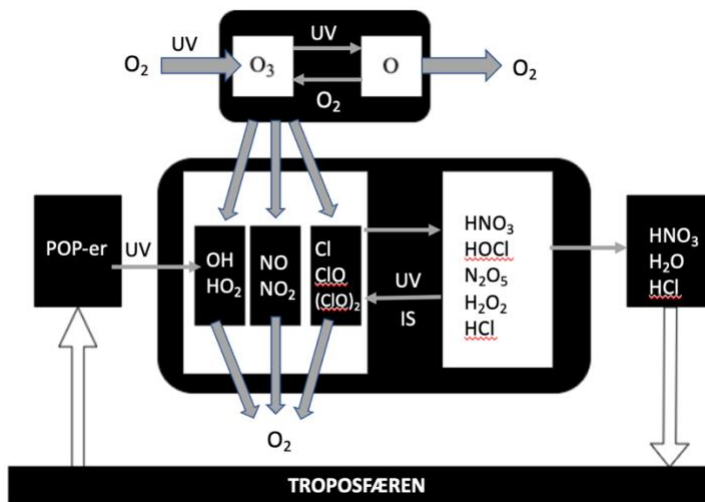
Nitratradikalet er mye mindre reaktivt enn hydroksylradikalet, men er til stede i mye høyere konsentrasjon om natten enn hva hydroksylradikalet er om dagen (Hobbs, 2000, s. 74).

Andre eksempler på kjemisk fjerning av et kjemisk grunnstoff eller en kjemisk forbindelse (A) er ved reaksjon med halogener (B), enten halogen-radikaler eller oksiderte halogener. Halogener (B) kan blant annet reagere med ozon og danne oksiderte halogener, som vist i Likning (1.4). Reaksjon mellom disse oksiderte halogenene og kjemiske former eller forbindelser (A) er vist i Likning (1.5). En slik reaksjon fører til kjemisk fjerning av kjemiske former/forbindelser (A) i tillegg til dannelsen av halogenradikaler. Halogenradikaler kan også dannes ved reaksjon mellom halogener og elektromagnetisk stråling som vist i Likning (1.6). Halogenradikalene kan videre reagere med kjemiske former/forbindelser (A) som vist i Likning (1.7), og føre til kjemisk fjerning av kjemiske former/forbindelser (Steffen et al., 2008).



Likningene (1.4) - (1.7) er generelle likninger og er ikke balanserte. Likningene (1.1) - (1-7) er samlet i Tabell 2.1. Kjemisk fjerning av organiske forbindelser innebærer ofte at forbindelsen brytes ned. Tungmetall(oid)er er kjemiske elementer/grunnstoffer og kan derfor

ikke brytes ned. For tungmetall(oid)er innebærer kjemisk fjerning derfor at elementet skifter spesiering, f.eks. ved å endre oksidasjonstilstand eller aggregattilstand. En simplifisert oversikt over kjemisk fjerning av organiske forurensninger i form av POP-er er vist i Figur 2.3.



Figur 2.3: Utslipp av POP-er fra jordoverflaten transporteres gjennom troposfæren og inn i stratosfæren. Her vil POP-er brytes ned av UV-stråling og reaksjoner med kjemiske specier som f.eks. OH-radikaler og Cl-radikaler. De frie radikalene kan konverteres tilbake til ikke-destruktive forbindelser, som f.eks. HOCl og HCl. Disse ikke-destruktive forbindelsene kan på nytt danne frie radikaler ved reaksjoner på polare stratosfæriske is-partikler eller grunnet UV-stråling, eller de kan returneres til jordoverflaten. De frie radikalene katalyserer reaksjonen mellom O₃ og O eller O₃ og O₃ for å danne O₂, som O₃ i utgangspunktet dannes av gjennom UV-dissosiasjon. Figuren er laget med inspirasjon fra Figur. 5 i boken «Global atmospheric-biospheric chemistry» (Prinn, 1994, s. 8).

Tabell 2.1: Reaksjoner som er involvert i kjemisk fjerning av atmosfærisk forurensning.

Reaksjon	Likning
$O_3 + hv \rightarrow O_2 + O^*$	1.1
$O^* + H_2O \rightarrow OH \cdot + OH \cdot$	1.2
$NO_2 + O_3 \rightarrow NO_3 \cdot + O_2$	1.3
$B + O_3 \rightarrow BO + O_2$	1.4
$BO + A \rightarrow B \cdot + AO$	1.5
$B_2 + hv \rightarrow 2B \cdot$	1.6
$2B \cdot + A \rightarrow AB_2$	1.7

Homogene vannfasereaksjoner er også en form for kjemisk fjerning. Skydråper inneholder ofte høye konsentrasjoner av kjemiske specier som stammer fra kjernedannelse og oppløsning av gasser. Disse kjemiske speciene kan føre til raske kjemiske reaksjoner med blant annet vannløselige forurensninger, og på denne måten bidra til kjemisk fjerning av atmosfærisk forurensning (Hobbs, 2000, s. 125).

Fysisk fjerning innebærer avsetning av både gasser og aerosoler til jordoverflaten. Det finnes to typer fysisk avsetning – våt og tørr deponering. Våt avsetning er fjerning av gasser og partikler gjennom skyer og nedbør, f.eks. snø. Tørr avsetning er direkte innsamling av gasser og partikler i luften av vegetasjon, jordoverflaten og havene (Hobbs, 2000, s. 80). Forurensning som fjernes gjennom våt eller tørr deponering nært utslippskilden, som f.eks. sot og skadelige forbindelser som slipper ut fra fabrikker, vil bidra til lokal luftforurensning. Mer utspredd spredning innenfor troposfæren kan på den andre siden føre til regional forurensning av nokså store geografiske områder gjennom langtransport (Wayne, 2000, s. 404).

Det er en tydelig positiv korrelasjon mellom oppholdstid og langtransport. Jo lengre oppholdstid et kjemisk grunnstoff eller forbindelse har, desto lengre kan det transporteres i atmosfæren (Wayne, 2000, s. 136-139). På samme måte vil kjemiske forbindelser med lav oppholdstid være tilstede i høye konsentrasjoner nære utslippskilden, og i lav konsentrasjon lengre unna (Hobbs, 2000, s. 20). En faktor som vil påvirke oppholdstiden til forurensninger i atmosfæren er partikkelens størrelse. Små partikler vil ofte ha lengre oppholdstid og større sannsynlighet for å gjennomgå langtransport enn større partikler (Hobbs, 2000, s. 100). Temperatur er en annen faktor som vil kunne påvirke en partikkels oppholdstid i atmosfæren. Generelt sett vil lave temperaturer og en mindre mengde vanndamp i den øvre troposfæren bremse forekomsten av kjemiske reaksjoner og føre til at forurensninger kan transporteres over lengre avstander (Stohl & Akimoto, 2004, s. 211). For organiske forurensninger, særlig semi-flyktige, vil temperatur ha både direkte og indirekte effekt på våt og tørr avsetning. Lave temperaturer påvirker avsetningen direkte ved at forurensningene ofte vil forekomme i partikkel-form fremfor i gass-form, og dermed avsettes. En indirekte effekt vil derimot være at snøkrystaller forekommer i større grad enn vanndråper ved lave temperaturer, noe som kan føre til tregere avsetning av organiske forurensninger i partikkelform. Dette skyldes at overflaten på snøkrystaller er mindre ru enn overflaten på vanndråper, noe som har vist seg å ha en effekt på avsetningshastigheten av organiske forurensninger i partikkelform. Når det gjelder organiske forurensninger i gassform vil temperatur ha en direkte effekt ved at lave

temperaturer fører til økt avsetning gjennom våt avsetning. Lave temperaturer vil også ha en indirekte effekt ved at snøkrystaller med sin høye overflate/volum-rate gir økt sorpsjon av organiske forurensninger i gass-form, og dermed også økt avsetning (Wania et al., 1998).

Å skille langtransportert forurensning fra lokal forurensning kan være komplisert ettersom lokale forureningskilder kan blandes med, eller overvelde langtransportert forurensning. Dette er en årsak til at prøvetaking av langtransportert forurensning ofte foregår på avsidesliggende steder med minimal påvirkning av lokal forurensning. For eksempel er langtransport av forurensninger ut av Europa lettest gjenkjent i avsidesliggende regioner som det skandinaviske Arktis (Marx & McGowan, 2011).

Fordelingskoeffisienter

To relevante fordelingskoeffisienter er oktanol-vann fordelingskoeffisienten (K_{ow}) og oktanol-luft fordelingskoeffisienten (K_{oa}). I reelle systemer tilsvarer oktanol en «jordfase» eller organisk fase, eventuelt også snø. K_{ow} sier noe om forholdet mellom konsentrasjonen av en forbindelse i de to fasene vann og oktanol ved likevekt. Formelen for K_{ow} er vist i Likning (1.8) (Moldoveanu & David, 2021).

$$K_{ow} = \frac{[\text{oppløst stoff}]_{\text{oktanol}}}{[\text{oppløst stoff}]_{\text{vann}}} \quad (1.8)$$

K_{ow} uttrykkes vanligvis i logaritmisk form som $\log K_{ow}$, som oppnås gjennom eksperimentelle prosedyrer eller ved bruk av estimeringsteknikker eller dataprogrammer. Omfattende tabeller med $\log K_{ow}$ -verdier for spesifikke forbindelser er tilgjengelig. K_{ow} beskriver den polare og hydrofobe karakteren til en forbindelse. Positive verdier for $\log K_{ow}$ indikerer en hydrofobisk karakter, og jo større den positive verdien er, desto mer hydrofob er forbindelsen. Lave eller negative verdier for K_{ow} indikerer på den andre siden ofte polare, hydrofile molekyler. K_{ow} kan derfor benyttes for å estimere løseligheten til ikke-ioniske forbindelser gjennom formelen vist i Likning (1.9),

$$\log c_x = a * \log K_{ow}, x + b \quad (1.9)$$

der c_x er løseligheten og a og b er empiriske parametere (Moldoveanu & David, 2021). K_{ow} benyttes blant annet til å vurdere en forbindelses evne til å gjennomgå langtransport.

Oktanolluftfordelingskoeffisienten (K_{oa}) sier noe om forholdet mellom konsentrasjonen av en forbindelse i de to fasene luft og oktanolluft ved likevekt. K_{oa} er spesielt nyttig for å kunne si noe om en forbindelses fordeling mellom luft og miljømatriser og kan knyttes til tørr avsetning av forurensninger. Ved hjelp av K_{oa} er det mulig å rangere kjemiske stoffers potensial for å transporteres i luft, og dermed også deres evne til å gjennomgå atmosfærisk langtransport. I motsetning til K_{ow} , er verdier for K_{oa} tilgjengelig for kun noen hundretalls forbindelser. K_{oa} kan beregnes ved hjelp av K_{ow} og Henrys lov konstant (H), som vist i Likning (1.10) (Meylan & Howard, 2005).

$$K_{oa} = K_{ow}(RT)/H \quad (1.10)$$

R er den ideelle gasskonstanten og T er den absolutte temperatur (Meylan & Howard, 2005).

Arktis

Arktisk snø og forhold

Kryosfæren strukturerer det fysiske miljøet i Arktis. Kryosfæren er betegnelsen på den delen av jordoverflaten der vann finnes i form av isbreer, snødekke, permafrost eller liknende, enten i gitte sesonger eller over flere år (Dicks et al., 2012, s. 4). Svalbard er en norsk øygruppe i Arktis som er plassert mellom 74° og 81° nordlig breddegrad og 10° og 35° østlig lengdegrad (Thuesen & Barr, 2021). Landskapet er dominert av breer, fjorder, svære platåbreer nordøst på Spitsbergen og spisse fjelltopper på vestsiden av Spitsbergen. «Mørketid» er et kjent fenomen på Svalbard og er den tiden på året da solen ikke kommer over stedets horisont i løpet av et døgn. Mørketiden på Svalbard er fra 26. oktober til 16. februar (Aksnes & Hammerstrøm, 2022). Svalbard har et maritimt tundraklima med mye tåke og skyer og en beskjeden nedbørsmengde på omkring 200-500 mm i året. Den virkelige nedbørsmengden er trolig høyere fordi nedbørsmålere ikke fanger opp all nedbør, spesielt nedbør i form av snøfall (Gallet et al., 2019; klimaservice, 2021; Thuesen & Barr, 2021). I Longyearbyen, Svalbards administrasjonssenter, er det ofte mindre årsnedbør. Dette skyldes at fjellene rundt Longyearbyen i stor grad skjermer for nedbør (klimaservice, 2021).

Longyearbyen har en årlig gjennomsnittstemperatur på $-5,9^{\circ}\text{C}$, med en gjennomsnittlig vintertemperatur på $-13,9^{\circ}\text{C}$ og gjennomsnittlig sommertemperatur på $+4,5^{\circ}\text{C}$ (klimaservice, 2021; Thuesen & Barr, 2021). Antallet innbyggere på Svalbard har vært økende, spesielt i Longyearbyen og Ny-Ålesund, og i 2021 var det registrert 2940 mennesker bosatt på Svalbard. Tradisjonelt har bosetningen på Svalbard vært knyttet til gruvevirksomhet, men i dag er gruvevirksomheten på et minimum og arbeidsplassene på Svalbard er i større grad knyttet til turisme, utdanning, forskning og statlig myndighetsutøvelse (Thuesen & Barr, 2021).

Klimaet på Svalbard er i endring mot et fuktigere og mildere vær (Dicks et al., 2012; Thuesen & Barr, 2021). Isbreene i området rundt Longyearbyen er i hovedsak dalbreer og størrelsen på breene har minket noe siden 1930 (klimaservice, 2021). Antallet dager med snødekke har minket gradvis siden 1970-tallet og arealet med snødekke har minket (Dicks et al., 2012, s. 5; klimaservice, 2021). Mildvær om vinteren oppleves hyppigere og det er registrert flere regn-på-snø episoder. Beregninger tyder på at antall episoder med regnvær i vintermånedene vil tredobles og at snømengden vil fortsette å minke (Dicks et al., 2012; klimaservice, 2021, s. 43-44). Snø er et viktig element på Svalbard med tanke på at det dekker store overflatearealer og kan absorbere eller fjerne et bredt utvalg av gasser og aerosoler fra atmosfæren, inkludert forurensninger. På denne måten kan analyser av snø gi et godt bilde av langtransporterte forurensninger til Svalbard. Forurensninger kan forbli fanget i snø i opptil måneder og år på grunn av de lave temperaturene, og ettersom snøen smelter kan disse forurensningene frigis til miljøet. Å undersøke snø for tungmetaller og organiske miljøgifter før snøsmeltingen om våren er derfor av spesiell betydning. (Dicks et al., 2012; Gallet et al., 2019; Granberg et al., 2017; Hung et al., 2016).

Lokale kilder til forurensning i Longyearbyen

I dag utgjør lokal forurensning fra historiske og nåværende menneskelige aktiviteter viktige forurensningskilder i Arktis. Mens utslipp av eldre persistente miljøgifter avtar som svar på forbud og restriksjoner, er forurensninger fra forlatte bosetninger, gruveområder og militære installasjoner mer aktuelle. Disse kildene har tidligere vært lokale punktkilder, men har etter flere tiår kunne spre seg over store områder og utvide seg til diffuse kilder (Granberg et al., 2017). Typiske kilder til lokal forurensning i Longyearbyen er gruvedrift og gruvefyllingsplasser, kloakken og flyplassen. Gruve 7 er plassert i Adventdalen like utenfor

Longyearbyen og er den eneste gruve som fortsatt er i drift. Gruve 7 kan dermed anses som en aktiv lokal kilde til forurensning, mens de resterende gruvene som ikke lenger er i drift muligens bidrar som diffuse forurensningskilder (Beitveit et al., 2016). Gruvevirksomheten på Svalbard er dominert av kullutvinning. Hovedtypene forurensning fra kullutvinning er tungmetaller, PAH-er assosiert med kullet, syredrenering fra kull, kjemikalier som PCB assosiert med maskineriet, kjemikalier som PCB og PFC fra flammehemmere, kjemikalier assosiert med eksplosiver, og brensel (Granberg et al., 2017). Sigevann fra deponier eller søppelplasser kan inneholde forurensninger som blant annet biologisk materiale, uorganiske makro-komponenter som Ca og Mg, tungmetaller, organiske forurensninger fra husholdnings- eller industrielle materialer og kjemikalier, mikroplast og patogene bakterier (Granberg et al., 2017).

Kloakk fra bygninger øker innholdet av organisk materiale og tungmetaller i marine sedimenter. Økte verdier av enkelte organiske miljøgifter som PAH og PCB er målt utenfor bosetningene, noe som muligens kan knyttes til avløpsvannet (Gabrielsen et al., 2012). Det er en generell mangel på avløpsanlegg i Arktis, inkludert i Longyearbyen (Agency, 2022 b ; Granberg et al., 2017). Dette fører til at urensset kloakk slippes direkte ut i uberørte marine miljøer, og mangel på avløpsanlegg regnes derfor som en av de viktigste uregulerte lokale forurensningskildene (Granberg et al., 2017; Norway, 2014 a). Hverdaglig drift av flyplass innebærer bruk av et flertall varierte kjemikalier, noe som fører til utslipp forurensinger som blant annet PAH-er, PCB-er og tungmetaller. Arktiske flyplasser er spesielt utsatt for forurensinger knyttet til avisningsprodukter, da dette primært blir brukt på vinterstid (Granberg et al., 2017). Flyplassen i Longyearbyen er plassert ca. 10 km fra sentrum av byen.

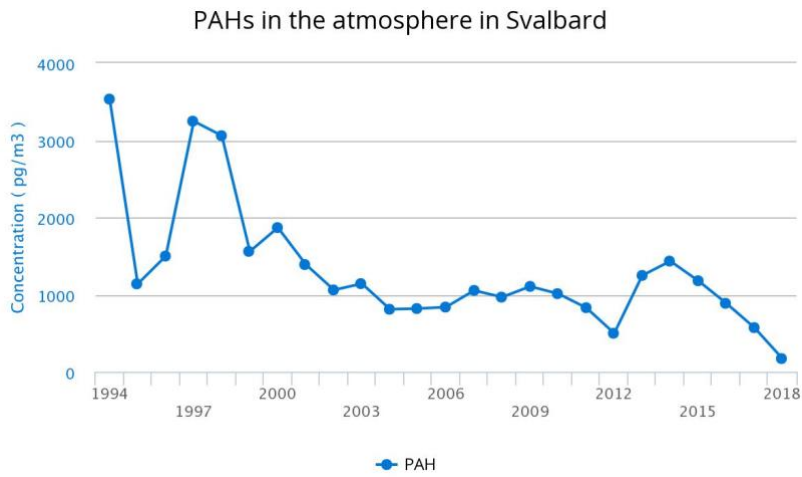
En annen sentral kilde til lokal forurensning i Longyearbyen er utslipp fra kullkraftverket i byen (Rosvold & Hofstad, 2021). Kullkraftverket benytter kull fra Gruve 7 som energikilde for å forsyne det lokale samfunnet med elektrisk energi og fjernvarme (Granberg et al., 2017; Rosvold & Hofstad, 2021). Avgassing fra forbrenningen av kull vil slippes direkte ut i atmosfæren og dermed bidra til lokal forurensning. Andre lokale forurensningskilder av betydning er transportmidler som båt, bil og snøscootere, og til en viss grad også bygningsartikler, maling og elektrisk utstyr (Jartun et al., 2010; Sysselmannen, 2008). Snøscooterkjøring er en høyt verdsatt aktivitet på Svalbard og i Longyearbyen, både for turister og innbyggerne i byen. Fra 1998 til 2012 var det en synkende trend i kjøring av

snøscooter i områder der varslingsregler gjelder, men at denne trenden også gjelder i Longyearbyen er ikke sikkert (Norway, 2014 a).

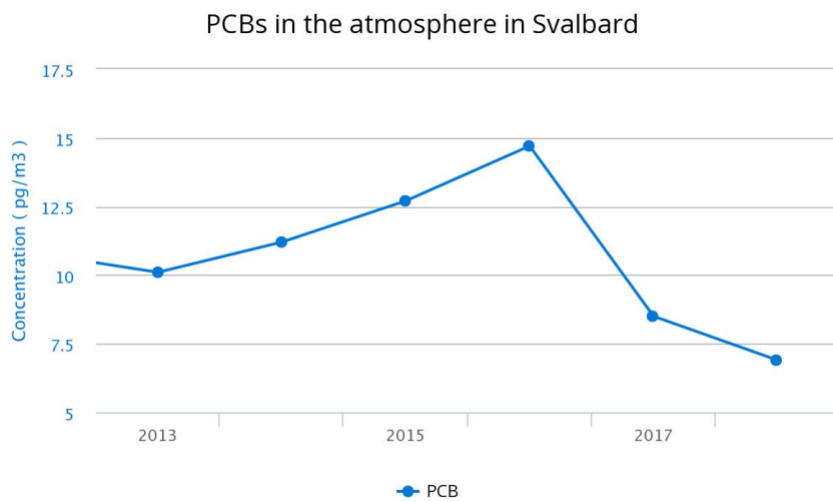
Langtransporterte kilder til forurensning på Svalbard

Svalbard er en reseptor for langtransporterte forurensninger fra kilderegioner i Europa (Bobylev et al., 2003, s. 24) og Asia med middels- til høy breddegrad (Gallet et al., 2019; Marx & McGowan, 2011). Blant disse forurensningene er utslipp av tungmetaller, POP-er og andre miljøgifter fra menneskelige aktiviteter som f.eks. forbrenning av fossilt brensel, smelting, bruk av gjødsel og avfallsforbrenning (Dicks et al., 2012; Hobbs, 2000; Marx & McGowan, 2011) (Hobbs s.162). Disse forurensningene fraktes i hovedsak til Arktis med vind og havstrømmer, hvor transport via atmosfæren anses som den raskeste transport-ruten (Dicks et al., 2012; Hung et al., 2016). Av og til kan luften i Arktis bli forurenset i like stor grad som i industriområder, og slike forurensningsepisoder er kjent som «arctic haze» eller arktisk dis (Hobbs, 2000, s. 162).

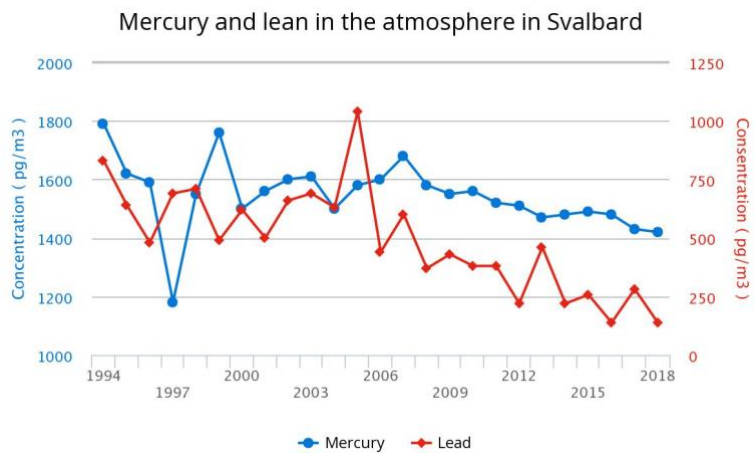
Langtransport av forurensninger til Arktis foregår i hovedsak i perioden desember-april. Dette kommer av at den arktiske atmosfæren generelt er ganske stabil med lave temperaturer på denne tiden av året, noe som fører til lite vertikal miksing (Hobbs, 2000, s. 162; Stohl & Akimoto, 2004, s. 211). At atmosfæren er mer stabil i vintermånedene og tidlig vår gjør at avsetning av forurensninger i Arktisk er 2-3 ganger større på vinteren/våren enn om sommeren (Bobylev et al., 2003, s. 71). Atmosfærisk sirkulasjon varierer imidlertid på mange tidsskalaer, fra dager til årtusener, og dette vil også være med å påvirke langtransporten av forurensninger inn i Arktis (Stohl & Akimoto, 2004, s. 18). Overvåkning av luftforurensning på Svalbard i perioden 1994-2018 viser svingninger i konsentrasjonen av flere typer forurensninger. Figur 2.4-2.6 viser en grafisk illustrasjon av konsentrasjonen av atmosfærisk PAH, PCB, kvikksølv og bly på Svalbard i nevnt periode. Til tross for svingninger i grafene på Figur 2.4-2.6 ser det ut til at det er en nedadgående trend i konsentrasjonen av disse atmosfæriske forurensningene på Svalbard. Målingene ble gjort på målingsstasjonen på Zeppelinfjellet på Svalbard (MOSJ, 2022a).



Figur 2.4: Den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av atmosfærisk PAH på Svalbard (MOSJ, 2022a).



Figur 2.5: Den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av atmosfærisk PCB på Svalbard (MOSJ, 2022a).



Figur 2.6: Den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av atmosfærisk kvikksølv og bly på Svalbard (MOSJ, 2022a).

Beskrivelse av utvalgte PBter og andre miljøgifter i Arktis.

Områdene i Arktisk, inkludert Svalbard og Longyearbyen, forurenses av miljøgifter gjennom menneskelig aktivitet. Forurensning fra industrialiserte og tettbefolkede områder påvirker Arktis gjennom langtransport, samtidig som vi opplever økende tilstrømming av turister og folk som bosetter seg på Svalbard (Gabrielsen et al., 2012). Noen miljøgifter som tidligere har blitt påvist på Svalbard er PCB-er, PAH-er og tungmetaller som f.eks. kadmium, kvikksølv og bly (Gabrielsen et al., 2012). Arktis blir ansett som en samler av miljøgifter som kvikksølv POP-er, inkludert PCB-er og PAH-er. POP-er er spesielt persistente i Arktis på grunn av de lave temperaturene, og kvikksølv avsettes i snøen antagelig pga. kjemiske reaksjoner med reaktive halogener (Stohl & Akimoto, 2004, s. 36).

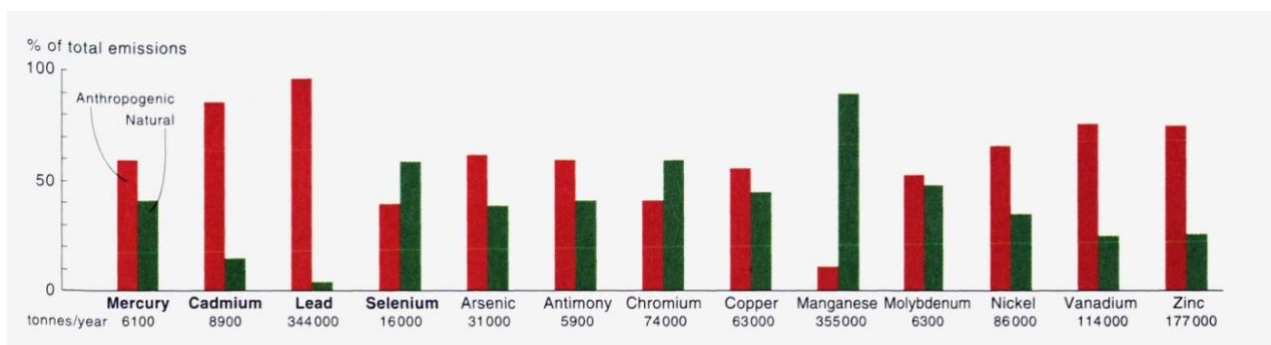
Tungmetaller

Tungmetaller defineres i denne oppgaven som metaller med en tetthet høyere enn 5 g/cm^3 (Gabrielsen et al., 2012). Av de naturlige forekommende grunnstoffene regnes 60 av dem som tungmetaller. Noen av tungmetallene anses som miljøgifter fordi de er giftige selv i lave doser, som f.eks. bly (Pb), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg) (Fjellvåg., 2020; Miljødirektoratet, 2021b). Disse antas å være tilstede i enkelte områder av Arktis, på nivåer som kan utgjøre en risiko for miljøet og menneskers helse (Arctic & Assessment, 1997, s. 94). Metalloider er grunnstoff som f.eks. arsen (As), antimon (Sb) og selen (Se), som har utseende og/eller noen av egenskapene til metaller, men som oppfører seg kjemisk som ikke-metaller (Alloway, 2013, s. 3-8). Heretter vil tungmetaller og metalloider med utseende/egenskaper som tungmetaller omtales som tungmetall(oid)er. Tungmetall(oid)er på Norges prioriteringsliste er Arsen (As), bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), kvikksølv (Hg) (Miljødirektoratet, 2021a). Andre relevante tungmetall(oid)er er nikkel (Ni), kobber (Cu) og sink (Zn) (Berg et al., 1996).

Forhøyede konsentrasjoner av tungmetall(oid)er kan være kritisk på grunn av deres utholdenhet, toksisitet, lange halveringstider og evne til å bioakkumulere (Gabrielsen et al., 2012; Sherameti & Varma, 2015). For mennesker er helseskadelige effekter av tungmetall(oid)er særlig forbundet med inhalasjon av metallene. Noen helseskadelige effekter er blant annet kreft i luftveiene, negative effekter på nervesystemet og immunforsvaret, og negativ påvirkning på fosterutviklingen hos gravide kvinner (Folkehelseinstituttet, 2018b). På

den andre siden så er tungmetall(oid)er en naturlig bestanddel i jordskorpa, og mange er nødvendige for normal metabolsk funksjon hos planter, dyr og mennesker. I naturen overstiger konsentrasjonen av tungmetall(oid)er sjeldent giftige nivåer med mindre menneskeskapt eller naturlig aktivitet bidrar med økte konsentrasjoner (Sherameti & Varma, 2015).

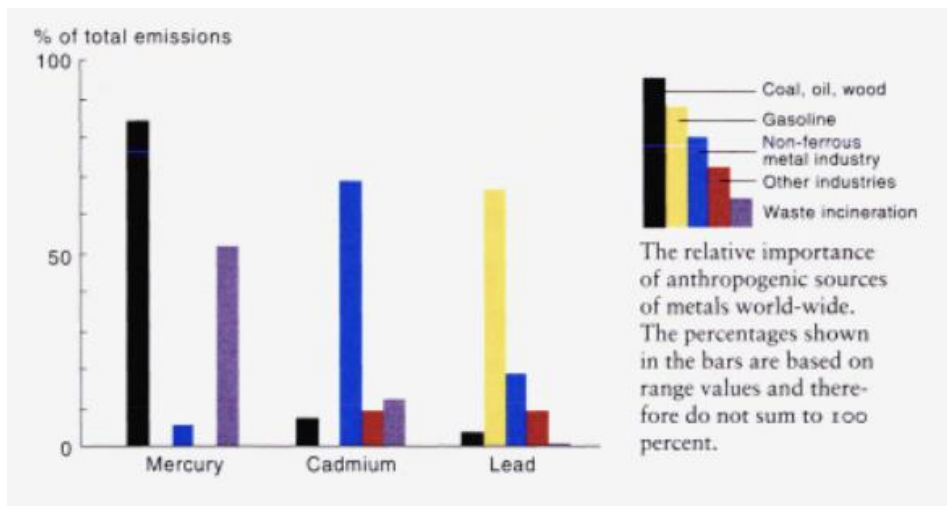
Det finnes både lokale og langtransporterte naturlige og antropogene kilder til tungmetall(oid)er i Arktis. På et globalt nivå kommer størst andel av atmosfæriske utslipp av tungmetaller fra antropogene kilder. En sammenlikning mellom utslipp fra naturlige og antropogene kilder av utvalgte tungmetaller er vist i Figur 2.7, der de røde søylene representerer antropogene kilder og de grønne søylene representerer naturlige kilder (Arctic & Assessment, 1997, s. 97).



Figur 2.7: Prosentvis fordeling av naturlige og antropogene utslipp av utvalgte tungmetaller på et globalt nivå i 1983 (Arctic & Assessment, 1997, s. 97).

Den arktiske regionen anses som en mottaker av tungmetall(oid)er generert i andre regioner på den nordlige halvkule ved at tungmetall(oid)er bæres på partikler som forblir suspendert i den polare luften (Arctic & Assessment, 1997, s. 94). Forvitring av bergarter anses som den dominerende naturlige lokale kilden til tungmetall(oid)er på Svalbard (Alloway, 2013; Arctic & Assessment, 1997, s. 94). Andre naturlige kilder er utslipp av tungmetall(oid)er fra vulkanutbrudd og skogbranner, som gjennom atmosfærisk langtransport kan nå Arktis (Arctic & Assessment, 1997, s. 97). Antropogene lokale kilder er typisk kloakkslam, matavfall, kompost, gruvedrift og til en viss grad forbrenning av fossilt brensel (Alloway, 2013, s. 11-45). Antropogene langtransporterte kilder er blant annet metallbearbeiding, gruvedrift og forbrenning av fossilt brensel i industrielle områder (Arctic & Assessment, 1997, s. 97; Pathania, 2016, s. 4-5). Andre antropogene langtransporterte kilder er bruk av gjødsel, sementproduksjon og forbrenning av ved (Marx & McGowan, 2011). Den relative

betydningen av ulike antropogene kilder til utslipp av tungmetallene kvikksølv, kadmium og bly er vist i Figur 2.8. De sorte søylene representerer utslipp fra forbrenning av kull, olje og ved, de gule søylene representerer utslipp fra forbrenning av bensin, de blå søylene representerer utslipp fra ikke-jernholdig metallindustri, de røde søylene representerer utslipp fra annen industri, og de lilla søylene representerer avfallsforbrenning (Arctic & Assessment, 1997, s. 97).



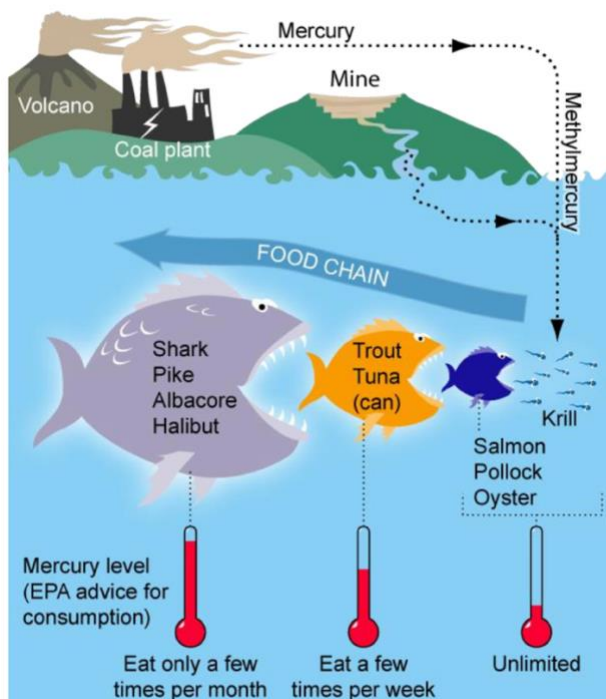
Figur 2.8: Prosentvis fordeling av ulike antropogene kilder til utslipp av kvikksølv, kadmium og bly (Arctic & Assessment, 1997, s. 97).

Fordi giftige tungmetall(oid)er er kjent for å transporteres over lange avstander i atmosfæren, i tillegg til at det er nokså få lokale kilder til tungmetall(oid)er i Arktis, er langtransport fra antropogene kilder trolig hovedkilden til tungmetall(oid)er på Svalbard (Marx & McGowan, 2011). Identifisering av langtransportert metall(oid)forurensning kan derimot være utfordrende ettersom dens avsetning vanligvis resulterer i lave metallkonsentrasjoner over et stort område (Marx & McGowan, 2011).

Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er et naturlig forekommende tungmetall som finnes i luft, vann og jord. Det er flytende, mobilt, sølvaktig og svært giftig (Pathania, 2016) kap.1. Av metaller av miljømessig interesse i det arktiske økosystemet er kvikksølv unikt fordi det finnes i atmosfæren hovedsakelig i gassform (Schroeder et al., 1998). Kvikksølv forekommer naturlig i tre former – elementært kvikksølv (Hg^0), oksidert uorganisk kvikksølv (Hg^{2+}) eller oksidert organisk kvikksølv (metyl/etl-kvikksølv, MeHg/EtHg) (Arctic & Assessment, 1997, s. 94; Pathania,

2016). De ulike formene for kvikksølv har ulik biotilgjengelighet, ulik evne til å transporteres, ulik toksisitet og ulik persistens. I atmosfæren eksisterer kvikksølv primært i sin elementære form (Hg^0) (Shah et al., 2021). Hg^0 er den flyktige og lite reaktive formen for kvikksølv. Hg^0 har liten løselighet i vann og transporteres ofte over lange avstander i atmosfæren (Pathania, 2016; Steffen et al., 2008). Divalent kvikksølv (Hg^{2+}) er mer løselig i vann og er den formen for kvikksølv som oftest finnes i våt avsetning (Steffen et al., 2008). Hg^{2+} danner sterkt løselige komplekser med både organiske og uorganiske ligander og er en viktig mekanisme for fjerning av kvikksølv (Alloway, 2013; Steffen et al., 2008). Alle de kjemiske formene for kvikksølv er giftige, men metylkvikksølv er helt klart den giftigste. Både uorganisk Hg^{2+} og metylkvikksølv vil bioakkumulere i akvatiske systemer, men kun metylkvikksølv vil biomagnifiseres. At det biomagnifiseres vil si at konsentrasjonen øker oppover i de trofiske nivåene (Pathania, 2016, s. 4). Figur 2.9 illustrerer hvordan kvikksølv fra både naturlige- og antropogene kilder kan transporteres via atmosfæren eller bekker, for så å omdannes til metylkvikksølv og biomagnifisere i det akvatiske miljøet. At metylkvikksølv biomagnifiseres i det akvatiske miljøet er skildret ved at kvikksølvinnholdet i fiskene øker oppover i næringskjeden (Pathania, 2016, s. 3).

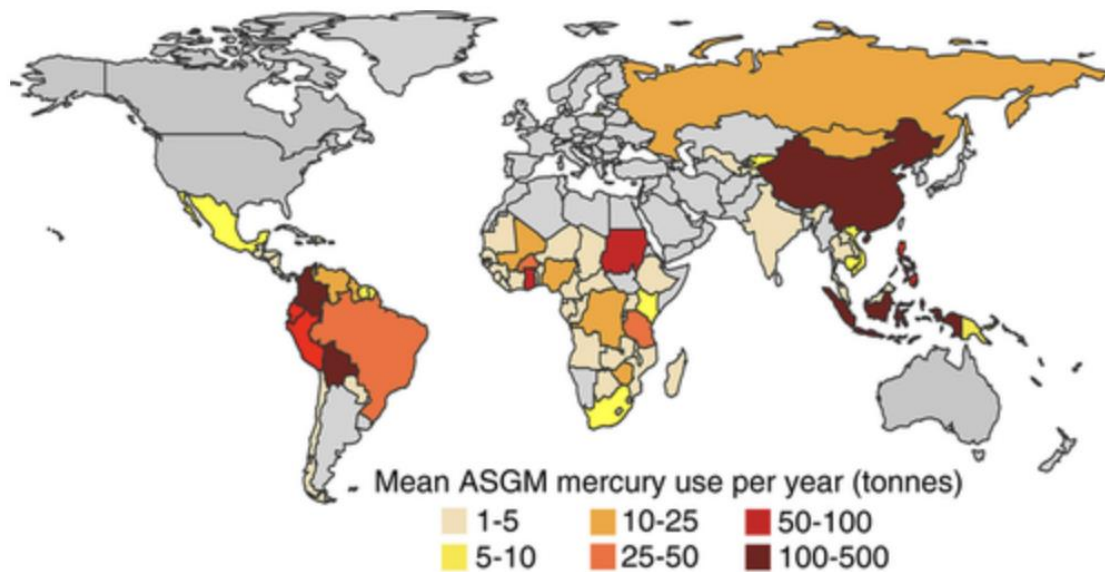


Figur 2.9: Kvikksølv fra naturlige- og antropogene kilder omdannes til metylkvikksølv og biomagnifiseres i akvatiske systemer (Pathania, 2016, s. 3).

Kvikksølv er en av de giftigste elementene for mennesker og økosystemet, og foreløpig er ingen essensielle biologiske funksjoner av kvikksølv kjent (Alloway, 2013, s. 414). Kvikksølv

er skadelig ved inhalasjon, «inntak» og ved kontakt med huden, da det irriterer øynene, huden og luftveiene (Pathania, 2016, s. 4). Kvikksølv er i tillegg en nervegift med effekt på sentralnervesystemet, inkludert tap av koordinasjon, manglende evne til å spise, redusert respons på stimuli og sult (Steffen et al., 2008). Spesielt kritisk er kvikksølvs negative effekt på hjernen til det voksende fosteret og de unge. Kvikksølv kan også skade reproduksjonen hos pattedyr ved å forstyrre dannelsen av sædceller. Liknende effekter på nervesystemet og reproduksjonsevnen har blitt observert hos fugler. Hos fisk har kvikksølv vist seg å kunne gi nedsatt luktesans, skader på gjellene, blindhet og dårligere evne til å absorbere næringsstoffer i tarmen. For planter vil høye konsentrasjoner av kvikksølv kunne føre til redusert vekst (Arctic & Assessment, 1997, s. 94).

Kvikksølv kan ha opprinnelse i både naturlige og antropogene kilder, og kan avsettes enten som tørre partikler eller med regn og snø – gjennom tørr eller våt avsetning (Pathania, 2016; Steffen et al., 2008). Naturlige lokale kilder til kvikksølv i Arktis er forvitring av geologisk materiale og avgassing fra akvatiske og terrestrielle systemer forurensset av kvikksølv. Naturlige langtransporterte kilder til kvikksølv i Arktis er vulkanutbrudd og naturlige skogbranner (Arctic & Assessment, 1997, s. 97; Pathania, 2016, s. 3). Typiske antropogene kilder til kvikksølv i den arktiske atmosfæren er forbrenning av fossilt brensel, spesielt kull, og avfallsforbrenning. Andre antropogene kilder er klor-alkali-industrien, utvinning og smelting av malm, og produksjon av ikke-jernholdige metaller (Alloway, 2013, s. 413; Arctic & Assessment, 1997, s. 94). Den aller største antropogene kilden til kvikksølv på et globalt nivå er små-skala gullutvinning. Elementært kvikksølv benyttes for å utvinne gull fra malm som amalgam, som videre varmes opp for å fordampe kvikksølvet og isolere rent gull. Mellom 10 og 19 millioner mennesker i over 70 land driver med denne typen små-skala gullutvinning, primært i Asia, Afrika og Sør-Amerika. Figur 2.10 illustrerer estimert årlig bruk av kvikksølv til små-skala gullutvinning ulike steder i verden. De fargede områdene på kartet representerer det estimerte årlige forbruket av kvikksølv og varierer mellom 1 og 500 tonn (Esdaile & Chalker, 2018).



Figur 2.10: Estimert årlig bruk av kvikksølv i små-skala gullutvinning på et globalt nivå (Esdaile & Chalker, 2018).

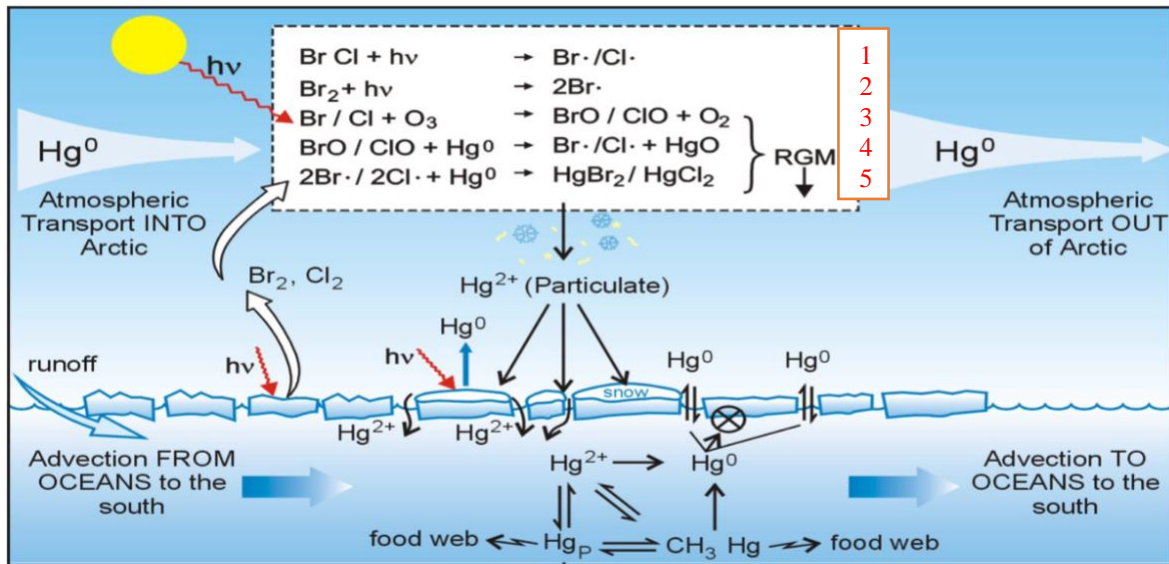
Små-skala gullutvinning resulterer i et utslipp ut mellom 410 og 14000 tonn med kvikksølv hvert år, noe som tilsvarer omtrent 37% av det totale globale utslippet av kvikksølv (Esdaile & Chalker, 2018). Blant de naturlige og antropogene kildene bidrar avfallsforbrenning og forbrenning av kull med tilsammen over halvparten av det globale utslippet av kvikksølv (Pathania, 2016, s. 6). I 1995 var det estimert at rundt halvparten av det totale globale utslippet kom fra Asia, og som tidligere nevnt vil utslipp av forurensninger i Asia kunne forurense i Arktis gjennom atmosfærisk langtransport (Marx & McGowan, 2011; Pathania, 2016, s. 9).

Luftbåret kvikksølv kan forekomme i flere ulike former, blant annet som oksidert kvikksølv i gassform (GOM), bundet til partikler (PBM) eller som elementært kvikksølv i gassform (GEM) (Kamp et al., 2018). PBM og GOM har en nokså kort oppholdstid i atmosfæren (dager), og avsettes ofte i nærheten av utslippskilden. GEM har derimot en oppholdstid i atmosfæren på oppimot et år (Shah et al., 2021), og kan transporteres over lange avstander (Alloway, 2013; Steffen et al., 2008). GEM transporteres fra utslippskilder ved lavere breddegrader og transporteres til Arktis via atmosfærisk langtransport (Kamp et al., 2018).

«Atmospheric mercury depletion events (AMDEs) er episoder av kvikksølvutarming som har blitt observert langs kysten i Arktis om våren, inkludert på Svalbard (Steffen et al., 2008). AMDEs fører til en betydningsfull og hurtig avsetning av kvikksølv ved at atmosfærisk GEM oksideres til vannløselige former for GOM, som deretter avsettes lokalt gjennom våt- eller

tørr avsetning (Alloway, 2013, s. 416; Bartels-Rausch et al., 2008; Kamp et al., 2018).

AMDEs forekommer særlig ved lave temperaturer, sollys og ved tilstedeværelse av halogener – ved typiske arktiske vårforhold. En oversikt over kvikksølv sin syklus i polare regioner, med tilhørende kjemiske likninger, er skildret i Figur 2.11.



Figur 2.11: Kvikksølv sin syklus i polare regioner (Steffen et al., 2008).

AMDEs forekommer som mest i månedene april og mai i Arktis, inntil 2-3 måneder etter polar soloppgang (Alloway, 2013, s. 417; Donohoue et al., 2006; Kamp et al., 2018). Under AMDEs reduseres konsentrasjonen av ozon pga. reaksjon med brom; $\text{O}_3 + \text{Br} \rightarrow \text{O}_2 + \text{BrO}$, og det antas at liknende fotokjemisk initierte reaksjoner med halogener også fjerner GEM under AMDEs i Arktis (Alloway, 2013, s. 417; Donohoue et al., 2006; Kamp et al., 2018; Steffen et al., 2008). Dette er samme typen reaksjoner som vist i Likning (1.4) i Tabell 2.1 i delkapittelet «oppholdstid av kjemiske stoffer og grunnstoffer i atmosfæren». Disse reaksjonene konverterer GEM til en mer reaktiv form som deretter assosieres/festes til partikler i luften, og/eller avsettes i det polare miljøet. Eksempler på slike reaksjoner er vist i likning 1, 2 og 5 på Figur 2.11 (Steffen et al., 2008). Siden AMDEs korrelerer positivt med utarming av ozon, har det også blitt antatt/foreslått at BrO_x i sin tur kan oksidere GEM til GOM, som vist i likning 3 og 4 på Figur 2.11. Videre vil GOM avsettes til snø- og is-overflater (Donohoue et al., 2006; Steffen et al., 2008). Kvikksølv i snø finnes hovedsakelig som GOM, men en rekke spesifikke forhold og parametere påvirker dynamikken til kvikksølv i snøen. Eksempler på slike parametere er temperatur og stråling (Kamp et al., 2018).

I etterkant av AMDEs har det blitt observert forhøyede konsentrasjoner av GEM i atmosfæren (Kamp et al., 2018). Det antas at fotokjemiske prosesser i den vandige fasen av snøen reduserer avsatt GOM tilbake til flyktig GEM allerede 24 timer etter avsetningen av Hg i snøen (Steffen et al., 2008). Mye tyder derfor på at snøen fungerer som både et reservoar og som en kilde til Hg i atmosfæren, avhengig av forhold som temperatur, stråling, mengde vann i snøen, og av snøens innhold av halogener og organiske stoffer (Steffen et al., 2008).

Ytterligere tap av Hg fra snøen og utslipp til atmosfæren kan muligens forekomme ved snøsmelting (Lalonde et al., 2003). En studie utført av Lalonde et al. tyder på at tilsats av Cl⁻ ioner til snøsmelteprøver kan oksidere Hg⁰ og muligens forhindre utslipp av Hg fra snøpakken til atmosfæren. Dette er spesielt aktuelt ved polare kystområder og subpolare regioner, der snøen ofte inneholder marine aerosoler og dermed også Cl⁻ ioner (Lalonde et al., 2003).

Snøen i Arktis fungerer som et overgangsmiljø mellom elementært kvikksølv i atmosfæren og økosystemets opptak av oksidert kvikksølv. Snøen inneholder en rekke urenheter, spesielt fra langtrasperte forurensningskilder (Steffen et al., 2008). Dette reservoaret av adsorberte eller oppløste forbindelser spiller en aktiv rolle i fotokjemiske reaksjoner i snøen (Sumner & Shepson, 1999). På denne måten fungerer snøen som et reaksjonskammer for fotokjemiske reaksjoner av kvikksølv. Reaksjonene som oppstår i snøen påvirker både snøens sammensetning og den overliggende atmosfæren. Polarsnø inneholder både uorganisk kvikksølv og metylkvikksølv (Steffen et al., 2008).

Metylkvikksølv er den mest giftige formen for kvikksølv. Metylkvikksølv biomagnifiserer i næringskjeder og når oss mennesker blant annet gjennom maten vi spiser. Med klimaforandringer som økt temperatur og ismelting vil produksjonen av MeHg øke. MeHg dannes enten i snøen eller avsettes i snøen som MeHg. Sulfatreduserende bakterier anses som de viktigste metylatorene av Hg i akvatiske økosystemer. Jernreduserende bakterier antas også å kunne metylere kvikksølv. Potensielt kan MeHg også dannes biologisk i aerosoler eller snø ved tilstedeværelse av heterotrofe bakterier. En annen mulig metylerings-mekanisme er fotokjemisk eller abiotisk dannelse av metylkvikksølv fra metyldonorer som metylkomalamin, metltinn, metylbly og metyljodid (Sommar, 2001; Steffen et al., 2008). Det har i tillegg blitt foreslått at MeHg kan produseres abiotisk gjennom fotokjemisk nedbrytning av Me₂Hg fra havet. MeHg i polare miljøer kan og produseres gjennom bestråling og tilstedeværelse av oppløst organisk materiale. I atmosfæren har det blitt foreslått at MeHg kan

dannes gjennom en reaksjon mellom labil kompleksbundet Hg^{2+} og ukjente metyleringsmidler, og deretter avsettes med nedbør. Demetylering skjer i hovedsak gjennom bakterielle prosesser og fotonedbrytning (Steffen et al., 2008).

PCB og PAH

Polyklorinerte bifenyler (PCB-er) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH-er) går begge under samlebetegnelsen «persistente organiske forbindelser», forkortet POP-er. POP-er er stoffer med alvorlige negative effekter på både helse og miljø, og stoffene er enten forbudt eller strengt regulert på både nasjonalt og globalt nivå (Miljødirektoratet, 2018). POP-er er semi-flyktige, noe som gjør at de kan transporteres over lange avstander via atmosfæren (UK). At POP-er er semi-flyktige vil si at de er tilstede både i gass-form og i partikkelform, og veksler typisk mellom disse to tilstandene innenfor temperaturområdet -40°C til $+40^{\circ}\text{C}$ (Wania et al., 1998). Allerede i 1980 ble spor av PCB-er fra atmosfærisk langtransport funnet i dyr i Arktis (Arctic & Assessment, 1997, s. 72). Organiske forurensninger i det arktiske miljøet har flere felles egenskaper som gjør at de kan ha en negativ effekt på mennesker og dyreliv. Felles for de fleste POP-er som finnes er at de brytes ned veldig sakte og at de er fettløselige. Dette fører til at POP-er kan lagres i fett på mennesker og dyr og akkumulere i næringskjeder. Biomagnifisering er et stort problem knyttet til POP-er i Arktis. Andre kjente effekter av POP-er er at de kan påvirke reproduksjonsevnen, immunsystemet, hormonproduksjon og øker sannsynligheten for kreft (Arctic & Assessment, 1997, s. 71-73).

PCB

PCB-er ble først introdusert i 1929 i USA, Japan, tidligere Sovjetunion og Øst- og Vest-Europa og ble mye brukt i blant annet smøre- og skjøreoljer, transformatorer, kondensatorer og annet elektrisk utstyr. I Europa ble PCB-er brukt i en rekke industrikjemikalier fra 1940-tallet til begynnelsen av 1980-tallet, da bruken av PCB ble forbudt (Gabrielsen et al., 2012). PCB-er består av 209 forbindelser med liknende molekylstrukturer. De ulike forbindelsene har 1-9 klor-atomer i molekylet, hvor antallet klor-atomer og hvor de er plassert på molekylet er det som skiller de ulike molekylstrukturen fra hverandre. PCB-er har en rekke giftige effekter avhengig av strukturen (Arctic & Assessment, 1997, s. 74; Gabrielsen et al., 2012). I tillegg til de generelle effektene av POP-er nevnt tidligere, kan PCB-er føre til skader på fosteret dersom mor useres for PCB-forurensning under graviditeten. Til tross for at bruken

av PCB enten er forbudt eller sterkt regulert vil det være viktig å inkludere forbindelser som ikke lenger produseres når man vurderer kildene til arktisk forurensning av PCB.

PCB finnes fortsatt i produkter som lekker ut i miljøet (Miljødirektoratet, 2021c). Eksempler på slike produkter er fugemasser, belysningsutstyr og tekniske/elektriske produkter. PCB kan også finnes i gulvmaling i gamle bygninger. Andre potensielle lokale kilder til PCB i Arktis er lekkasje fra avfallsstasjoner, gruver og drift av flyplass (Arctic & Assessment, 1997, s. 76-77; Granberg et al., 2017). I en studie fra 2010 ble overflatejord på mange ulike steder på Svalbard undersøkt for utslipp av PCB fra lokale kilder. Blant stedene som ble undersøkt var Barentsburg, Pyramiden og Longyearbyen. Det ble funnet relativt lave konsentrasjoner i Longyearbyen og relativt høye konsentrasjoner i Barentsburg og Pyramiden. De største lokale kildene til PCB i Barentsburg og Pyramiden var avflassende PCB-holdig maling og gamle kondensatorer med PCB-olje. I Longyearbyen ble det funnet spor av PCB enten fra maling eller betong i 15% av bygningene (Jartun et al., 2010). Til tross for at lokale kilder til PCB forekommer, er langtransport og fordampning fra sekundære kilder som is, land og havoverflater de viktigste bidragsyterne til PCB-forurensning på Svalbard (Gabrielsen et al., 2012). For langtransport av POP-er er luftstrømmer i atmosfæren den viktigste transportveien (Arctic & Assessment, 1997, s. 78; Sysselmannen, 2008). Andre langtransporterte kilder PCB i Arktis er utslipp som følge av tidligere produksjon av PCB, ulike forbrenningsprosesser og skogbranner i boreale områder (Sysselmannen, 2008). Den relative betydningen av lokale kilder i forhold til langtransport av PCB-er er ikke godt nok kjent per dags dato (MOSJ, 2022b).

I Arktis har det blitt registrert høye nivåer av PCB i dyr på toppen av næringskjeden, som f.eks. i fjellrev og isbjørn. De siste årene har nivåene av PCB i fjellrev gått ned. På Svalbard måles innholdet av PCB i luften jevnlig. Den langsiktige trenden er at nivåene synker, til tross for årlige variasjoner (Miljødirektoratet, 2021c). Målinger av PCB i snø kan gi en indikasjon på hvor mye av den luftbårne forurensningen som forblir i Arktis, siden snø er relativt effektiv til å fange opp partikler fra atmosfæren (Arctic & Assessment, 1997, s. 79). Til tross for en nedadgående trend i målte konsentrasjoner av PCB-er er det fortsatt den dominerende miljøforurensningen i Arktis (Gabrielsen et al., 2012).

PAH

PAH er tjærestoffer som ofte dannes som et biprodukt ved ufullstendig forbrenning av naturlig organisk materiale og finnes naturlig i råolje (Miljødirektoratet, 2021d). Det finnes flere hundre ulike PAH-er med ulike egenskaper. Felles for PAH-forbindelser er at de er bygget opp av to eller flere benzenringer (Miljødirektoratet, 2021d). PAH-er kan være akyl-, nitro-, amino- og halogen-substituerte eller oksygenerte produkter. Halogen-substituerte PAH-er er spesielt persistente. Noen PAH-forbindelser kan være flyktige, mens andre ikke. I luft forekommer PAH-er som damp eller bundet til partikler (Folkehelseinstituttet, 2018c). PAH-er er spesielt persistente i det arktiske klimaet med lave temperaturer (Drotikova et al., 2020). PAH-er brytes sakte ned i miljøet, hopper seg opp i organismer og er giftige og kreftfremkallende for både mennesker og økosystemet (Drotikova et al., 2020; Miljødirektoratet, 2021d). Siden ulike PAH-er har så ulike egenskaper har de også varierende helseeffekter. Lungekreft som en konsekvens av inhalering av PAH, særlig i partikkel-form, er likevel en kjent helseeffekt. I tillegg til de generelle helseeffektene av POP-er nevnt tidligere, vil muligens høye PAH-nivåer kunne føre til lavere fødselsvekt (Folkehelseinstituttet, 2018c).

Naturlige kilder til PAH-er vulkanutbrudd og skogbranner. Typiske antropogene kilder til PAH-er er forbrenning av gass og søppel, biltrafikk, oljefyringsanlegg og vedfyring. Smelteverk og aluminiumsindustri regnes som de viktigste industrikildene til PAH. Tidligere ble kreosotolje brukt som treimpregnering, og lekkning av PAH fra gamle bygninger kan derfor være nok en kilde til PAH (Folkehelseinstituttet, 2018c; Miljødirektoratet, 2021d). Ikke alle disse kildene er tilstede lokalt på Svalbard, med pga atmosfærisk langtransport av PAH-er vil de likevel kunne være med å bidra til PAH-forurensning i Arktis (Folkehelseinstituttet, 2018c). PAH-forbindelser i atmosfæren avsettes gjennom nedbør og vasker ut PAH fra atmosfæren (Miljødirektoratet, 2021d). Ifølge en nyere studie fra 2020 er forbrenning av kull, altså kullkraftverket, og bil- og båttrafikk de to største kildene til lokale utslipp av PAH-er i Longyearbyen (Drotikova et al., 2020). Flere lokale kilder til PAH på Svalbard er PAH avledet fra kull i gravene, avfallsforbrenning og forurensning fra flyplassen (Granberg et al., 2017). Det har og blitt foreslått at avløpsvannet kan være en lokal kilde til PAH på Svalbard. Andre lokale kilder er naturlig erosjon av kullholdig berggrunn og utlekking av naturlig dannede hydrokarboner (Gabrielsen et al., 2012). Utslippene av PAH har de siste årene gått ned, men det er fortsatt grunn til bekymring (Miljødirektoratet, 2021d).

Kvalitetssikring ved prøvetaking og forberedelse av prøver for analyse av miljøgifter

«International Organization for Standardization», ISO, er en internasjonal standardiseringsorganisasjon som ble opprettet i 1947. ISO utarbeider og publiserer internasjonale standarder for blant annet ledelsessystemer, produkter, prosesser, utstyr og varekvalitet (Holtebekk, 2021). Av alle ISO-standardene er det standardene for kvalitetsstyring- og miljøstyringssystemer som er mest kjent (Norge, 2018). «Standard Norge» er det norske medlemmet av ISO og godkjenner ISO-standardene til «Norsk Standard» (Holtebekk, 2021). «Norsk Standard», NS, er en standard som beskriver deler av et produkt, en tjeneste eller en arbeidsprosess og kan ses på som en oppskrift på hvordan noe skal lages eller gjennomføres (Hofstad, 2018b). Standarder i prøvetakingsammenheng er blant annet viktig for å unngå kontaminering av prøvene og at det skal oppstå interferenser. Standarder beskriver den mest optimale metoden per dags dato, i tillegg til at bruk av standarder gjør det mulig å sammenlikne resultater fra studier utført rundt om i verden. Bruk av standarder vil altså øke forskningens validitet.

Det finnes ISO-rutiner for 1) prøvetaking, 2) elementanalyse ved ICP-MS og 3) analyse av organiske miljøgifter som PAH og PCB med GC-MS. ISO-standarden NS 4784 er en standard for prøvetaking av vann for bestemmelse av spormetaller (Norge, 1988). Ifølge ISO-standarden skal man benytte seg av prøvetakingsflasker (reagensrør) av LD-polyetylen, polypropen eller fluoro-eten-propen. Prøver for analyse av kvikksølv skal lagres i flasker av borosilikatglass eller kvarts. Dersom man benytter seg av et materiale for å ta prøvene, skal dette materialet være av plast som f.eks. fluoretenplast (PTFE), polykarbonat eller plexiglass. Ved filtrering bør filteret være av polykarbonat eller PTFE med en porestørrelse på 0,4 µm (Norge, 1988). Alt av utstyr bør rengjøres før bruk med vaskemiddel, destillert vann og saltsyre/salpetersyre (Norge, 1988). Filtrering skal utføres så fort som mulig etter prøvetaking (og smelting). All filtrering innebærer en risiko for å kontaminere prøvene og filtreringen bør derfor utføres i all forsiktighet (Norge, 1988). Før prøvene lagres bør det tilsettes salpetersyre for å senke pH-verdien til under 1. Dette er for å unngå at metaller adsorberes på veggene i reagensrørene. Prøvene bør deretter lagres kaldt (+ 4°C) for å unngå at metaller lekker ut av reagensrørene (Norge, 1988). ISO-standarden NS 9805 er en standard for prøvetaking av vann for bestemmelse av PAH-er (Norge, 1995). Ifølge standarden skal man benytte seg av prøvetakingsflasker av mørkt glass. Hensiktsmessig størrelse på flaskene er 1-5 liter.

Prøvetakingsflaskene skal vaskes med laboratorievaskemidler og skylles med springvann før de skylles med destillert vann. Prøvene bør ekstraheres med løsningsmiddel raskest mulig etter prøvetakingen og oppbevares mørkt og kaldt (0-4 °C) frem til videre analyser (Norge, 1995).

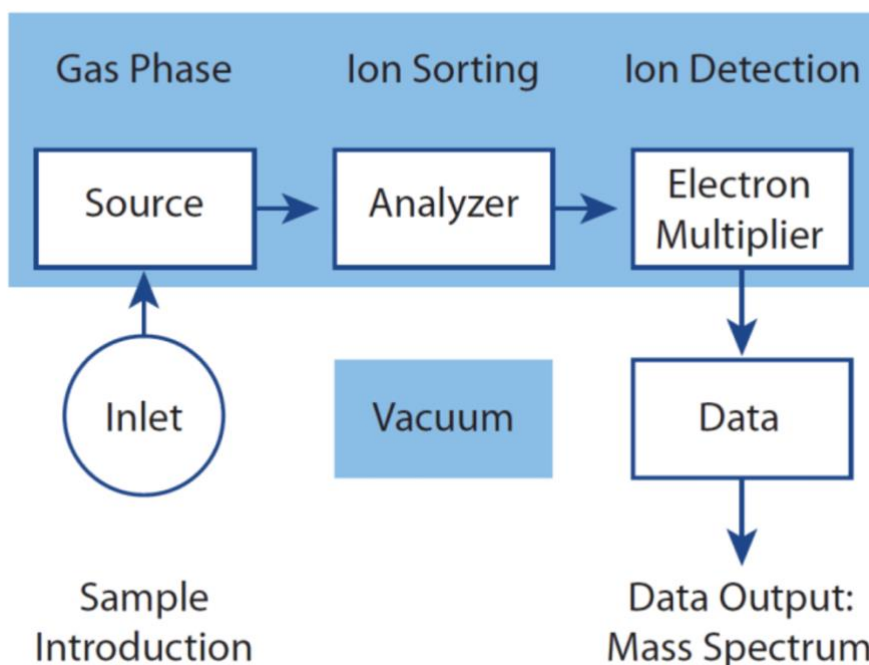
ISO-standarden NS-EN ISO 17294-1 beskriver i detalj hvordan bestemmelse av spormetaller i vann ved ICP-MS analyse skal gjennomføres (Norge, 2007). Standarden beskriver ulike interferenser som kan oppstå, klassifisert som spektrale- og ikke-spektrale (isobariske) interferenser, og strategier for å unngå at de ulike interferensene oppstår. Blant annet så anbefales det å benytte HNO₃ fremfor HCl ved surgjøring av prøvene for å unngå Cl-relaterte interferenser. ISO-standarden NS-EN ISO 17294-1 beskriver også retningslinjer for valg av internstandarder og viktigheten av å kjøre blankprøver (Norge, 2007).

ISO-standarden NS-ISO 28540 er en standard for GC-MS analyse for bestemmelse av PAH-er i vann (Norge, 2011). Standarden beskriver blant annet ulike interferenser som kan oppstå i forbindelse med prøvetakingen og ved selve GC-MS analysen. Blant annet blir det anbefalt å bruke prøvetakingsbeholdere av rustfritt stål eller av glass for å ikke påvirke analyttinnholdet i prøveløsningen. Det blir også anbefalt å unngå å eksponere prøvene for lys over lengre tid. Tap av PAH fra prøveløsningene kan forekomme under oppbevaringen av prøvene på grunn av adsorpsjon til veggene i prøvetakingsbeholderen. Under GC-MS analysen kan det oppstå interferens dersom andre kjemiske forbindelser elueres fra GC-MS kolonnen samtidig som analytteten. Dette kan føre til ufullstendige signaler og dermed påvirke nøyaktigheten og presisjonen til resultatene (Norge, 2011). Detaljer for hvordan ISO-standardene ble fulgt er beskrevet i kap. 3.

Elementanalyse med ICP-MS

ICP-MS, Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy, er en type atom-masse spektroskopi og er en mye brukt teknikk for rask og samtidig bestemmelse av over 70 grunnstoff i en og samme prøve. Ionekilden/ionisatoren som benyttes i ICP-MS må være svært energisk for å omdanne prøven til enkle atomer og ioner i gassfase (West et al., 2014, s. 808). Et plasma er en ledende gassblanding som inneholder en betydelig konsentrasjon av ioner og elektroner. I atom-spektroskopi benyttes argonplasma. I argonplasmaet er argonioner og elektroner de viktigste ledende speciene, i tillegg til at kationer fra prøven vil være med å

bidra. I argonplasma spektroskopi har det blitt tatt i bruk tre ulike strømkilder, deriblant induktivt koblet plasma (ICP) kilde. Denne kilden til strøm består av tre konsentriske kvartsrør som det strømmer argon gjennom med en hastighet på 11-17 L/min (West et al., 2014, s. 778). I ICP-MS fakkelen, som holder opptil 10 000 K, vil prøven bli atomisert og videre ionisert i gassfase. Prøver i løsning kan introduseres med en konvensjonell forstøver eller en «ultrasonic» forstøver som omgjør væske til spraytåke. Videre vil ionene som dannes i plasmaet introduseres til masseanalysatoren hvor de sorteres etter masse-til-ladning-forhold (m/z) og detekteres (West et al., 2014, s. 809). m/z -forholdet er det enhetsløse forholdet mellom et ions masse og antall ladninger z på ionet (West et al., 2014, s. 804). En generell illustrasjon av de ulike komponentene i et massespektrometer er illustrert i Figur 2.12.



Figur 2.12: En generell oversikt over hovedkomponentene i et massespektrometer (Vandenbroucke, 2015, s. 144).

ICP-MS-spekteret som dannes er ofte veldig enkelt og består av en serie isotoptopper for hvert element som er til stede i prøven. Ved hjelp av ICP-MS spekteret kan elementer i prøven både identifiseres og kvantifiseres (West et al., 2014, s. 809). Deteksjonsgrensen for de fleste elementer er 0,002-2,000 ng/mL (West et al., 2014, s. 796). Ved kvantitativ analyse benyttes kalibreringskurver der forholdet mellom ionsignalet for analytten og ionsignalet for den interne standarden er plottet som en funksjon av konsentrasjonen (West et al., 2014) s.809. Av og til oppstår det interferensproblemer ved ICP-MS analyse. Blant annet kan det oppstå signaler for bakgrunnsioner, noe som vil forstyrre bestemmelsen av analytter (West et

al., 2014, s. 809-810). Interferenser som oppstår ved ICP-MS analyse klassifiseres som enten spektral interferens eller matriks (ikke-spektral) interferens. Spektral interferens oppstår typisk når en isotop har samme m/z-forholdet som et av analytt ionene, og oppdages ved at analytt-signalet blir sterkere (Norge, 2007). Denne typen interferens oppstår som oftest fra polyatomiske ioner, elementer med isotoper med akkurat samme masse som analytt-ionet, dobbelt-ladete ioner og tungtsmeltende oksidioner. Spektroskopisk interferens kan reduseres ved bruk av et høyoppløselig spektrometer (West et al., 2014, s. 810). Matriks interferens blir først merkbart når konsentrasjonen av specier i matrisen overskrider 500-1000 µg/mL. Denne typen interferens oppdages som oftest ved at analytt-signalet blir svakere. Matriks interferens kan reduseres ved å fortynne prøven, ved å endre introduksjonsprosedyren, ved å separere de forstyrrende speciene, og ved å benytte passende internstandarder. En passende internstandard har omtrent samme masse og ioniseringspotensial som analytten (West et al., 2014, s. 811).

Bestemmelse av PAH og PCB med GC-MS

Fast fase ekstraksjon

Fast fase ekstraksjon (SPE) er en metode som benyttes for å separere organiske forbindelser fra en prøveløsning. Under SPE benyttes membraner eller kolonner pakket med en fast fase, f.eks. oktadecyl (C₁₈)-bundet silika (ODS). En hydrofob organisk forbindelse er kjemisk bundet til silikapulveret, og de funksjonelle gruppene bundet til pakningen tiltrekker seg hydrofobe forbindelser i en prøveløsning ved van der Waals interaksjoner. Prøveløsningen plasseres i SPE-kolonnen og det påføres enten trykk fra en luft- eller nitrogen-strøm, eller så benyttes vakuum for å trekke prøven gjennom ekstraksjonsmiddelet. Organiske molekyler vil ekstraheres fra prøveløsningen og oppkonsentreres i den faste fasen. Deretter benyttes et lite volum løsningsmiddel, f.eks, metanol, for å trekke de organiske molekylerne ut fra den faste fasen og samle de opp i nye prøverør (West et al., 2014, s. 856-857).

GC-MS

«Gas Chromatography-Mass Spectrometry», forkortet GC-MS, er en analytisk teknikk som er mye brukt innen både kvantitativ og kvalitativ analyse. GC-MS er en type gass-væske kromatografi og baserer seg på at komponenter i en fordampet prøveløsning separeres ved å fordeles mellom den mobile gassfasen og den stasjonære fasen i GC-MS kolonnen. Den eneste funksjonen til mobilfasen er å transportere analyttene gjennom kolonnen (Skoog, 2004,

s. 887). Ved utgangen av kolonnen er det plassert et massespektrometer som måler masse-til-ladningsforholdet (m/z) for ioner som har blitt produsert fra prøveløsningen, og generer signaler som sendes til en datamaskin (Eurolab). GC-MS instrumenter har blitt brukt for å identifisere flere tusen komponenter som er tilstede i naturlige og biologiske systemer (Skoog, 2004, s. 895).

Analyse av fysikalsk-kjemiske parametere

pH

pH er et mål på surheten eller alkaliteten til en væske og er muligens den mest brukte analytiske instrumentelle teknikken (West et al., 2014, s. 568). Målinger av pH i akvatiske miljøer er viktig da både høye og lave verdier av pH kan være giftig for akvatiske organismer (Norge, 2012). En løsning med pH-verdi under 7 anses som sur, mens en løsning med pH-verdi over 7 anses som basisk (Pedersen, 2020). pH måles ved bruk av en pH-meter (eller en glasselektrode) og baserer seg på måling av potensialforskjellen til en elektrokjemisk celle (Norge, 2012; West et al., 2014, s. 568). En vannprøve tilsettes ofte CaCl_2 slik at en konsentrasjon på 0,01 M oppnås for å få en mer konstant elektrolytt-konsentrasjon og dermed en mer konsistent måling (Minasny et al., 2011). Den teoretiske definisjonen av pH, godkjent av IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) er gitt i Likning (1.11),

$$pH = -\log a_{\text{H}^+} \quad (1.11)$$

hvor a_{H^+} er konsentrasjonen av aktive hydrogenioner (West et al., 2014, s. 568).

Konduktivitet

Konduktivitet er et mål på et stoffs eller en løsnings evne til å transportere ladning og sier noe om mengden ioner til stede i en løsning (Hofstad, 2018a; Norge, 1993; Schwedt, 1997, s. 60). Konduktivitet er definert som den inverse av løsnings motstand. SI-enheten som benyttes for konduktivitet er siemens per meter (S/m) eller siemens per centimeter (S/cm) (Hofstad, 2018a; Schwedt, 1997, s. 60).

Turbiditet

Turbiditet er et mål på mengden lys som spres av kolloide partikler i vannet når et lys skinner gjennom prøven (School, 2018; West et al., 2014, s. 740). Med andre ord er turbiditet er mål på hvor klart vannet er. Jo høyere turbiditet, desto mer «grums» i vannet. Turbiditet måles ved å skinne et lys gjennom vannprøven og rapporteres i nefelometriske turbiditetsenheter (NTU) (School, 2018).

Statistiske verktøy

Statistiske beregninger benyttes for å bedømme presisjonen og nøyaktigheten av resultatene – altså validiteten av resultatene. Ved hjelp av statistiske beregninger som blant annet snitt, median og standardavvik, får man en indikasjon på hvordan resultatene i datasettet er fordelt og om det er noen verdier som skiller seg ut fra resten.

Snitt

Snitt (\bar{x}) er gjennomsnittet mellom to eller flere målinger og oppnås ved å summere målte verdier med antallet målinger i datasettet. Formelen for snitt er gitt i Likning (1.12),

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N} \quad (1.12)$$

hvor x_i representerer de individuelle verdiene av x i et datasett med N målinger (West et al., 2014, s. 84).

Median

Median er den midterste verdien i et datasett som er sortert i stigende/numerisk rekkefølge. Dersom et datasett inneholder et resultat som skiller seg ut, vil medianen gi en bedre indikasjon av resultatene i datasettet enn det snitt vil gi. Grunnen til dette er at resultatet som spriker fra de andre resultatene i samme datasett vil påvirke beregningen av gjennomsnittet, men ikke medianen (West et al., 2014, s. 84).

Standardavvik

Standardavvik (σ) er et mål på presisjonen av målingene, altså hvor nære resultatene som er oppnådd på akkurat samme måte er hverandre (West et al., 2014, s. 84 & 100).

Standardavviket er den gjennomsnittlige avstanden mellom verdiene i et datasett og snittet av verdiene. Formelen for standardavvik er gitt i Likning (1.13) (West et al., 2014, s. 100).

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N}} \quad \text{og tilsvarer} \quad \sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{(N-1)}} \quad (1.13)$$

I Likning (1.13) benyttes (N-1) istedenfor N i tilfeller hvor man undersøker et utvalg av en populasjon og ikke hele populasjonen. Relativt standardavvik (RSD) er nok et statistisk mål innen analytisk kjemi. RSD uttrykker presisjonen av en måling, i likhet med standardavvik, i tillegg til repeterbarheten av målingen. RSD er definert som standardavviket dividert på snittet. Formelen for RSD er gitt i Likning (1.14) (West et al., 2014, s. 109).

$$RSD = \frac{\sigma}{\bar{x}} \quad (1.14)$$

RSD uttrykkes ofte i prosent og kalles da for variasjonskoeffisienten (CV). Formelen for CV er gitt i Likning (1.15) (West et al., 2014, s. 109).

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}} \times 100\% \quad (1.15)$$

Korrelasjon

Korrelasjon måler om det finnes en relasjon mellom to variabler X og Y, og eventuelt styrken av denne relasjonen. Korrelasjonen mellom to variabler beskrives av

korrelasjonskoeffisienten (r) og varier mellom verdiene -1 og 1. $r = \pm 1$ tilsier en perfekt lineær relasjon mellom X og Y, hvor $r = -1$ tilsvarer en perfekt negativ korrelasjon og $r = 1$ tilsvarer en perfekt positiv korrelasjon. En positiv korrelasjon mellom to variabler vil si at en økende verdi av X vil gi en økende verdi av Y, mens en negativ korrelasjon vil si at en synkende verdi av X vil gi en synkende verdi av Y. $r = 0$ tilsier ingen lineær korrelasjon mellom to variabler X og Y (Walpole, 2014, s. 485-487). Formelen for

korrelasjonskoeffisienten er gitt i Likning (1.19) (Walpole, 2014, s. 486). Beregningen av r benytter seg av modellfeilvariansen og den totale korrigerede summen av kvadratene av X og Y , gitt i Likning (1.16) - (1.18) (Walpole, 2014, s. 456). Dette kalles også minste kvadraters metode.

$$S_{xx} = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (1.16)$$

$$S_{yy} = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \quad (1.17)$$

$$S_{xy} = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) \quad (1.18)$$

$$r = \frac{S_{xy}}{\sqrt{S_{xx}S_{yy}}} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (1.19)$$

PCA

«Principal Component Analysis» (PCA), hovedkomponentanalyse på norsk, er en metode for å redusere dimensjonaliteten til store datasett for å gjøre det lettere å utforske og visualisere variansen i datasettet. PCA reduserer antallet variabler i et datasett og bevarer mesteparten av informasjonen. PCA består av fem steg; standardisering, beregning av kovarians-matrise, bestemmelse av hovedkomponentene i datasettet, dannelsen av funksjonsvektor, og til slutt bruke funksjonsvektoren for å re-orientere dataene fra de opprinnelige aksene til aksene representert av hovedkomponentene (Jaadi, 2021). PCA gir et kart med punkter som oppsummerer mønstre av korrelasjoner i datasettet.

Mann Whitney U-test

Mann Whitney U-test benyttes for å bestemme om det er statistisk signifikante forskjeller mellom to grupper med, som oftest, ikke-parametriske data. Mann Whitney U-test er godt egnet for bruk av rangerte data, data som avviker fra akseptable distribusjonsmønstre, eller når det er betydelige forskjeller i antall verdier i de to komparative gruppene med datamateriale (MacFarland & Yates, 2016). Mann Whitney U-test benyttes seg av en nullhypotese (H_0), som antar at de to gruppene med data stammer fra samme populasjon. Med andre ord antar H_0 at de to uavhengige gruppene med en mengde verdier er homogene og har samme distribusjon. En annen måte å si det på er at H_0 antar at de to gruppen ikke er

signifikant forskjellige. Den alternative hypotesen til H_0 er H_1 , som sier at distribusjonen av den ene gruppen med data er forskjellig fra distribusjonen av den andre gruppen med data. Med andre ord sier H_1 at de to gruppene er signifikant forskjellige. Dataene i hver gruppe sorteres etter stigende rekkefølge og Mann Whitney U-testen sammenligner hver verdi i den ene gruppen med hver verdi i den andre gruppen. Dersom H_0 stemmer vil hver verdi i den første gruppen ha lik sannsynlighet for å være større eller mindre enn hver verdi i den andre gruppen. Dersom dette ikke er tilfellet, vil H_0 forkastes og H_1 er sann (Nachar, 2008).

Kapittel 3 Metode

Generelt om gjennomføring av prøvetaking og analyser

I denne oppgaven benyttes snøprøver for å undersøke langtransport og lokale utslipp av miljøgifter på Svalbard. Det ble tatt snøprøver fra ti ulike områder/sektorer som vil refereres til som Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3, Sektor 4, LYR-området, Havneområdet, Scooterparkeringsen, Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen. Prøvetakingen av snøprøver for analyse av tungmetall(oid)er og organiske forurensninger (PAH og PCB) ble utført i henhold til isorutine NS 4784 og NS 9805 (Norge, 1988, 1995). Begge standardene er i utgangspunktet standarder for prøvetaking av vann og mangler derfor en detaljert beskrivelse av prosedyren for prøvetaking av snø.

Snøprøver for elementær ICP-MS-analyse og analyse av pH, konduktivitet og turbiditet ble tatt i reagensrør av plast (VWR, HDPE 15/50 ml). Snøprøver for analyse av organiske miljøgifter som PAH og PCB ble tatt i lynlåsposer LD-polyetylen (VWR, LDPE, 1L), før smelting i romtemperatur og overføring til aluminiumsflasker (VWR, AL 99,5 1,2 L). Det ble tatt snøprøver for denne typen analyser på prøvepunkt P3 på Sektor 1 (ved kullkraftverket), på Sektor 2, i Colesdalen, Sassendalen og Adventdalen, og ved Gruve 7. Per prøvepunkt ble det samlet inn 5 poser med snø for å gi omtrent 1,0 L smeltet snø. Det ble benyttet én aluminiumsflaske per prøvepunkt og flaskene ble fraktet til Trondheim for videre analyse. Både reagensrørene og aluminiumsflaskene ble forhåndsvasket med destillert vann. Reagensrørene som skulle sendes til ICP-MS analyse ble fylt med snø tre ganger før prøven til slutt ble tatt. Reagensrørene som skulle fylles med snø til måling av pH, konduktivitet og turbiditet ble fylt med snø én gang før prøven til slutt ble tatt. Prøvetakingen ble utført på samme måte på hvert prøvepunkt både på sektorene og på de ulike prøvetakingsområdene. På

hvert prøvepunkt ble tre reagensrør (VWR, HDPE 50 ml) fylt med snø til analyser av pH, konduktivitet og turbiditet, og ett reagensrør (VWR, HDPE 15/50 ml) ble fylt med snø til ICP-MS-analyser. På prøvepunktene der det ble tatt snøprøver i lynlåsposer (Staples, LD-polyetylen 1L) til analyse av organiske miljøgifter ble det benyttet en tilsvarende lynlåspose rundt hånden for å skuffe snøen ned i posene. Alle snøprøvene ble tint under laboratoriebetingelser under 21°C.

Målinger av pH, konduktivitet og turbiditet ble gjennomført på laboratoriet på UNIS etter ISO-standardene NS-EN ISO 10523:2012, NS-ISO 7888 og NS-EN ISO 7027-2:2019 (Norge, 1993, 2012, 2019). På UNIS ble også 10 ml av de smeltede snøprøvene til elementær ICP-MS analyse filtrert og overført til nye reagensrør (VWR, HDPE 15 ml) som ble fraktet til Trondheim. De nye reagensrørene ble forhåndsvasket med 2-4 ml filtrert prøve, gitt at det var nok prøve til at det var mulig. På laboratoriet på NTNU i Trondheim ble prøvene for elementær ICP-MS analyse konserveret med tre dråper salpetersyre, HNO₃ (65% Suprapure).

ICP-MS analysene ble utført etter ISO-standarden NS-EN ISO 17294-1:2006 av ICP-MS ansvarlig på NTNU i Trondheim (Norge, 2007). Smeltede snøprøver ble analysert for utvalgte tungmetall(oid)er ved bruk av et trippel kvadrupol massespektrometer system (Agilent, USA), utstyrt med en «prepFAST M5 autosampler» (ESI, USA). ICP-MS apparatet er kvalitetssikret gjennom deltakelse på ringtest SLP2129. Hver prøve, som inneholdt 200-300 mg frysetørket prøvemateriale og 6 ml 50% salpetersyre (Suprapure, v/v), ble dekomponert i en høytrykks mikrobølgenedbrytningsreaktor (UltraClave, Milestone GmbH, Leutkirch, Tyskland) etterfulgt av fortykning med ionefritt vann (~18.2 MΩ·cm). På denne måten ble det oppnådd en konsentrasjon av salpetersyre på 0,6 M før prøvene ble analysert i ICP-MS systemet. System-parametere fra analysene som ble gjennomført 27.04.2022 og 28.04.2022 er listet i Tabell 3.1 og Tabell 3.2.

Tabell 3.1: ICP-MS parametere.

Generelle parametere	
RF Power	1600 W
Forstøver gass	0.80 L/min

«Makeup» gass	0.40 L/min
Prøve dybde	8.0 mm
Ion linse	s-linse
H₂ modus	
H ₂ gass-strøm	6.0 mL/min
He gass-strøm	1.5 mL/min
O₂ modus	
O ₂ gass-strøm	0.675 mL/min
He gass-strøm	1.0 mL/min

Tabell 3.2: ICP-MS parametere.

Generelle parametere	
RF Power	1600 W
Forstøver gass	0.80 L/min
«Makeup» gass	0.40 L/min
Prøve dybde	8.0 mm
Ion linse	s-linse
H₂ modus	
H ₂ gass-strøm	6.0 mL/min
He gass-strøm	1.5 mL/min
O₂ modus	
O ₂ gass-strøm	0.675 mL/min
He gass-strøm	1.0 mL/min

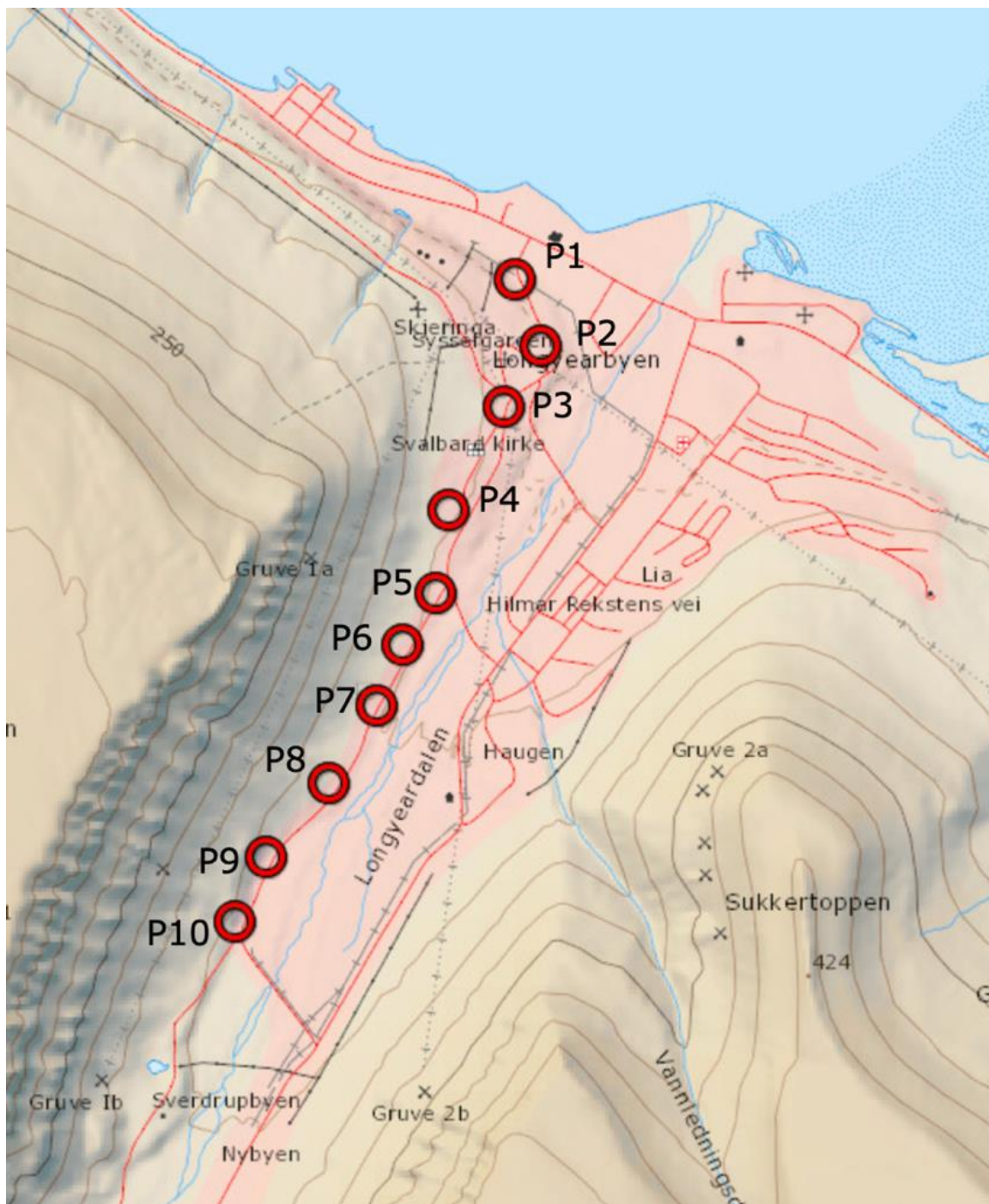
GC-MS analyse av organiske miljøgifter i snøprøvene i aluminiumsflaskene ble utført med en gasskromatograf (Agilent 7890A) utstyrt med en «GC Pal autosampler» (CTC Analytics, Zwnigen, CH) koblet til et singel kvadrupol massespektrometer (Agilent 6975). Seperasjonen av analyttene ble utført på en «Thermo Scientific™ TraceGOLD™ TG-5MS GC» kolonne (5% difenyl/95% dimetylpolysiloksan, 30 m x 0,25 mm indre diameter + 0,5 µm filmtykkelse). Analysen ble utført av instrument-ansvarlig på NTNU i Trondheim, etter ISO-standarden NS-ISO 28540 (Norge, 2011). Før prøvene ble analysert med GC-MS ble de filtrert, før de så gjennomgikk fast-fase-ekstraksjon (SPE) og inndamping i Turbovap. Fast-fase ekstraksjon ble gjennomført etter ISO-standard NS-EN 16691 (Norge, 2015).

Prøvetaking i Longyearbyen, 06.02.2022

Koordinatene for prøvepunktene P1-P89 finnes som vedlegg.

Sektor 1:

Det ble tatt prøver på 10 punkter langs en ca. 2,5 km lang strekke fra kullkraftverket til «Huset», med omtrent 200 m mellom hvert prøvepunkt. Prøvene ble tatt på den siden av veien som vendes mot fjellene, altså ikke inn mot sentrum. Der det var mulig ble prøvene tatt ca. 10-15 meter fra hovedveien. Prøvepunktene er navngitt P1-P10, og prøvene som skulle benyttes til ICP-MS analyse ble merket med tallene 1-10. I tillegg til totalt 40 prøverør ble det tatt snøprøver i lynlåsposer til analyse av organiske miljøgifter på prøvepunkt P3. Prøvene i reagensrørene ble oppbevart utendørs i snøen fra 06.02.2022 til 08.02.2022, før innholdet i lynlåsposene så ble smeltet og overført til en aluminiumsflaske. Prøvene ble tatt til fots, temperaturen var på -9 °C og det blåste vind på 6-8 m/s. Plasseringen av punktene P1-P10 på et kart over Longyearbyen er vist i Figur 3.1.

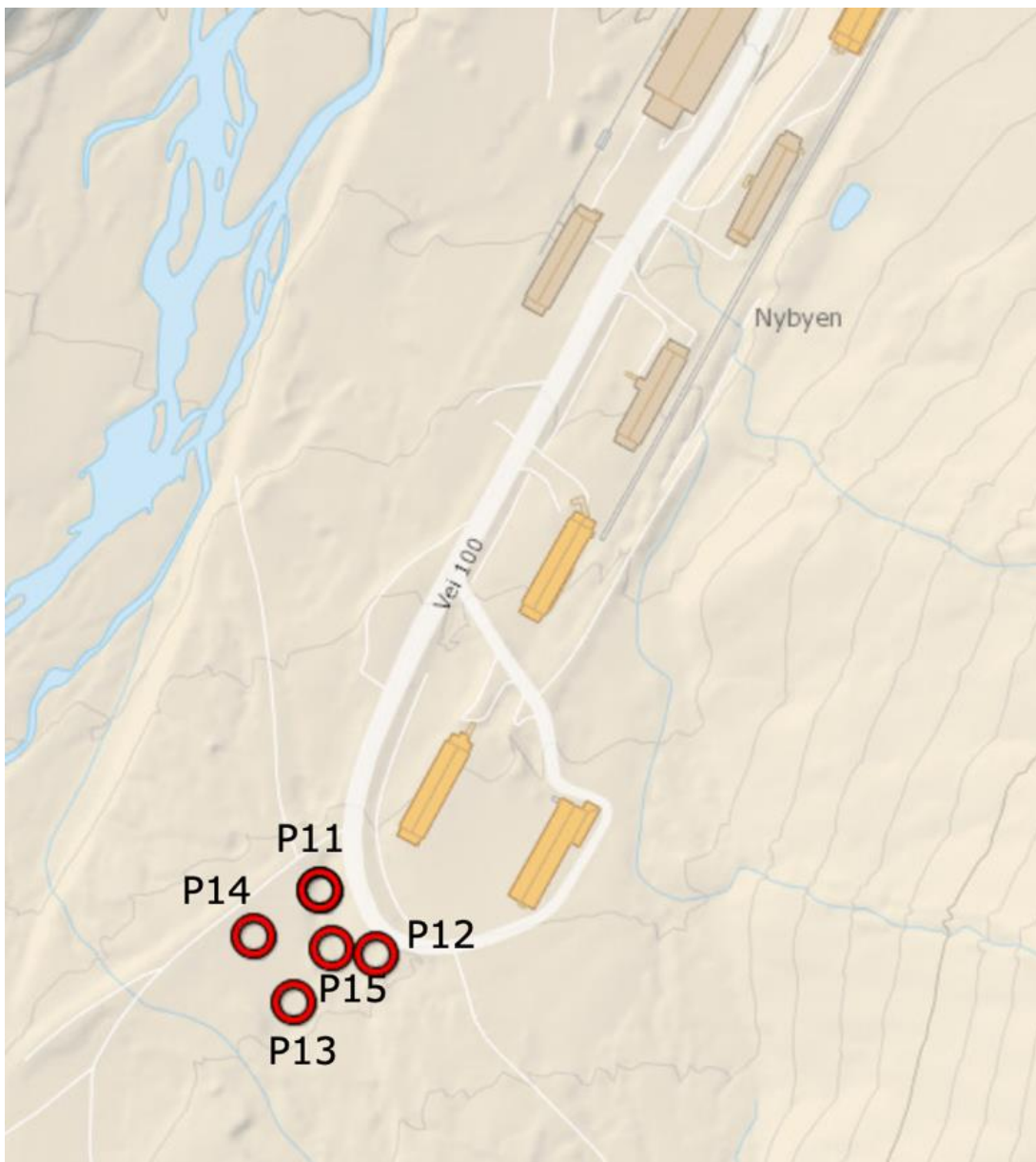


Figur 3.1: Kart over plasseringen av prøvepunktene P1-P10 i Longyearbyen, Svalbard.

Prøvetaking i Longyearbyen, 07.02.2022

Scooterparkeringen:

Det ble tatt snøprøver på 5 punkter på en scooterparkering i Nybyen. Prøvene ble tatt i hvert av de fire hjørnene av parkeringsplassen, i tillegg til at en prøve ble tatt i midten av parkeringsplassen. Prøvene er navngitt P11-P15. Det ble og tatt snøprøver i lynlåsposer på scooterparkeringen. Både reagensrørene og lynlåsposene med snøprøver ble oppbevart utendørs i snøen fra 07.02.2022 til 08.02.2022. Prøvene ble tatt til fots. Plasseringen av punktene P11-P15 på et kart over Nybyen er vist i Figur 3.2.

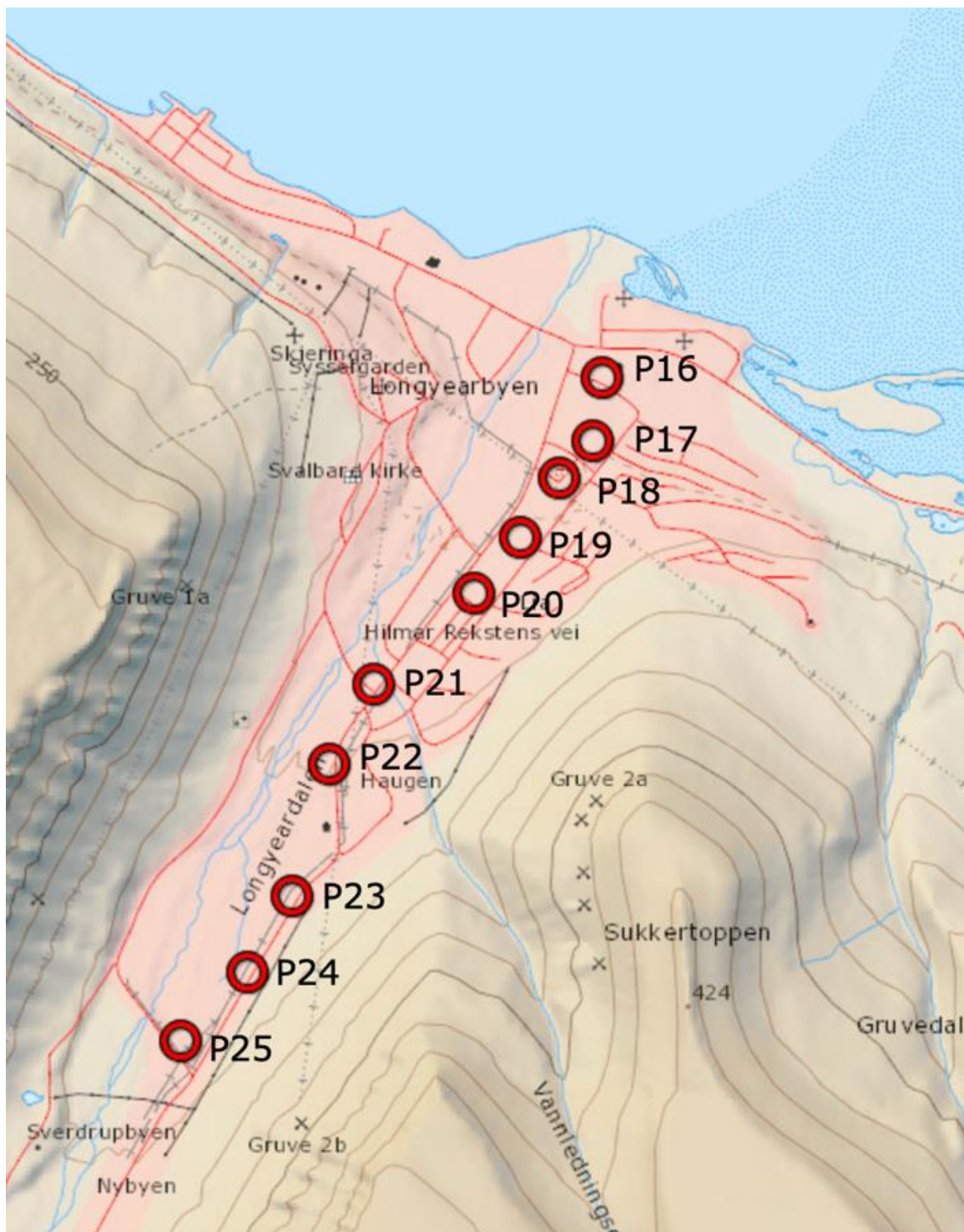


Figur 3.2: Kart over plasseringen av prøvepunktene P11-P15 i Nybyen, Svalbard.

Sektor 2:

Det ble tatt prøver på 10 punkter langs en rundt 2,5 km lang strekke fra UNIS til Nybyen, med omtrent 200 m mellom hvert prøvepunkt. Prøvene ble tatt på den siden av veien som vendes mot sektor 1. De fleste prøvene ble tatt 10-15 meter fra veien, men noen ble tatt med kortere avstand fra veien på grunn av diverse hindringer som f.eks. bygninger og gjerder. Prøvene er navngitt P16-P25. Reagensrørene med snøprøver ble oppbevart utendørs i snøen fra 07.02.2022 til 08.02.2022. Prøvene ble tatt til fots.

De navngitte prøvepunktene for Sektor 2 med tilhørende prøvetakingskoordinater er gitt i Tabell 3.5. Prøvetakingskoordinatene er oppgitt i formatet grader (X), minutter (Y), sekunder (Z) (XX°YY'ZZ.ZZ"). Plasseringen av punktene P6-P25 på et kart over Longyearbyen er vist i Figur 3.3.



Figur 3.3: Kart over plasseringen av prøvepunktene P16-P25 i Longyearbyen, Svalbard.

Analyse av fysiske/kjemiske parametere, UNIS 08.02.2022

Analyse av fysiske/kjemiske parametere og filtrering av prøver for ICP-MS analyser ble utført umiddelbart etter tining av snøprøvene, med unntak av snøprøvene tatt i lynlåsposer på Scooterparkeringen - disse ble tint i romtemperatur 07.08.2022 og ble filtrert 08.02.2022. I

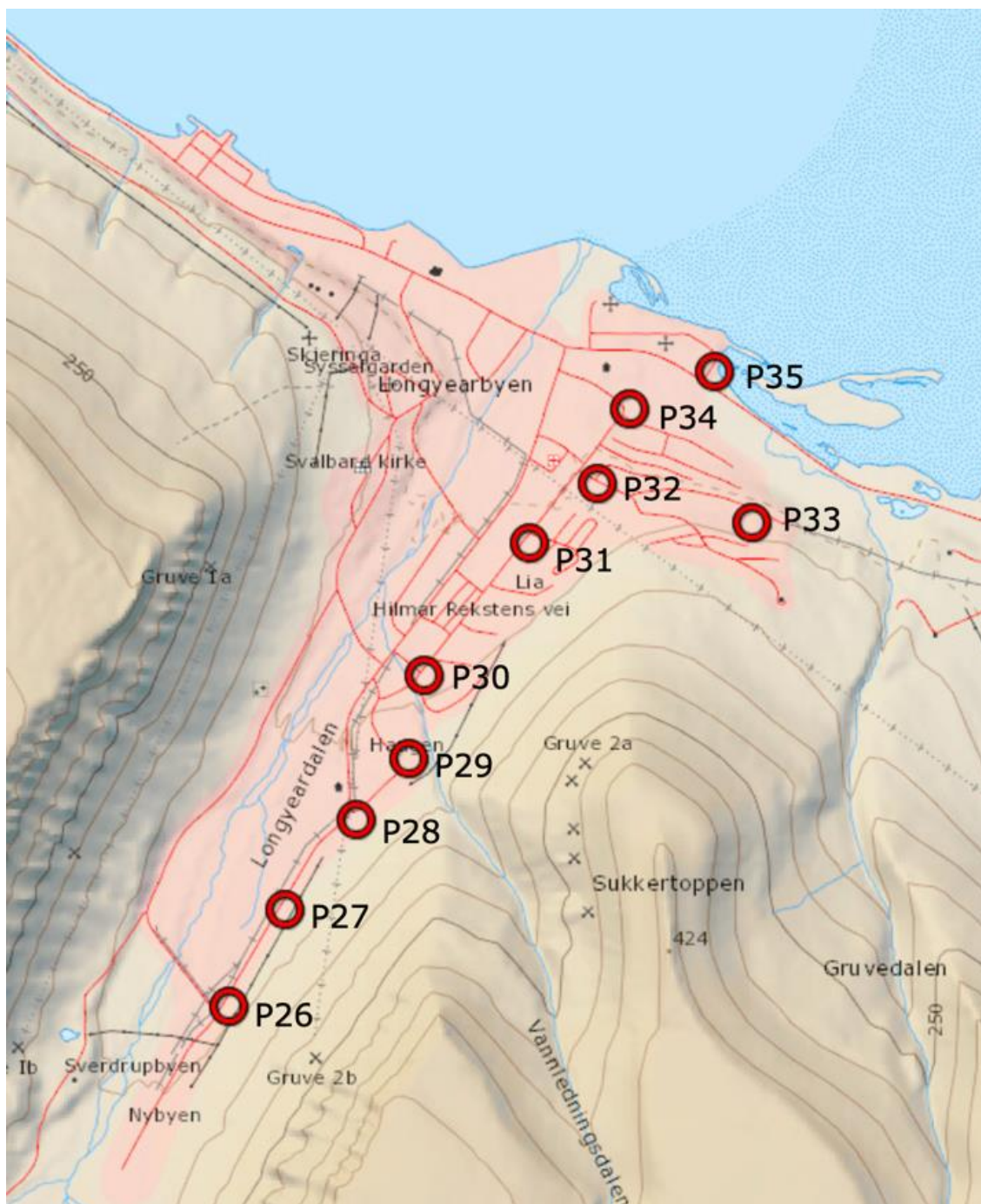
forkant av tining ble snøprøvene oppbevart i snøen utendørs. Alle prøver ble tint og behandlet innen en uke etter prøvetaking. Innholdet i alle prøverørene fra Sektor 1 og Sektor 2 ble smeltet i romtemperatur. Konduktivitet, pH og turbiditet (Lovibond, SensoDirect 150 og Thermo Scientific, TN100) ble målt på de triple prøvene fra alle prøvepunktene. Fra de triple prøvene ble den smeltede snøen i de to reagensrørene med mest innhold slått sammen og overført til et begerglass (Borosilikat, 40ml), før konduktivitet og deretter pH ble målt. Måling av pH ble utført ved bruk av en batteridreven pH-måler (Lovibond, SensoDirect 150), og det ble tilsatt 0,4 ml CaCl₂ (1M) til 40 ml prøve. Den smeltede snøen i det siste reagensrøret ble brukt til å måle turbiditet.

Reagensrørene med smeltede snøprøver til ICP-MS analyse ble filtrert ved bruk av en sprøyte med et 0,45 µm filter (VWR, PES 0,45 µm, 25 mm) plassert på sprøytespissen. Det ble benyttet tre sprøyter, en til hver av sektorene og en til prøvene fra Scooterparkeringen. Filteret ble byttet mellom hver prøve. 10 ml filtrert prøve ble samlet opp i nye merkede reagensrør (10 ml) – ett til hvert prøvepunkt. Totalt ble det dermed 25 reagensrør (10 ml) med filtrerte prøver, navngitt P1-P25, fra Sektor 1, Sektor 2 og cooterparkeringen. De filtrerte prøvene ble fraktet til Trondheim for forsuring og videre analyse med ICP-MS.

[Prøvetaking i Longyearbyen, 09.02.2022](#)

Sektor 3:

Det ble tatt prøver på 10 punkter langs en rundt 3,5 km lang strekke fra Nybyen til drivstoffstasjonen nede ved vannet, med en avstand på 200-400 m mellom hvert prøvepunkt. Prøvene ble tatt på den siden av veien som vendes mot fjellene, altså ikke inn mot sentrum. Prøvene ble tatt med en avstand på 10-15 meter fra veien der det var mulig. Prøvene ble tatt til fots og prøverørene ble oppbevart i fryseren (-20°C) på UNIS fra 09.02.2022 til 11.02.2022. Plasseringen av punktene P26-P35 på et kart over Longyearbyen er vist i Figur 3.4.



Figur 3.4: Kart over plasseringen av prøvepunktene P26-P35 i Longyearbyen, Svalbard.

Prøvetaking i Longyearbyen, 10.02.2022

Havneområdet

Det ble tatt prøver på fem punkter på Havneområdet. Prøvene ble tatt i hvert av de fire hjørnene av havneområdet, i tillegg til at en prøve ble tatt i sentrum av havneområdet. I tillegg til totalt 20 prøverør ble det tatt snøprøver i zip-lock poser til analyse av organiske miljøgifter.

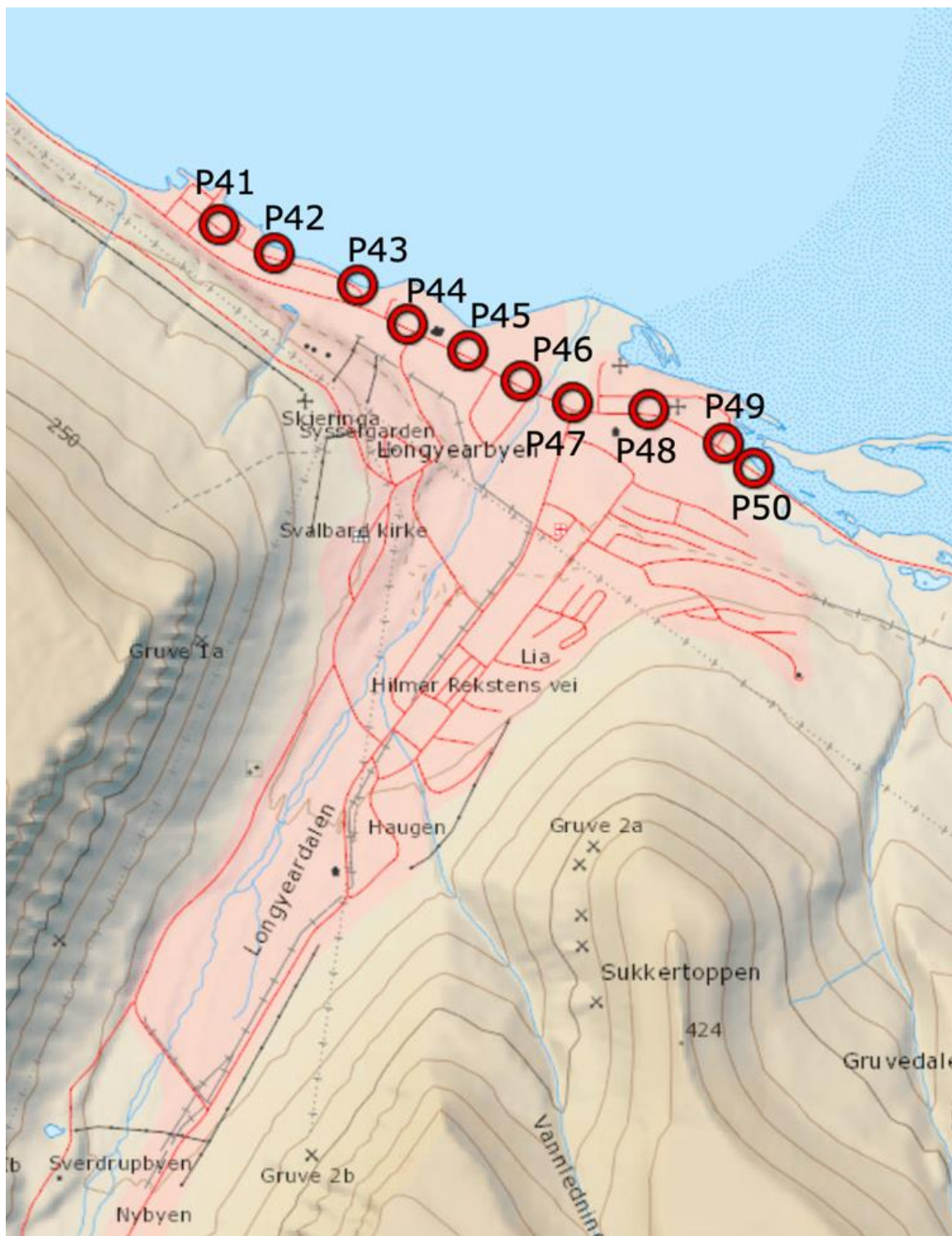
Prøverørene og posene med snø ble oppbevart utendørs i snøen fra 10.02.2022 til 11.02.2022. Prøvene ble tatt til fots, temperaturen var på $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$ og det blåste 4-5 m/s. Plasseringen av punktene P36-P40 på et kart over Longyearbyen er vist i Figur 3.5.



Figur 3.5: Kart over plasseringen av prøvepunktene P36-P40 i Longyearbyen, Svalbard.

Sektor 4:

Det ble tatt prøver på 10 punkter langs en 1,7 km lang strekke langs sjøen, fra Havneområdet til drivstoffstasjonen for snøscootere. Prøvene ble tatt på den siden av veien som vendes mot vannet, med en avstand på 7-10 m fra veien der det var mulig. Avstanden mellom hvert prøvepunkt var på 150-200 m. Reagensrørene med snøprøver ble oppbevart utendørs i snøen fra 10.02.2022 til 11.02.2022. Plasseringen av punktene P41-P50 på et kart over Longyearbyen er vist i Figur 3.6.



Figur 3.6: Kart over plasseringen av prøvepunktene P41-P50 langs sjøen i Longyearbyen, Svalbard.

Analyse av fysikalske/kjemiske parametre, UNIS 11.02.2022

Analyse av fysikalske/kjemiske parameter og filtrering av prøver for ICP-MS analyser ble utført umiddelbart etter tining av snøprøvene. I forkant av tining ble snøprøvene enten

oppbevart på frys (-20°C) eller utendørs i snøen. Alle prøvene ble tint og behandlet innen en uke etter prøvetaking. Innholdet i reagensrørene fra Sektor 3 og Sektor 4, i tillegg til innholdet i reagensrørene og lynlåsposene fra Havneområdet ble smeltet i romtemperatur. Turbiditet, konduktivitet og pH (Thermo Scientific, TN100 og Lovibond, SensoDirect 150) ble målt på de triple prøvene fra alle prøvepunktene, i nevnt rekkefølge. CaCl₂ (1M) ble tilsatt før pH ble målt. Var den totale mengden smeltet snø på f.eks. 25 ml, 30 ml eller 40ml, ble det tilsatt henholdsvis 0,25 ml, 0,3 eller 0,4 ml CaCl₂ (dvs. Til 0,01 M CaCl₂).

Reagensrørene med smeltede snøprøver til ICP-MS analyse ble filtrert ved bruk av en sprøyte med et filter (VWR, PES 0,45 µm, 25 mm) plassert på sprøytespissen. Samme sprøyte ble brukt på alle prøvene, men sprøytespissen ble byttet mellom hver prøve. Sprøyten ble vasket med springvann og destillert vann mellom hver prøve. 7-10 ml filtrert prøve ble samlet opp i nye merkede reagensrør (VWR, HDPE 15 ml) – ett til hvert prøvepunkt.. Totalt ble det 25 prøveglass med filtrerte prøver, navngitt P26-P50, fra Sektor 3, Sektor 4 og Havneområdet. De filtrerte prøvene ble fraktet til Trondheim for forsuring og videre ICP-MS analyse.

Prøvetaking utført av veileder og andre studenter

Det ble benyttet samme type prøvetakingsprosedyrer som beskrevet ovenfor.

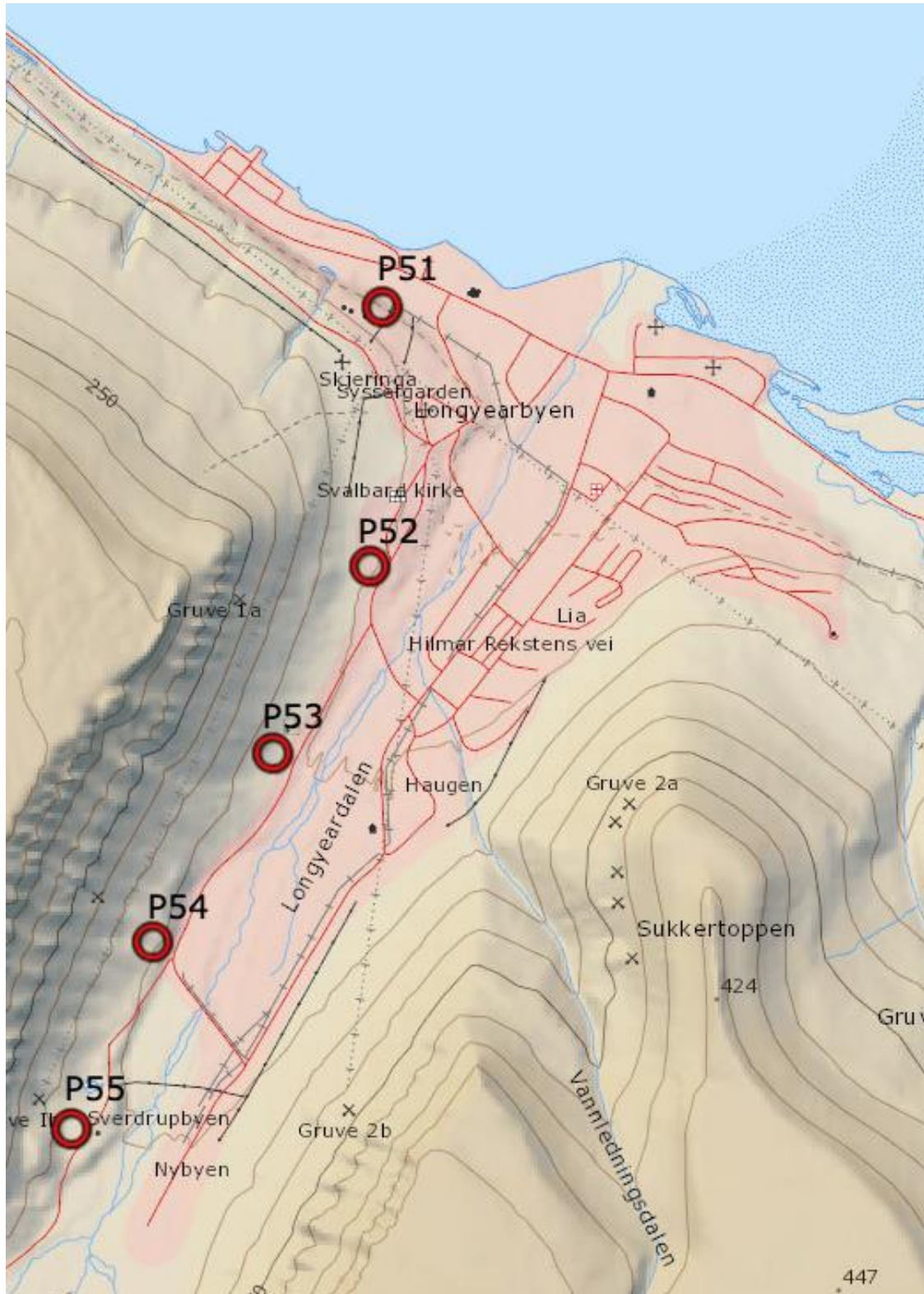
Snøprøver for analyse av tungemetal(oid)er fra Longyearbyen, Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen ble tatt av studenter på UNIS i forbindelse med kurset AT331, ledet av Øyvind Mikkelsen. I Sassendalen, Colesdalen, Adventdalen og ved Gruve 7 ble det også tatt snøprøver i aluminiumsflasker, en flaske per lokasjon, for analyse av organiske miljøgifter.

Snøprøvene i Adventdalen ble tatt 07.02.2022, snøprøvene i Colesdalen og Longyearbreen ble tatt 10.02.2022 og snøprøvene tatt i Longyearbyen (LYR-området) ble tatt 27-28.02.2022. Studenter på UNIS har også tatt snøprøver fra Longyearbyen, Adventdalen og Longyearbreen, i tillegg til snøprøver fra området rundt flyplassen og på Havneområdet, i årene 2018-2020. Data fra ICP-analyse av disse prøvene har blitt inkludert i denne oppgaven.

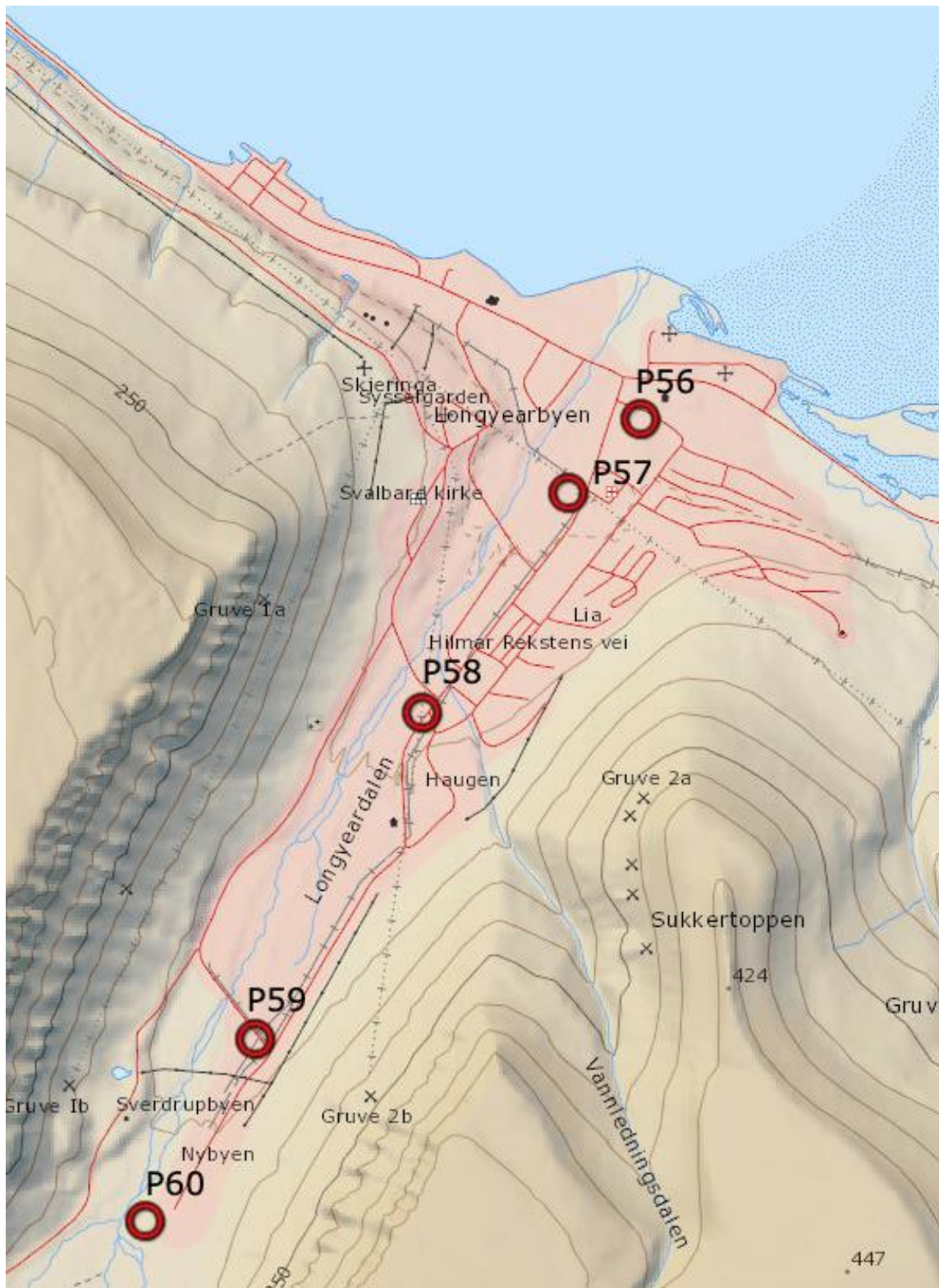
Longyearbyen-området:

Det ble tatt totalt 20 snøprøver i Longyearbyen (LYR), merket med prøvenummer P51-P70. Disse prøvene overlapper med prøvene som ble tatt fra Sektor 1-4 i Longyearbyen. P51-P55

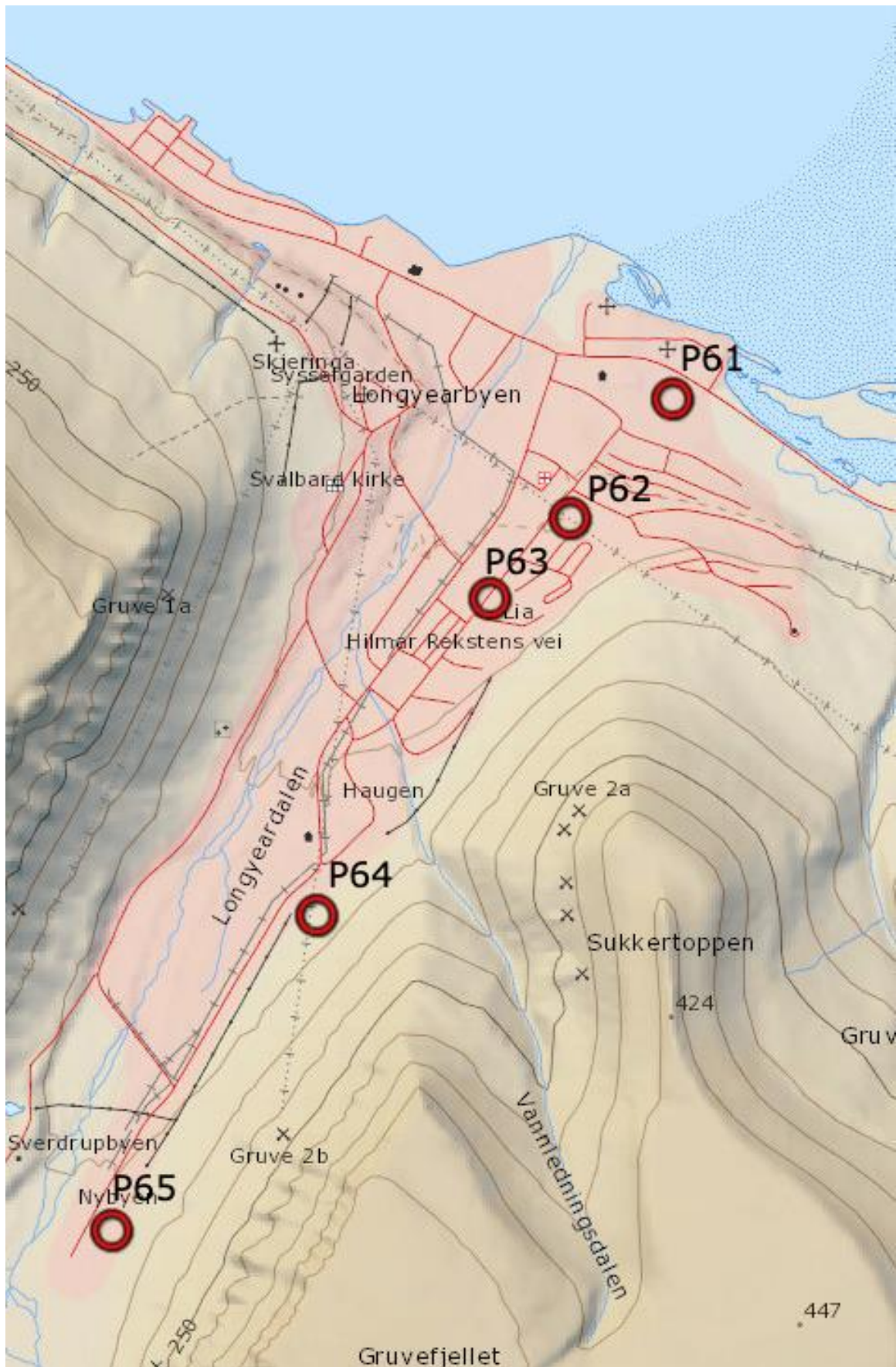
tilsvarende omtrent Sektor 1, P56-P60 tilsvarende omtrent Sektor 2, P61-P65 tilsvarende omtrent Sektor 3 og P66-P70 tilsvarende omtrent Sektor 4. Plasseringen av punktene P51-P55, P56-P60 og P61-P65 på et kart over Longyearbyen er vist i henholdsvis Figur 3.7, Figur 3.8 og Figur 3.9.



Figur 3.7: Kart over plasseringen av prøvepunktene P51-P55 i Longyearbyen, Svalbard.



Figur 3.8: Kart over plasseringen av prøvepunktene P56-P60 i Longyearbyen, Svalbard.



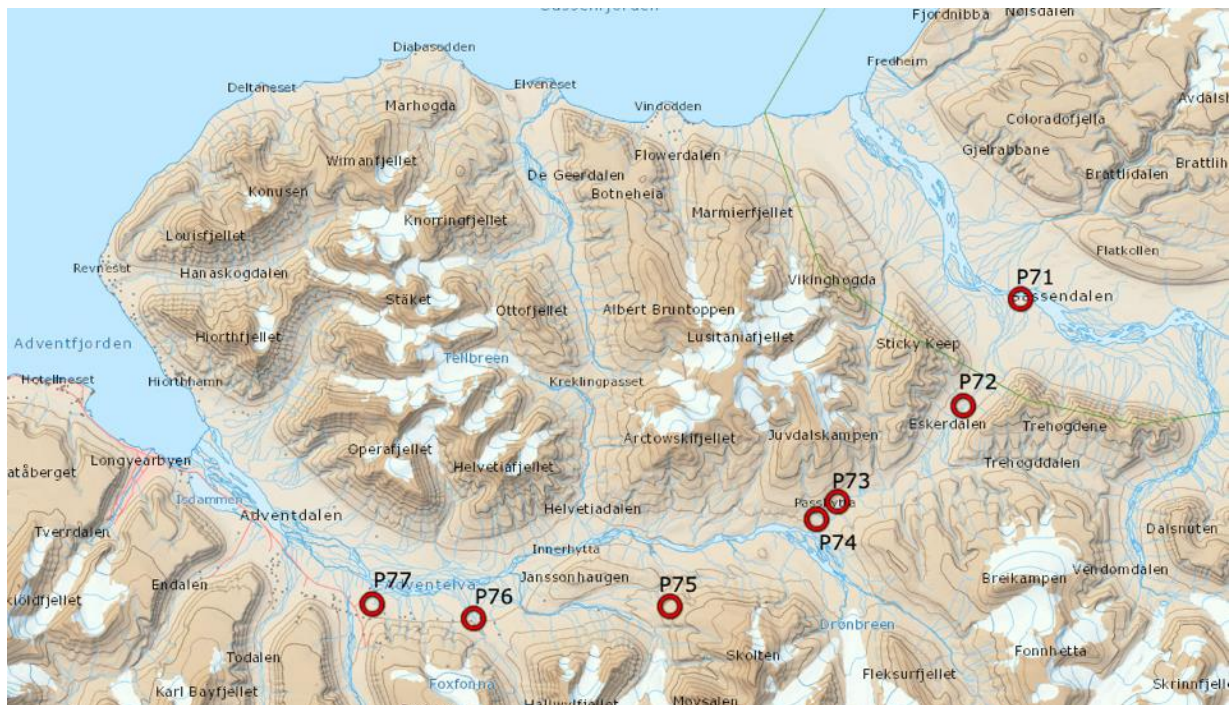
Figur 3.9: Kart over plasseringen av prøvepunktene P61-P65 i Longyearbyen, Svalbard.

Studenter fra kurset AT331 på UNIS tok snøprøver fra de samme prøvepunktene i 2018, 2019 og 2020. I 2018 ble det tatt snøprøver fra prøvepunktene P51-P70, og i 2019 og 2020 ble det tatt snøprøver fra prøvepunktene P51-P65. Resultatene fra ICP-analyse av snøprøvene fra 2019-2020 er inkludert i denne oppgaven.

Adventdalen:

Det ble tatt totalt 8 snøprøver i Adventdalen, merket med prøvenummer P71-P78.

Plasseringen av punktene P71-P78 på et kart over Svalbard er vist i Figur 3.10. Prøvepunkt P78 er ikke plassert på kartet fordi det mangler koordinater for dette prøvepunktet.



Figur 3.10: Kart over plasseringen av prøvepunktene P71-P77 på Svalbard.

P71 ble tatt i Sassendalen, P72 ble tatt i Eskerdalen, P73 ble tatt ved Passhytta i Adventdalen, P74 ble tatt i Adventdalen (ved foten av Skolten), P75 ble tatt i Janssondalen (Innerhytta), P76 ble tatt i ytre Foxdalen, Prøve P77 ble tatt ved Gruve 7 og P78 ble tatt i starten av Adventdalen.

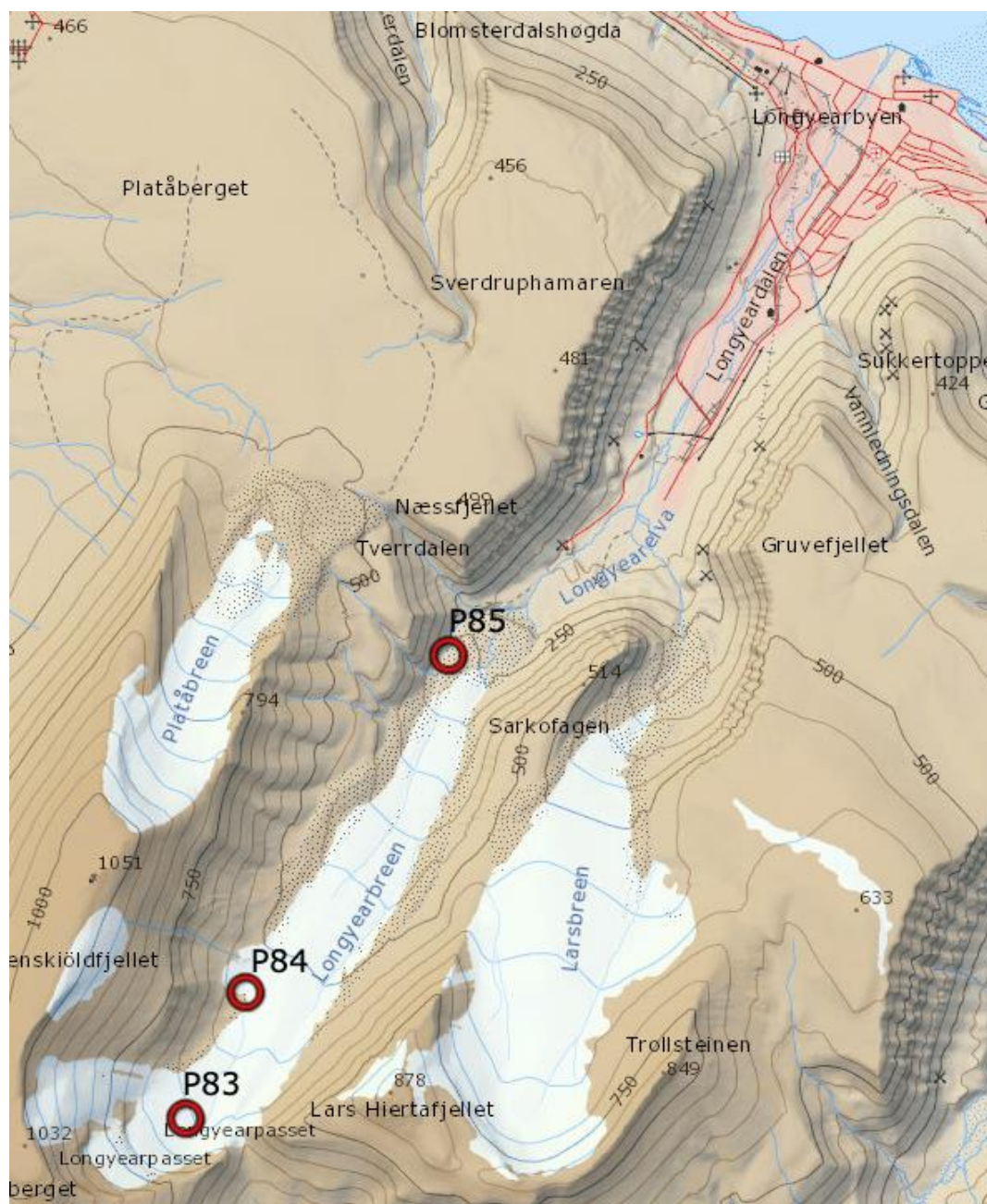
Studenter fra kurset AT331 tok snøprøver fra prøvepunktene P71-P77 i 2019 og 2020 også. Resultatene fra ICP-analyse av disse snøprøvene er inkludert i denne oppgaven.

Colesdalen

Det ble tatt totalt 4 prøver i Colesdalen, merket med prøvenummer P79-P82. Det mangler koordinater for disse prøvepunktene, men P79 ble tatt i starten av dalen og de tre neste ble tatt innover i dalen.

Longyearbreen

Det ble tatt totalt 3 prøver ved Longyearbreen, merket med prøvenummer P83-P85. Plasseringen av punktene P83-P85 på et kart over Svalbard er vist i Figur 3.11.

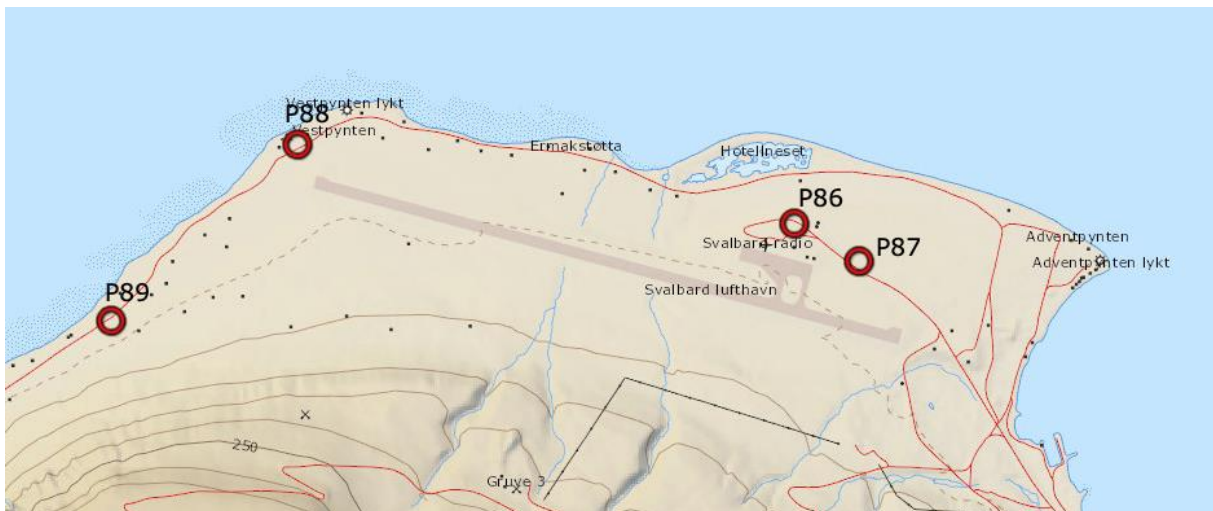


Figur 3.11: Kart over plasseringen av prøvepunktene P83-P85 på Svalbard.

Studenter fra kurset AT331 på UNIS tok snøprøver fra prøvepunktene P81-P85 i 2019 og 2020 også. Resultatene fra ICP-analyse av disse snøprøvene er inkludert i denne oppgaven.

Flyplassen

Det ble ikke tatt snøprøver ved flyplassen i år, men studenter fra kurset AT331 på UNIS tok prøver derfra i 2019 og 2020 som har blitt inkludert i denne oppgaven. Prøvepunktene fra flyplassen er merket med prøvenummer P86-P89 og koordinatene for disse prøvepunktene er listet i Tabell 3.12. Prøvetakingskoordinatene er oppgitt i formatet grader og desimalminutter, $XX^{\circ}YY.YYY'$, der X er grader og Y er minutter. Plasseringen av punktene P86-P89 på et kart over Svalbard er vist i Figur 3.12.



Figur 3.12: Kart over plasseringen av prøvepunktene P86-P89 på Svalbard.

Havneområdet

I 2019 tok studenter fra kurset AT331 på UNIS snøprøver fra Havneområdet som har blitt inkludert i denne oppgaven. Prøvepunktene var omtrent de samme som for snøprøvene som ble tatt på Havneområdet i 2022 i forbindelse med denne oppgaven.

Filtrering av prøver for analyse av PAH/PCB, NTNU 28.04.2022-29.04.2022

De seks aluminiumsflaskene med smeltede snøprøver fra Sektor 1 (kullkraftverket), Sektor 2, Colesdalen, Sassendalen, Adventdalen og Gruve 7 ble tint i romtemperatur på laboratoriet på NTNU i Trondheim den 28.04.2022. Neste dag, 29.04.2022, ble prøvene filtrert gjennom et

filter (0,45 μm , Whatman GF/F) før prøvene skulle analyseres for innhold av PAH-er og PCB-er ved SPE-ekstraksjon. Filteret hadde i utgangspunktet en porestørrelse på 0,7 μm , men porestørrelsen hadde blitt endret til 0,45 μm gjennom varmebehandling i en ovn på 450 $^{\circ}\text{C}$ i 4 timer. Filtreringen ble gjennomført ved å plassere et filter (0,45 μm , Whatman GF/F) mellom en filterkolbe (VWR, borosilikatglass, Quickfit, 1 L) og en filtertrakt (VWR, borosilikatglass), koblet til en elektrisk pumpe (Vacuubrand MZ 2C NT). Innholdet i én og én flaske ble filtrert og utstyret ble vasket gjentatte ganger med både springvann og destillert vann mellom hver filtrering. Filteret ble byttet mellom hver filtrering og de brukte filtrene ble oppbevart i runde plastikkbokser merket med navnet på stedet hvor den gitte prøven ble tatt. Etter at innholdet i aluminiumsflaskene hadde blitt filtrert ble flaskene vasket på samme måte som filtreringsutstyret, før de filtrerte prøvene ble overført tilbake i de rene aluminiumsflaskene. De seks aluminiumsflaskene ble oppbevart på et kjølerom (4 $^{\circ}\text{C}$?) frem til videre analyser, i totalt 14 dager.

Fast-fase ekstraksjon (SPE) av prøver for analyse av PAH/PCB, NTNU 13.05.2022.

De seks aluminiumsflaskene med smeltede snøprøver fra Sektor 1 (kullkraftverket), Sektor 2, Colesdalen, Sassendalen, Adventdalen og Gruve 7 ble veid. 50 ng av internstandard av F-PAH (50 μl , 1 $\mu\text{g}/\text{ml}$) og F-PCB (50 μl , 1 $\mu\text{g}/\text{ml}$) løst i aceton ble tilsatt til de seks prøvene og flaskene ble ristet forsiktig. Seks SPE-kolonner (VWR, ENVI-18, 12 mL), en til hver prøve, ble skylt med diklormetan (10 ml), metanol (10 ml) og ionefritt vann (10 ml). Prøvene ble så kjørt gjennom SPE-kolonnene plassert på en vakuummanifold (VWR, Visiprep), med en strømningshastighet på $\sim 4,5$ ml/min ved bruk av en elektrisk vakuumpumpe (Vacuubrand MZ 2C NT). De tomme aluminiumsflaskene ble veid for å kunne beregne volumet med prøveløsning i hver av de seks flaskene. Etter prøvene hadde kjørt gjennom SPE-kolonnene ble ionefritt vann (10 ml) tilsatt for å fjerne urenheter. SPE-kolonnene ble så tørket ved å la vakuumpumpa stå på i ~ 17 min. Sentrifugerør (VWR, HDPE, 15 mL) ble festet under SPE-kolonnene og SPE-kolonnene ble eluert med aceton (5 ml) og diklormetan (8ml). Det ble satt kork på sentrifugerørene med eluerte prøver og de ble plassert i en fryser (-12 $^{\circ}\text{C}$) frem til de skulle dampes inn med Turbovap neste dag.

De seks sentrifugerørene med eluerte prøver ble tørket med Turbovap (Biotage, TurboVap LV) under en nitrogenstrøm (~5) til det var ~0,5 ml igjen i sentrifugerørene. Det ble brukt en pipette, med en pipettespiss (VWR, «virgin medical grade PP, 100-1000 µl) per prøve, for å overføre prøveløsningene over i seks kapillærflasker (CERTAN, glass, 1,5 ml) med skrulokk (VWR, blå, PP, 9 mm, silica/PTFE). Kapillærflaskene med prøveløsninger ble så levert videre til GS-MS analyse.

Kapittel 4 Resultater og diskusjon.

ICP-MS analyse av snøprøvene ble utført etter ISO-standard NS-EN ISO 17294-1. Det ble benyttet en reaksjonscelle/kvadrupol koblet til ICP-MS apparatet for å fjerne interferenser. Reaksjonscellen er et forkammer der prøven blir skutt med en reaksjonsgass som reagerer med interferensene slik at de filtreres ut. Resultatet fra ICP-MS analysen for et utvalg metall(oid)er og statistiske målinger av snøprøvene tatt i februar 2022 er vist i Tabell 4.1. Snøprøvene ble tatt i og rundt Longyearbyen. Konsentrasjonen av Hg i snøprøvene fra Sektor 1-4 og fra Havneområdet og Scooterparkeringen var ikke detekterbare. Resultater fra analyse av snøprøver tatt i 2018, 2019 og 2020 er også inkludert i oppgaven og vil bli presentert og diskutert senere i kapittelet.

Tabell 4.1: Gjennomsnittlig konsentrasjon av Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg, og gjennomsnittlig pH-verdi, konduktivitet og turbiditet på de ulike prøvetakingssektorene og -områdene for snøprøvene tatt i februar 2022.

Sektor/område	Statistiske målinger			Konsentrasjon (µg/l)							
	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Turbiditet (NTU)	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
Sektor 1	6,90	28,6	33,1	0,0689	0,376	0,251	3,91	0,0563	0,0147	0,0576	ND
Scooterparkeringen	6,05	16,8	34,7	0,0728	0,180	0,220	3,35	0,0612	0,0109	0,0383	ND
Sektor 2	6,67	31,4	152	0,107	0,281	0,757	29,0	0,0968	0,0109	0,0248	ND
Sektor 3	5,26	11,8	16,5	0,103	0,0942	0,724	5,58	0,0595	0,0120	0,141	ND
Havneområdet	5,33	14,0	16,9	0,0715	0,0931	0,691	13,9	0,0501	0,0117	0,109	ND
Sektor 4	5,67	18,9	69,0	0,0790	0,146	0,943	10,3	0,0551	0,0181	0,0501	ND
LYR	5,67	30,2	36,2	0,0705	0,209	0,633	13,2	0,0715	0,0162	0,0440	0,00160
Adventdalen	5,57	26,9	9,62	0,0811	0,169	0,352	4,27	0,165	0,0274	0,266	0,00869
Colesdalen	5,05	12,4	0,965	0,0561	0,0211	0,160	4,55	0,126	0,0187	0,496	0,00337
Longyearbreen	4,82	21,2	0,963	0,0635	0,0661	0,445	5,59	0,0605	0,00908	0,243	0,00241

Sektor 1 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb på henholdsvis 0,0689 µg/l, 0,376 µg/l, 0,251 µg/l, 3,91 µg/l, 0,0563 µg/l, 0,0147 µg/l og 0,0576 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Sektor 1 ble beregnet til henholdsvis, 6,90, 28,3 µS/cm og 33,1 NTU. Scooterparkeringsen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb på henholdsvis 0,0728 µg/l, 0,180 µg/l, 0,220 µg/l, 3,35 µg/l, 0,0612 µg/l, 0,0109 µg/l og 0,0383 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Scooterparkeringsen ble beregnet til henholdsvis, 6,05, 16,8 µS/cm og 34,7 NTU. Sektor 2 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb på henholdsvis 0,107 µg/l, 0,281 µg/l, 0,757 µg/l, 29,0 µg/l, 0,0968 µg/l, 0,0109 µg/l og 0,0248 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Sektor 2 ble beregnet til henholdsvis, 6,67, 31,4 µS/cm og 152 NTU. Sektor 3 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb på henholdsvis 0,103 µg/l, 0,0942 µg/l, 0,724 µg/l, 5,58 µg/l, 0,0595 µg/l, 0,0120 µg/l og 0,0141 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Scooterparkeringsen ble beregnet til henholdsvis, 5,26, 11,8 µS/cm og 16,5 NTU. Havneområdet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb på henholdsvis 0,0715 µg/l, 0,0931 µg/l, 0,691 µg/l, 13,9 µg/l, 0,0501 µg/l, 0,0117 µg/l og 0,109 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Havneområdet ble beregnet til henholdsvis, 5,33, 14,0 µS/cm og 16,9 NTU. Sektor 4 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb på henholdsvis 0,0790 µg/l, 0,146 µg/l, 0,943 µg/l, 10,3 µg/l, 0,0551 µg/l, 0,0181 µg/l og 0,0501 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Sektor 4 ble beregnet til henholdsvis, 5,67, 18,9 µS/cm og 69,0 NTU. LYR-området har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg på henholdsvis 0,0705 µg/l, 0,209 µg/l, 0,633 µg/l, 13,2 µg/l, 0,0715 µg/l, 0,0162 µg/l, 0,0440 µg/l og 0,00160 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra LYR-området ble beregnet til henholdsvis, 5,67, 30,2 µS/cm og 36,2 NTU. Adventdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg på henholdsvis 0,0811 µg/l, 0,169 µg/l, 0,352 µg/l, 4,27 µg/l, 0,165 µg/l, 0,0274 µg/l, 0,266 µg/l og 0,00869 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Adventdalen ble beregnet til henholdsvis, 5,57, 26,9 µS/cm og 9,62 NTU. Colesdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg på henholdsvis 0,0561 µg/l, 0,0211 µg/l, 0,160 µg/l, 4,55 µg/l, 0,126 µg/l, 0,0187 µg/l, 0,496 µg/l og 0,00337 µg/l. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene

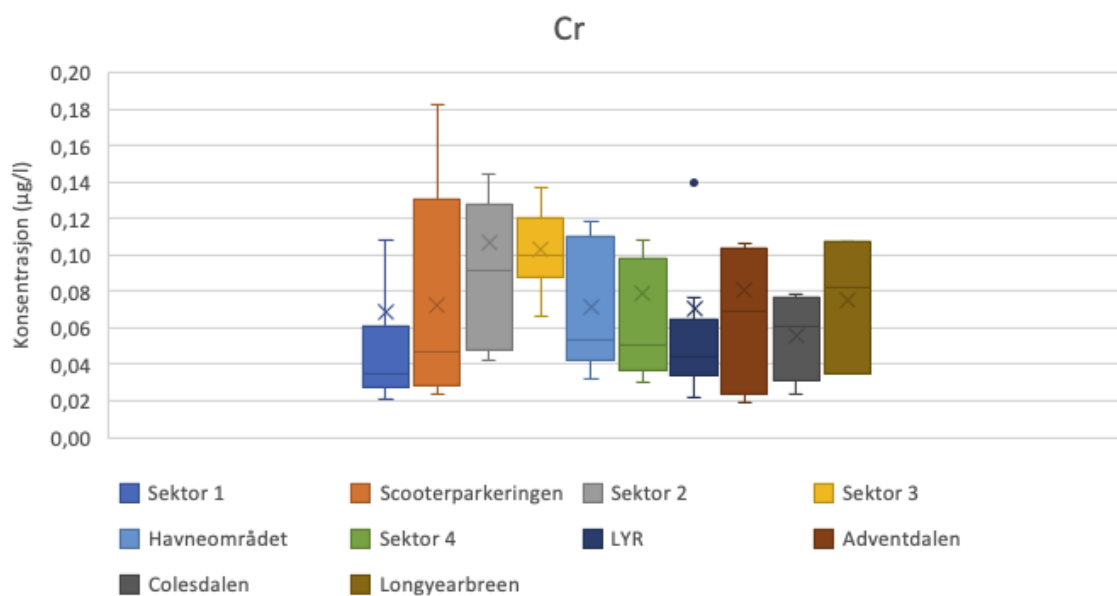
fra Colesdalen ble beregnet til henholdsvis, 4,82, 12,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 0,965 NTU. Longyearbreen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg på henholdsvis 0,0635 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0,0661 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0,445 $\mu\text{g}/\text{l}$, 5,59 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0,0605 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0,00908 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0,243 $\mu\text{g}/\text{l}$ og 0,00241 $\mu\text{g}/\text{l}$. Gjennomsnittet av de målte verdiene for pH, konduktivitet og turbiditet for snøprøvene fra Longyearbreen ble beregnet til henholdsvis, 4,82, 21,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 0,963 NTU.

ICP-MS, del 1: prøver tatt i 2022

Mann Whitney U-test ble benyttet for å teste om noen av områdene eller sektorene skilte seg ut med høye eller lave konsentrasjoner av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg. Dette ble gjort ved å teste et og et prøveområde mot hverandre for å sjekke om de var signifikant forskjellige. Den samme testen ble benyttet for å teste om prøvene tatt i Longyearbyen, Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3, Sektor 4 og LYR-området samlet, var signifikant forskjellig fra prøvene tatt fra «bakgrunnsområdet», altså Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen samlet. I testen ble det brukt en p-verdi på 0.05 for å avgjøre om områdene var signifikant forskjellig. Dersom Mann Whitney U-test av to områder ga en p-verdi lavere enn 0.05 ble områdene ansett som signifikant forskjellig. På denne måten ble Mann Whitney U-test benyttet for å identifisere lokale kilder til forurensninger av tungmetall(oid)er på Svalbard, og for å muligens kunne si noe om bidraget fra langtransporterte forurensninger av tungmetall(oid)er.

Krom

Boksplottet med konsentrasjonene av Cr fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.1. Tabell 4.2 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Cr på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.3.



Figur 4.1: Boksplott med konsentrasjoner av Cr fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.2: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Cr på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.1 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Minimum	Maksimum	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0689	0,0347	0,0209	0,109	0,0936
Scooterparkeringen	5	0,0728	0,0469	0,0239	0,183	0,0647
Sektor 2	10	0,107	0,0912	0,0423	0,144	0,0727
Sektor 3	10	0,103	0,100	0,0663	0,137	0,0213
Havneområdet	5	0,0715	0,0533	0,0321	0,119	0,0367
Sektor 4	10	0,0790	0,0512	0,0305	0,108	0,0794
LYR	20	0,0705	0,0444	0,0218	0,0767	0,0887
Adventdalen	8	0,0811	0,0692	0,0188	0,107	0,0676
Colesdalen	4	0,0561	0,0611	0,0237	0,0787	0,0242
Longyearbreen	3	0,0635	0,0611	0,0350	0,108	0,0368

Tabell 4.3: Utstikkere i boksplottet for Cr i Figur 4.1.

Sted/sektor	Verdi ($\mu\text{g/l}$)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 1	0,325	P7	Rett nedenfor kirkegården. Nokså nærme Gruve 1.
Sektor 2	0,289	P21	Veikrysset midt på sektor 2.
Sektor 4	0,305	P45	Nærme Automester Svalbard.
LYR	0,420	P52	Mellom Gruve 1 og kullkraftverket.
LYR	0,140	P57	Sentralt i Longyearbyen. Mellom to bygninger et par hundre meter sør for Elvesletta Nord.
Adventdalen	0,238	P76	Foxdalen.

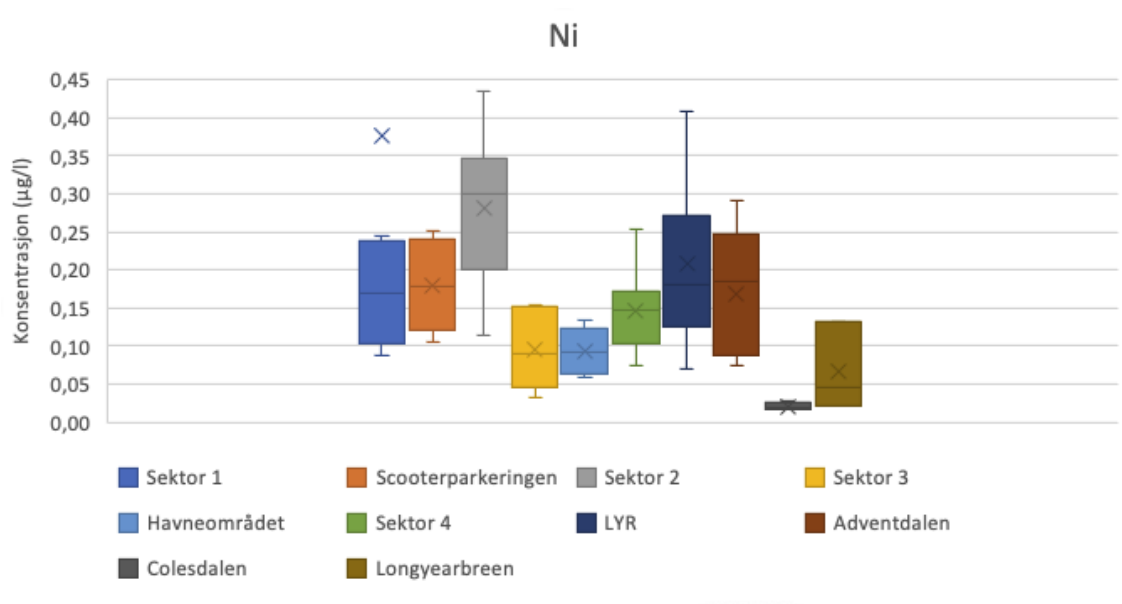
I boksplottet for Cr utpeker Sektor 3 seg med relativt høye konsentrasjoner sett i forhold til de andre sektorene/områdene. Dette ble også bekreftet med Mann Whitney U-test. Sektor 3 har en gjennomsnittskonsentrasjon av Cr på 0,103 $\mu\text{g/l}$, med et standardavvik på $\pm 0,0213 \mu\text{g/l}$. At sektor 3 skiller seg ut med høye konsentrasjoner av Cr kan skyldes at det går et snøscooterspor parallelt med sektoren. Den gjennomsnittlige verdien av turbiditeten til snøprøvene fra Sektor 3 ble beregnet til 16,5 NTU og tyder på tilstedeværelse av partikulært materiale langs Sektor 3. Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Dette tyder muligens på at det finnes lokale kilder til forurensning av Cr både i Longyearbyen og i bakgrunnsområdet, og at lokale kilder overskygger eventuelle bidrag fra atmosfærisk langtransport.

I boksplottet for Cr er det totalt seks utstikkere. P7 på Sektor 1 er plassert rett nedenfor den gamle kirkegården, nokså nærme Gruve 1, og har en konsentrasjon av Cr på 0,325 $\mu\text{g/l}$. En mulig forklaring på den relativt høye konsentrasjonen av Cr på dette prøvepunktet kan være at det fortsatt lekker/siver ut Cr fra den tidligere aktive gruen (Granberg et al., 2017). Prøvepunkt P52 fra LYR-området er også plassert nærme den tidligere aktive gruen og har en konsentrasjon av Cr på 0,420 $\mu\text{g/l}$. P52 ligger i tillegg nærme kullkraftverket, noe som muligens forklarer den relativt høye konsentrasjonen på dette prøvepunktet (Rosvold & Hofstad, 2021). P21 på Sektor 2 er plassert i veikrysset midt i Longyearbyen og har en konsentrasjon av Cr på 0,289 $\mu\text{g/l}$. En årsak til den forhøyede konsentrasjonen av Cr i dette prøvepunktet kan være økt trafikk i veikrysset. P45 på Sektor 4 har en konsentrasjon av Cr på 0,305 $\mu\text{g/l}$ og er plassert omtrent midt på sektoren, nærme bilvei, bygninger og et bilverksted. Den forhøyede konsentrasjonen av Cr kan muligens forklares med at prøvepunktet er plassert i et område med mye biltrafikk. På den andre siden så er også de andre prøvepunktene på Sektor 4 plassert nærme trafikkert vei. Økt biltrafikk i forbindelse med bilverkstedet

Automester Svalbard kan være en forklaring på den forhøyede konsentrasjonen av Cr rundt prøvepunkt P45. Maling og impregnerert treverk anses som kilder til Cr, og utslipp fra bygningene i nærheten kan muligens være med å bidra til den økte konsentrasjonen i prøvepunkt P45 (Miljøstatus, 2021b). P57 fra LYR-området er plassert sentralt i Longyearbyen, mellom to bygninger, et par hundre meter sør for Elvesletta Nord, og har en konsentrasjon av Cr på 0,140 µg/l. Prøvepunktet P57 er ikke plassert i nærheten av noen tydelige punktkilder, bortsett fra trafikkert vei. Å forklare den forhøyede konsentrasjonen i dette prøvepunktet er derfor vanskelig. En årsak kan være at prøven har blitt kontaminert under prøvetakingen, oppbevaringen, filtreringen eller ICP-MS analysen. P76 fra Adventdalen-området er tatt i Foxdalen og har en konsentrasjon på 0,238 µg/l. Den forhøyede konsentrasjonen av Cr i Foxdalen skyldes muligens scootertrafikk, hovedsakelig i forbindelse med turist-aktivitet.

Nikkel

Boksplottet med konsentrasjonene av Ni fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.2. Tabell 4.4 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Ni på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.5.



Figur 4.2: Boksplott med konsentrasjoner av Ni fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.4: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Ni på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.2 og er oppgitt i $\mu\text{g/l}$. Antall prøvepunkter per område/ sektor er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,376	0,169	0,0866	0,246	0,703
Scooterparkeringen	5	0,180	0,179	0,106	0,251	0,0605
Sektor 2	10	0,281	0,301	0,113	0,436	0,0955
Sektor 3	10	0,0942	0,0901	0,0320	0,155	0,0494
Havneområdet	5	0,0931	0,0926	0,0596	0,133	0,0305
Sektor 4	10	0,146	0,147	0,0733	0,254	0,0539
LYR	20	0,209	0,180	0,0703	0,408	0,103
Adventdalen	8	0,169	0,185	0,0735	0,292	0,0830
Colesdalen	4	0,0211	0,0197	0,0164	0,0284	0,00524
Longyearbreen	3	0,0661	0,0456	0,0219	0,131	0,0573

Tabell 4.5: Utstikkere i boksplottet for Ni i Figur 4.2.

Sted/ sektor	Verdi ($\mu\text{g/l}$)	Prøvepunkt	Beskrivelse
Sektor 1	2,37	P8	midt på sektoren. Åpent område.

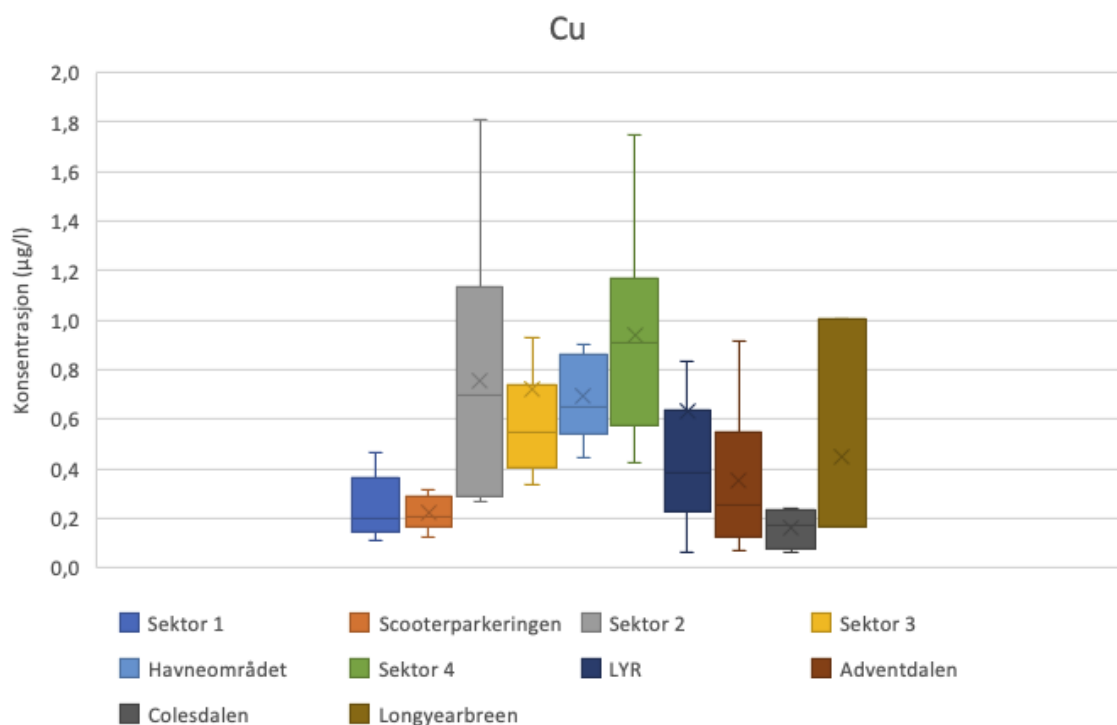
I boksplottet med Ni-konsentrasjoner fra de ulike sektorene/områdene, skiller Sektor 2 seg ut med høye konsentrasjoner. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Sektor 2 har også den høyeste gjennomsnittlige målte turbiditeten med en verdi på 152 NTU, den høyeste gjennomsnittlige målte konduktiviteten med en verdi på 31,4 $\mu\text{S/cm}$, og den høyeste gjennomsnittlige pH-verdien med en verdi på 6,67 blant alle sektorene/områdene. Sektor 2 har en gjennomsnittskonsentrasjon av Ni på 0,281 $\mu\text{g/l}$ og et standardavvik på $\pm 0,0955 \mu\text{g/l}$. De tre første prøvepunktene på Sektor 2, P16, P17 og P18, har høyere konsentrasjoner enn de andre prøvepunktene på sektoren. Disse tre punktene er lokalisert fra UNIS og opp til starten av sentrum i Longyearbyen. De forhøyede konsentrasjonene av Ni i disse tre prøvepunktene er vanskelig å gi noe forklaring på. Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Longyearbyen var derimot signifikant forskjellig fra Colesdalen alene, som skiller seg ut med signifikant lave konsentrasjoner av Ni. At Colesdalen skiller seg ut med relativt lave konsentrasjoner kan tyde på at Ni-forurensning på Svalbard i stor grad kan knyttes til lokale utslippskilder, og at Adventdalen og Longyearbreen forurenses av lokale kilder som f.eks. snøscooteraktivitet og utslipp fra Gruve 7 (Beitveit et al., 2016). Colesdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Ni på 0,0211

µg/l, med et standardavvik på $\pm 0,00524$ µg/l. Konsentrasjonene av Ni i Colesdalen kan muligens knyttes til atmosfærisk langtransport.

Det er kun én utstikker i boksplottet for Ni, nemlig prøvepunkt P8 på Sektor 1 med en konsentrasjon av Ni på 2,37 µg/l. Dette er en 6,3-ganger så høy konsentrasjon som gjennomsnittskonsentrasjonen av Ni på Sektor 1 og er den høyeste målte verdien av Ni fra prøvene tatt i 2022. P8 er plassert mot slutten av Sektor 1 og ikke i nærheten av noen tydelige punktkilder. Å gi noe god forklaring på den relativt høye konsentrasjonen av Ni i dette prøvepunktet er derfor vanskelig. En mulig forklaring er at snøprøven tatt på dette prøvepunktet har blitt kontaminert, enten under prøvetakingen, oppbevaringen, filtreringen eller under ICP-analyse.

Kobber

Boksplottet med konsentrasjonene av Cu fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.3. Tabell 4.6 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Cu på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.7.



Figur 4.3: Boksplott med konsentrasjoner av Cu fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.6: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Cu på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.3 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,251	0,199	0,108	0,473	0,131
Scooterparkeringen	5	0,220	0,204	0,127	0,314	0,0702
Sektor 2	10	0,757	0,697	0,267	1,81	0,505
Sektor 3	10	0,724	0,550	0,337	0,931	0,580
Havneområdet	5	0,691	0,647	0,444	0,900	0,179
Sektor 4	10	0,943	0,912	0,424	1,75	0,395
LYR	20	0,633	0,381	0,0609	0,836	0,743
Adventdalen	8	0,352	0,253	0,0676	0,916	0,277
Colesdalen	4	0,160	0,171	0,0611	0,240	0,0804
Longyearbreen	3	0,445	0,166	0,163	1,01	0,486

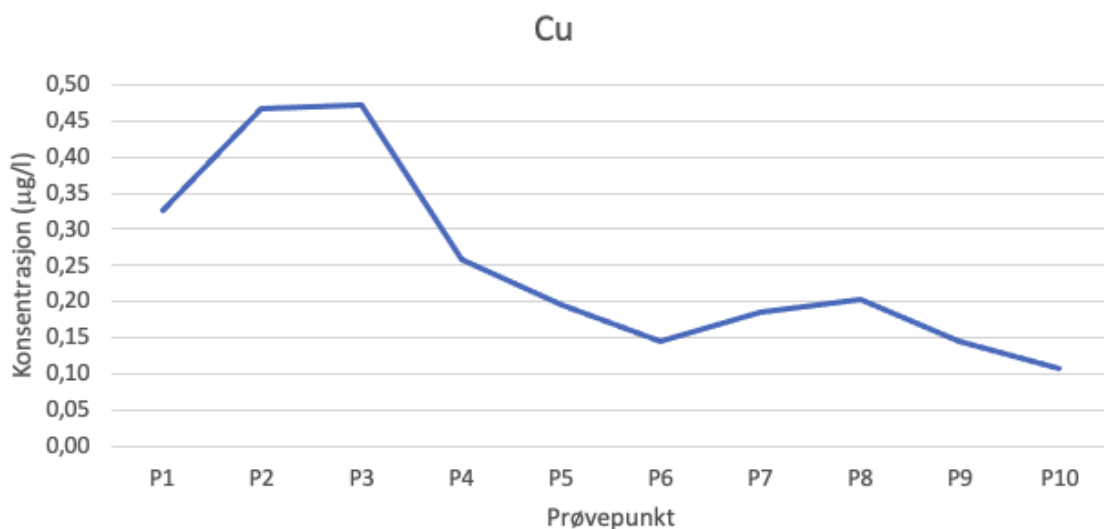
Tabell 4.7: Utstikkere i boksplottet for Cu i Figur 4.3.

Sted/sector	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse
Sektor 3	2,30	P34	Ved boligene rett før UNIS. I nærheten av scooterspor.
LYR	2,67	P52	Langs veien, mellom Gruve 1 og kullkraftverket.
LYR	2,60	P57	Sentralt i Longyearbyen. Mellom to bygninger et par hundre meter sør for Elvesletta Nord.

I boksplottet med Cu-konsentrasjoner fra de ulike sektorene/områdene, skiller Sektor 2, Sektor 3, Sektor 4 og Havneområdet seg ut med relativt høye konsentrasjoner sammenliknet med de andre sektorene/områdene. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Sektor 4 har de høyeste konsentrasjonene av Cu med en gjennomsnittskonsentrasjon på 0,943 µg/l og et standardavvik på ±0,395 µg/l. De relativt høye konsentrasjonene på Sektor 4 kan skyldes forurensning fra scooter, bil- og båt-trafikk. I Sektor 4 skiller prøvepunkt P45 seg ut med en konsentrasjon av Cu på 1,75 µg/l. P45 er lokalisert omtrent midt på Sektor 4 ved bilverkstedet Automester Svalbard, som muligens fører til økt trafikk rundt Prøvepunkt P45. Sektor 4 har den nest høyeste gjennomsnittlig målte turbiditeten etter Sektor 2, med en verdi på 69 NTU. Den forhøyede turbiditeten på Sektor 4 kan skyldes partikulært materiale fra biltrafikk. Sektor 2 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Cu på 0,724 µg/l og et standardavvik på ±0,505 µg/l. Sektor 3 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Cu på 2,30 µg/l og et standardavvik på ±0,580 µg/l. De forhøyede konsentrasjonene av Cu i Sektor 2 og 3 skyldes

trolig bil- og scooter-trafikk. I sektor 2 skiller spesielt prøvepunkt P17 seg ut, med en konsentrasjon av Cu på 1,81 µg/l. P17 er lokalisert helt i starten Longyearbyen sentrum, altså i den enden av byen som er nærme UNIS.

Sektor 1 er mindre trafikkert enn de tre andre sektorene i Longyearbyen, så at konsentrasjonene av Cu var betraktelig lavere i Sektor 1 var ikke overraskende. Likevel skiller prøvepunkt P2 og P3 seg ut med konsentrasjoner på henholdsvis 0,467 µg/l og 0,472 µg/l, som er høyere enn de andre prøvepunktene på Sektor 1. P2 er lokalisert i svingen ved kullkraftverket og P3 er lokalisert ca. 200 m lenger opp på sektoren. At det er høyere verdier av Cu i prøvepunktene P2 og P3 tyder på at kullkraftverket er en punktkilde til forurensning (Rosvold & Hofstad, 2021). Grafen i Figur 4.4 viser konsentrasjonene av Cu i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1.



Figur 4.4: Konsentrasjonen av Cu i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.

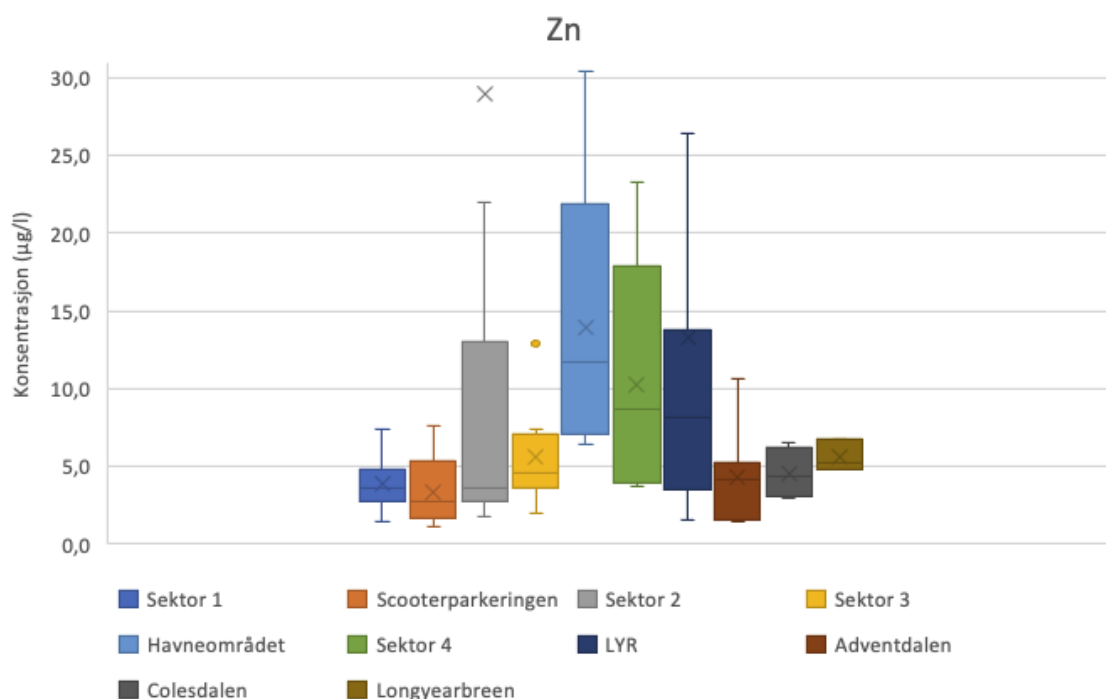
Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Derimot, så var Longyearbyen signifikant forskjellig fra Colesdalen som skiller seg ut med relativt lave konsentrasjoner av Cu sammenlignet med de andre sektorene/områdene. Som for Ni, vil det være vanskelig å si noe sikkert om hvorfor Colesdalen skiller seg ut med lavere konsentrasjoner. Likevel er det naturlig å anta at de andre områdene og sektorene påvirkes av lokale forurensningskilder, og at konsentrasjonene av Cu i Colesdalen i større eller mindre grad representerer atmosfærisk langtransport av Cu-forurensninger. Colesdalen har den nest laveste gjennomsnittlige pH-verdien av alle

sektorene/områdene med en verdi på 5,05, og den nest laveste gjennomsnittlig målte turbiditeten med en verdi på 0,965.

Boksplottet for Cu inneholder tre utstikkere, nemlig prøvepunktene P34, P52 og P57. P34 på Sektor 3 er tatt i enden av boligområdet, et par hundre meter unna UNIS, og har en konsentrasjon av Cu på 2,30 µg/l. Den forhøyede konsentrasjonen av Cu i dette prøvepunktet kan skyldes at prøvepunktet ligger nærme scootersporet, i tillegg til at det er mye biltrafikk inn og ut fra boligfeltet. P52 fra LYR-området, som også er en utstikker i boksplottet for Cr, er tatt langs Sektor 2 mellom kullkraftanlegget og den tidligere aktive Gruve 1. Prøvepunktet har den høyeste konsentrasjonen av Cu blant prøvene tatt i 2022 og har en konsentrasjon av Cu på 2,67 µg/l. Som for Cr, vil sannsynligvis de forhøyede konsentrasjonene av Cu i prøvepunkt P52 i hovedsak skyldes forurensninger fra kullkraftverket, i tillegg til at det muligens fortsatt lekker ut forurensninger fra den tidligere aktive gruve (Granberg et al., 2017). P57, som også er en utstikker i boksplottet for Cr, er plassert sentralt i Longyearbyen og har en konsentrasjon av Cu på 2,60 µg/l. P57 er ikke plassert i nærheten av noe tydelig punktkilde og det er derfor vanskelig å gi noe god forklaring hvorfor dette prøvepunktet skiller seg ut.

Sink

Boksplottet med konsentrasjonene av Zn fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.5. Tabell 4.8 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Zn på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.9.



Figur 4.5: Boksplokk med konsentrasjoner av Zn fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

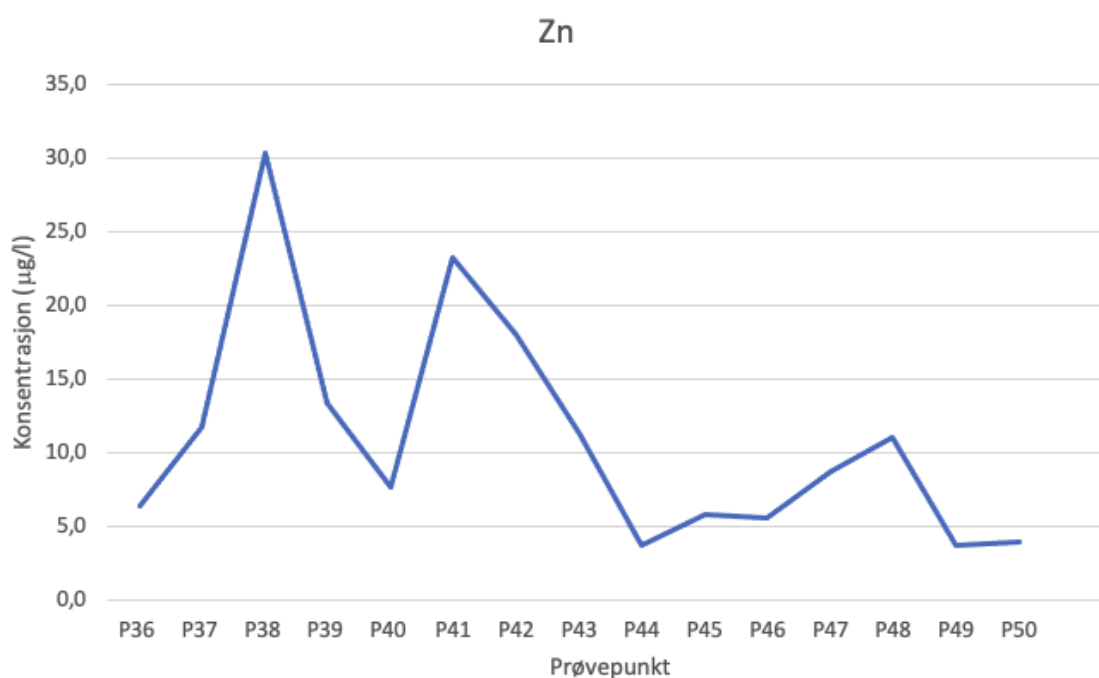
Tabell 4.8: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Zn på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplokket på Figur 4.5 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	3,91	3,66	1,47	7,39	1,74
Scooterparkeringen	5	3,35	2,70	1,08	7,63	2,50
Sektor 2	10	29,0	3,59	1,76	235	72,8
Sektor 3	10	5,58	4,56	2,04	7,35	3,03
Havneområdet	5	13,9	11,7	6,45	30,4	9,63
Sektor 4	10	10,3	8,73	3,71	23,3	6,78
LYR	20	13,2	8,16	1,54	26,4	17,7
Adventdalen	8	4,27	4,13	1,48	10,7	2,87
Colesdalen	4	4,55	4,36	2,94	6,53	1,63
Longyearbreen	3	5,59	5,25	4,83	6,69	0,979

Tabell 4.9: Utstikkere i boksplottet for Zn i Figur 4.5.

Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse
Sektor 2	235	P17	Punktet etter UNIS på vei til sentrum.
LYR	77,0	P52	Langs veien, mellom Gruve 1 og kullkraftverket.
LYR	35,7	P57	Sentralt i Longyearbyen. Mellom to bygninger et par hundre meter sør for Elvesletta Nord.
Sektor 3	12,9	P34	Ved boligene rett før UNIS. I nærheten av scooterspor.

I boksplottet for Zn skiller Havneområdet seg ut med signifikant høye konsentrasjoner. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Havneområdet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Zn på 13,9 µg/l, med et standardavvik på ±9,63 µg/l. Havneområdet har den laveste gjennomsnittlig målte konduktiviteten av alle sektorene/områdene med en verdi på 14,0 µS/cm. At Havneområdet skiller seg ut med relativt høye konsentrasjoner av Zn kan skyldes utslipp fra båt- og bil-trafikk. Typiske kilder til Zn er galvanisering, legering og slitasje av bildekk (Alloway, 2013, s. 467-468). Grafen i Figur 4.6 viser konsentrasjonene av Zn i prøvepunktene P36-P50 på Havneområdet og Sektor 4.

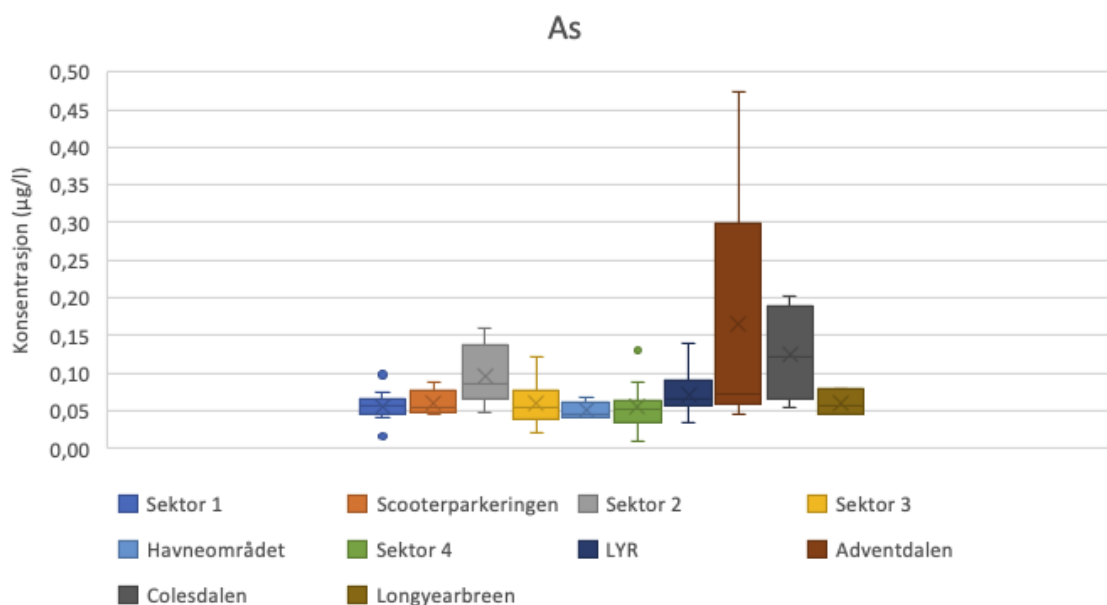


Figur 4.6: Konsentrasjonen av Zn i prøvepunktene P36-P40 (Havneområdet) og P41-P50 (Sektor 4). Avstanden mellom prøvepunktene på Sektor 4 er ca. 200 m.

Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Sammenliknet med de andre metallene er konsentrasjonene av Zn på de ulike sektorene/områdene relativt sett høye, spesielt i Sektor 2, Sektor 4, LYR-området og Havneområdet. Dette tyder på at det finnes lokale kilder til Zn-forurensning i Longyearbyen. I boksplottet for Zn er det totalt fire utstikkere. Prøvepunkt P17 på Sektor 2 har en konsentrasjon av Zn på 235 µg/l, åtte ganger så høyt som den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Zn på Sektor 2. P17 er prøvepunkt nummer 2 etter UNIS på Sektor 2, og er plassert helt i starten av sentrum av Longyearbyen. Hvorfor det er en forhøyet konsentrasjon av Zn i dette prøvepunktet er vanskelig å si. P52 fra LYR-området, som også er en utstikker i boksplottet for Cr og Cu, er plassert mellom den tidligere aktive Gruve 1 og kullkraftverket, og har en konsentrasjon av Zn på 77,0 µg/l. P52 har den høyeste konsentrasjonen av Zn etter prøvepunkt P17 for prøvene tatt i 2022, noe som sannsynligvis kan forklares med utslipp fra kullkraftverket, og muligens også noe utslipp fra den tidligere aktive graven (Beitveit et al., 2016; Rosvold & Hofstad, 2021). P57 fra LYR-området har en konsentrasjon av Zn på 35,7 µg/l og er en utstikker i boksplottet til både Cr og Cu også. P57 er plassert sentralt i Longyearbyen og ikke i umiddelbar nærhet til noen typiske punktkilder. Den siste utstikeren i boksplottet for Zn er prøvepunkt P34 på Sektor 3, som også er en utstikker i boksplottet for Cu, med en konsentrasjon av Zn på 12,9 µg/l. P34 er plassert ved boligområdet rett før UNIS, hvor det også går et scooterspor. De forhøyede konsentrasjonene av Zn i dette prøvepunktet skyldes muligens forurensning fra snøscootere og fra biltrafikk inn og ut av boligfeltet.

Arsen

Boksplottet med konsentrasjonene av As fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.7. Tabell 4.10 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av As på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.11.



Figur 4.7: Boksplokk med konsentrasjoner av As fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.10: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av As på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplokket på Figur 4.7 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0563	0,0572	0,0409	0,0752	0,0214
Scooterparkeringen	5	0,0612	0,0536	0,0464	0,0881	0,0169
Sektor 2	10	0,0968	0,0864	0,0484	0,160	0,0386
Sektor 3	10	0,0595	0,0542	0,0218	0,123	0,0306
Havneområdet	5	0,0501	0,0459	0,0401	0,0689	0,0120
Sektor 4	10	0,0551	0,0522	0,0986	0,0885	0,0338
LYR	20	0,0715	0,0659	0,0338	0,140	0,0246
Adventdalen	8	0,165	0,0714	0,0465	0,473	0,164
Colesdalen	4	0,126	0,123	0,0547	0,202	0,0642
Longyearbreen	3	0,0605	0,0567	0,0447	0,0800	0,0180

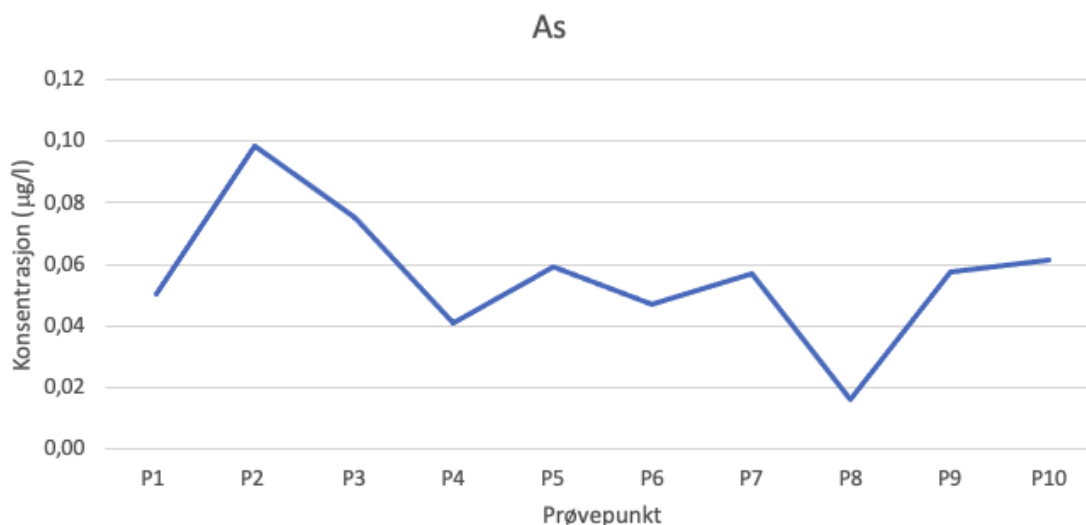
Tabell 4.11: Utstikkere i boksplokket for As i Figur 4.7.

Sted/sector	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse
Sektor 1	0,0980	P2	I svingen nærme kullkraftverket.
Sektor 1	0,0160	P8	mot slutten av sektor 1. Åpent område.
Sektor 4	0,131	P45	Ved vei og bygninger.

I boksplokket for As skiller Adventdalen seg ut med relativt høye konsentrasjoner sammenliknet med de andre sektorene/områdene. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-

test. Adventdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av As på 0,165 µg/l, med et standardavvik på ±0,164 µg/l. Spesielt forhøyede konsentrasjoner har prøvepunktene P72 og P76, med konsentrasjoner på henholdsvis 0,413 µg/l og 0,473 µg/l. P76 har den høyeste målte konsentrasjonen av As av alle prøvepunktene fra 2022. P72 ligger i Eskerdalen og P76 ligger i Foxdalen, og de relativt høye konsentrasjonene i disse områdene skyldes muligens scooteraktivitet. P76 er prøvepunktet før P77 som er plassert ved den aktive Gruve 7, så de forhøyede konsentrasjonene for P76 kan muligens også skyldes forurensninger fra Gruve 7 (Beitveit et al., 2016). Dette er likevel lite sannsynlig da konsentrasjonen av As i prøvepunkt P77 er lav. Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. To områder som derimot var signifikant forskjellig fra Longyearbyen var Adventdalen og Colesdalen, hvor Adventdalen og Colesdalen skiller seg ut med signifikant høyere konsentrasjoner av As. De relativt høye konsentrasjonene i Adventdalen og Colesdalen tyder på tilstedeværelse av lokale forurensningskilder i disse områdene.

Til tross for at Longyearbyen har signifikant lave konsentrasjoner av As sammenliknet med bakgrunnsområdet, finnes det tre utstikkere fra Longyearbyen i boksplottet for As. P2 på Sektor 1 har en konsentrasjon av As på 0,0980 µg/l og er plassert i svingen nærme kullkraftverket. Kullkraftverket er derfor en mulig punktkilde til As (Rosvold & Hofstad, 2021). Forhøyede konsentrasjoner av As fra forbrenning av kull har blant annet blitt rapportert om i flere områder i Kina (Dai et al., 2005; Sun, 2004). Grafen i Figur 4.8 viser konsentrasjonene av As i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1.

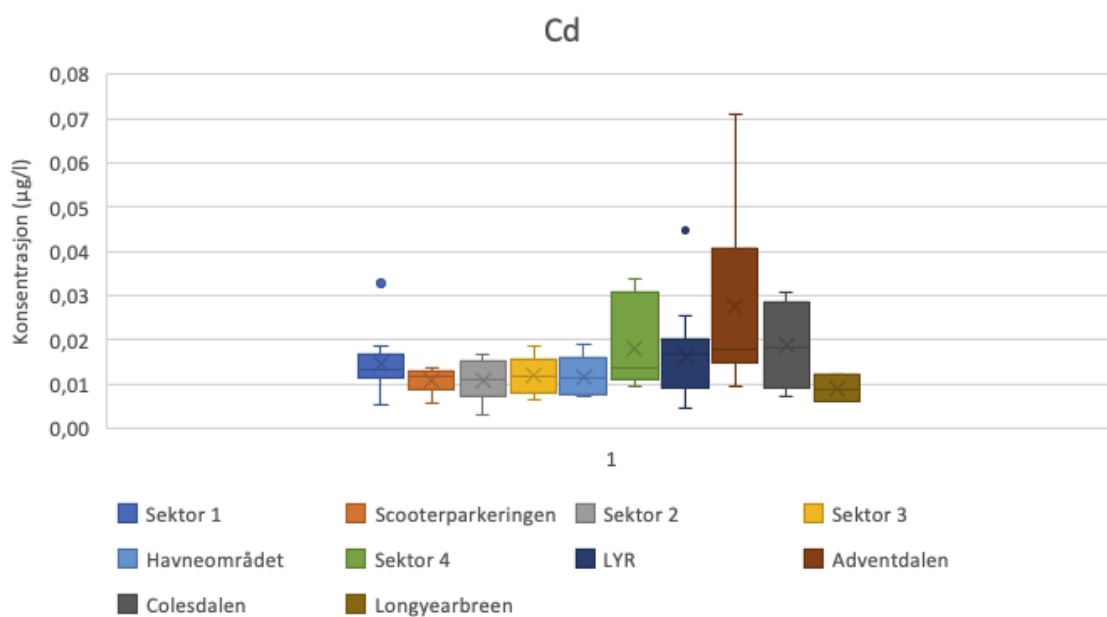


Figur 4.8: Konsentrasjonen av As i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.

P8, som også er en utstikker i boksplottet til Ni, har en konsentrasjon av As på 0,0160 µg/l og skiller seg dermed ut med en relativt lav konsentrasjon av As sammenliknet med de andre prøvepunktene på Sektor 1. Den siste utstikkeren er prøvepunkt P45 på Sektor 4, som også er en utstikker i boksplottet for Cr, med en konsentrasjon av As på 0,131 µg/l. P45 er plassert nærme bygninger, trafikkert vei og et bilverksted. Den forhøyede konsentrasjonen på dette prøvepunktet kan muligens skyldes mye biltrafikk. Tidligere har det blitt estimert at As-utslipp fra forbrenning av drivstoff står for 2-17% av det totale As-utslippet fra antropogene kilder (Garelick et al., 2008). Det er også mulig at impregnert treverk i bygningene rundt prøvepunktet bidrar med forurensning av As. Impregnert treverk anses som den største kilden til utslipp av As i Norge, til tross for at det ble forbudt å bruke midler med innhold av As i treimpregnering i 2002 (Miljøstatus, 2021a).

Kadmium

Boksplottet med konsentrasjonene av Cd fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.9. Tabell 4.12 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Cd på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.13.



Figur 4.9: Boksplott med konsentrasjoner av Cd fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.12: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Cd på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.9 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0147	0,0135	0,00538	0,0184	0,00742
Scooterparkeringen	5	0,0109	0,0118	0,00589	0,0135	0,00293
Sektor 2	10	0,0109	0,0111	0,00316	0,0169	0,00452
Sektor 3	10	0,0120	0,0119	0,00663	0,0188	0,00418
Havneområdet	5	0,0117	0,0116	0,00713	0,0191	0,00476
Sektor 4	10	0,0181	0,0169	0,00953	0,0338	0,00970
LYR	20	0,0162	0,0169	0,00451	0,0253	0,00916
Adventdalen	8	0,0274	0,0179	0,00961	0,0708	0,0205
Colesdalen	4	0,0187	0,0184	0,00733	0,0306	0,0100
Longyearbreen	3	0,00908	0,00879	0,00625	0,0122	0,00299

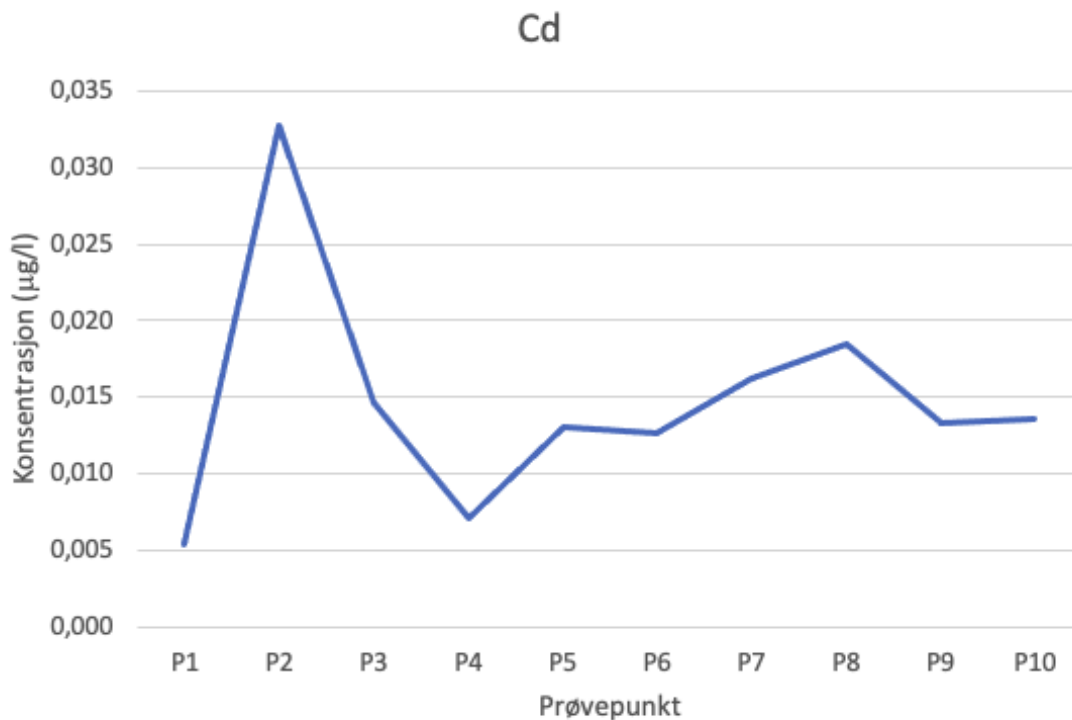
Tabell 4.13: Utstikkere i boksplottet for Cd i Figur 4.9.

Sted/sector	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse
Sektor 1	0,0328	P2	I svingen nærme kullkraftverket.
LYR	0,0477	P68	Bak UNIS.

I boksplottet med Cd-konsentrasjoner fra de ulike sektorene/områdene skiller Adventdalen seg ut med signifikant høye konsentrasjoner. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Adventdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Cd på 0,0274 µg/l, med et standardavvik på ±0,0205 µg/l. Prøvepunktet i Adventdalen med høyest konsentrasjon av Cd er P76 med en konsentrasjon på 0,0708 µg/l, som er den høyeste målte verdien av Cd av alle prøvepunktene fra 2022. P76 er plassert i Foxdalen og den forhøyede konsentrasjonen av Cd i dette punktet kan muligens skyldes snøscooteraktivitet eller forurensning fra Gruve 7 som ligger ved prøvepunkt P77. I en rapport fra USA i 2005 ble det påvist forhøyede konsentrasjoner av Cd i fisk i forbindelse med gruvedrift, så at Gruve 7 bidrar med utslipp av Cd er ikke usannsynlig (Schmitt et al., 2005).

Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Dette tyder muligens på at Svalbard i større grad er preget av langtransportert forurensning enn av lokale forurensningskilder til Cd. Likevel finnes det to utstikkere i boksplottet for Cd, nemlig prøvepunktene P2 og P68. P2 på Sektor 1, som også er en utstikker i boksplottet for As, har en konsentrasjon av Cd på 0,0328 µg/l og er plassert i

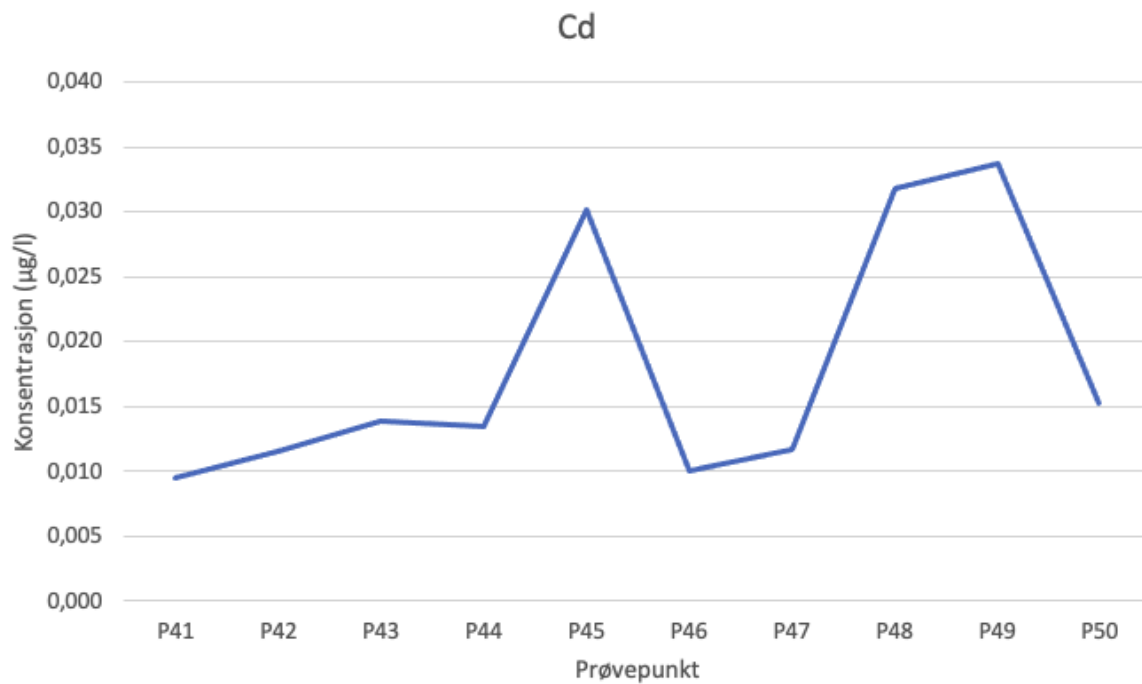
svingen nærme kullkraftverket. Kullkraftverket er derfor en mulig punktkilde til forurensning av Cd, spesielt med tanke på at forbrenning av kull er estimert til å stå for ca. 44% av det totale antropogene utslippet av Cd på global basis (Alloway, 2013, s. 288). Grafen i Figur 4.10 viser konsentrasjonene av Cd i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1.



Figur 4.10: Konsentrasjonen av Cd i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.

Prøvepunkt P68 fra LYR-området er plassert rett bak UNIS og har en konsentrasjon av Cd på 0,0477 µg/l. Nøyaktig posisjon av dette prøvepunktet er uvisst, men prøvepunktet er trolig plassert nærme en trafikkert vei i nærheten av avfallsanlegget. De forhøyede konsentrasjonene av Cd i prøvepunkt P68 kan derfor skyldes biltrafikk og utslipp fra avfallsanlegget.

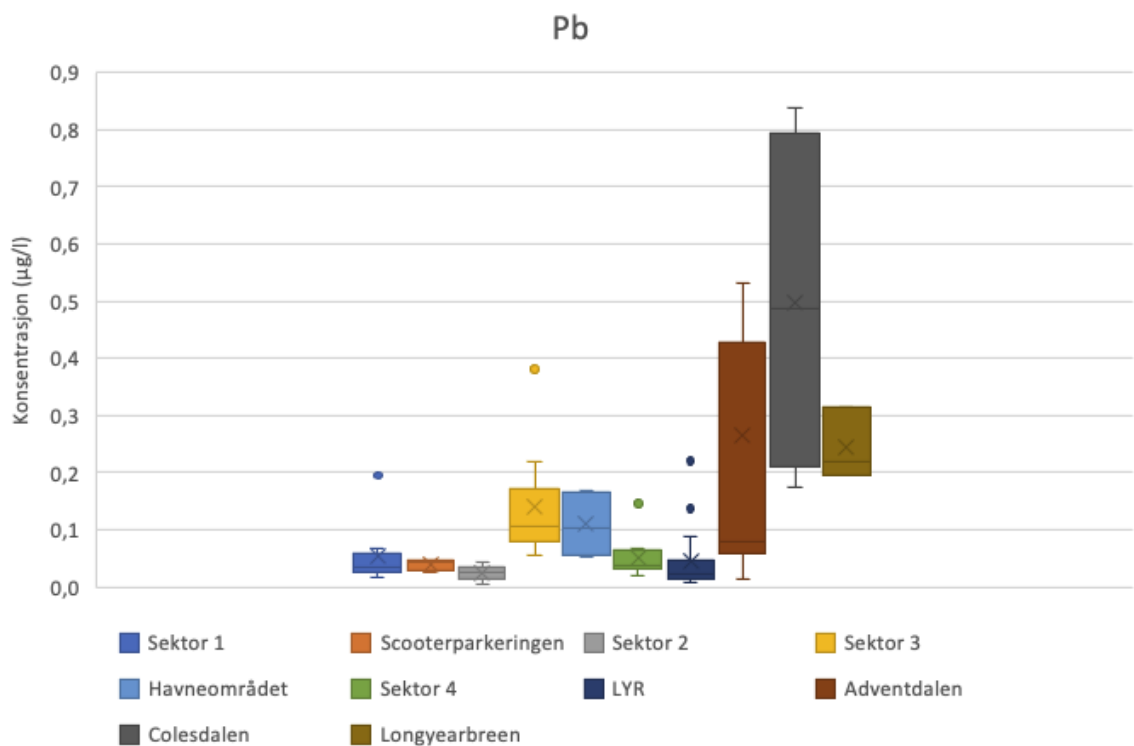
Prøvepunkt P49 på Sektor 4 er ingen utstikker i boksplottet, men skiller seg likevel ut med en høyere konsentrasjon av Cd sammenlignet med de andre prøvepunktene fra samme sektor. P49 har en konsentrasjon av Cd på 0,0338 µg/l og er plassert i nærheten av snøscooterspor og drivstoffstasjonen for snøscootere i Longyearbyen. Drivstoffstasjonen kan dermed anses som en mulig punktkilde til utslipp av Cd-forurensning. Forbrenning av fossilt brensel nevnes som en kilde til antropogene utslipp av Cd til miljøet i en rapport fra 1983 (Hutton, 1983). Grafen i Figur 4.11 viser konsentrasjonene av Cd i prøvepunktene P41-P50 på Sektor 3.



Figur 4.11: Konsentrasjonen av Cd i prøvepunktene P41-P50 på Sektor 3. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 150-200 m.

Bly

Boksplottet med konsentrasjonene av Pb fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.12. Tabell 4.14. inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Pb på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.15.



Figur 4.12: Boksplott med konsentrasjoner av Pb fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.14: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Pb på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.12 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0576	0,0336	0,0168	0,0675	0,0525
Scooterparkeringen	5	0,0383	0,0446	0,0244	0,0454	0,00951
Sektor 2	10	0,0248	0,0254	0,00477	0,0445	0,0135
Sektor 3	10	0,141	0,105	0,0562	0,219	0,0967
Havneområdet	5	0,109	0,104	0,0528	0,168	0,0561
Sektor 4	10	0,0501	0,0378	0,0193	0,0642	0,0356
LYR	20	0,0440	0,0235	0,00875	0,0866	0,0529
Adventdalen	8	0,266	0,0786	0,0134	0,531	0,345
Colesdalen	4	0,496	0,486	0,174	0,838	0,305
Longyearbreen	3	0,243	0,220	0,196	0,314	0,0624

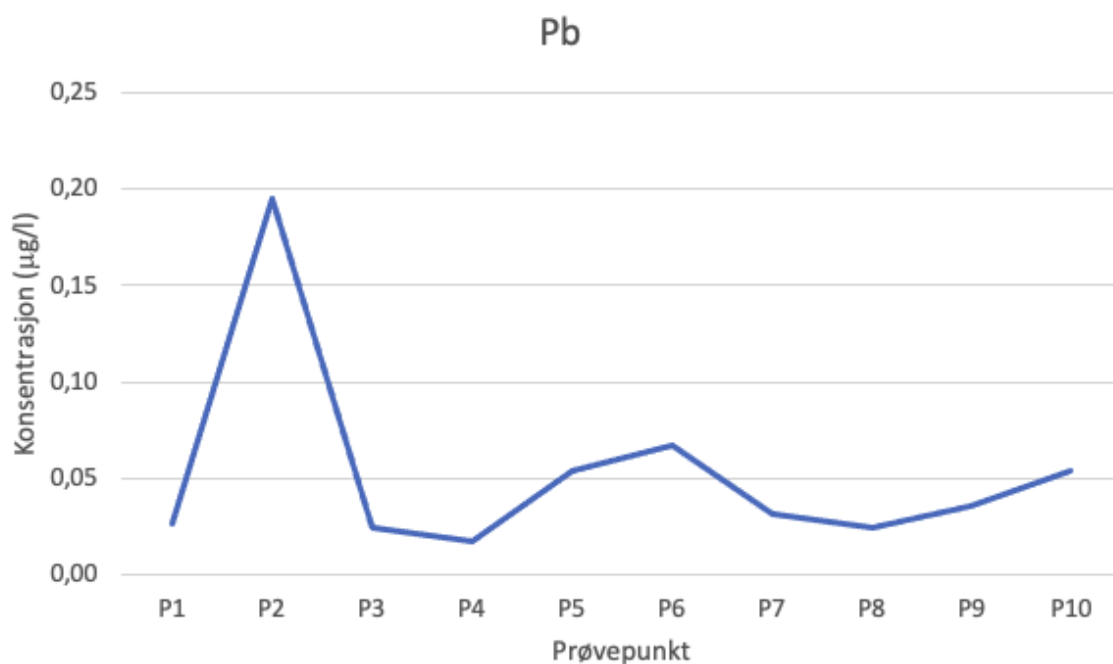
Tabell 4.15: Utstikkere i boksplottet for Pb i Figur 4.12.

Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse
Sektor 1	0,195	P2	Nærme kullkraftverket.
Sektor 3	0,380	P29	Hotell Funken Lodge.
Sektor 4	0,147	P48	Bak UNIS.
LYR	0,221	P52	Langs veien, mellom Gruve 1 og kullkraftverket.
LYR	0,137	P68	Bak UNIS.
Adventdalen	1,07	P76	Foxdalen.

I boksplottet for Pb skiller Colesdalen seg ut med relativt høye konsentrasjoner sammenliknet med de andre sektorene/områdene. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Colesdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,496 µg/l og et standardavvik på ±0,305 µg/l. Mann Whitney U-test ga også en signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet, hvor bakgrunnsområdet skiller seg ut med høyere konsentrasjoner. Det er vanskelig å si noe om hvorfor bakgrunnsområdet skiller seg ut med høyere konsentrasjoner av Pb da dette ikke var forventet. De gjennomsnittlig målte verdiene av turbiditeten i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen er relativt lave sammenliknet med de andre sektorene/områdene, med verdier på henholdsvis 9,62 NTU, 0,965 NTU og 0,963 NTU. Dette tyder på at det ikke er mye partikulært materiale i bakgrunnsområdet sammenliknet med i Longyearbyen, noe som heller ikke gir noe forklaring på de forhøyede konsentrasjonene av Pb i bakgrunnsområdet. Boksplottet for Pb inneholder totalt seks utstikkere, hvor én av disse er plassert i bakgrunnsområdet. Prøvepunkt P76 er plassert i Foxdalen og har en konsentrasjon av Pb på 1,07 µg/l, som er den høyeste målte konsentrasjonen av Pb av alle prøvepunktene fra 2022. P76 er også en utstikker i boksplottet til Cr, og forklaringen med at scootertrafikk i forbindelse med turist-aktivitet er det som forårsaker de forhøyede konsentrasjonene gjelder sannsynligvis også for Pb.

Av områdene i Longyearbyen er det Sektor 3 og Havneområdet som skiller seg ut med høyere konsentrasjoner av Pb. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Sektor 3 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,141 µg/l, med et standardavvik på ±0,0967 µg/l og Havneområdet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,109 µg/l, med et standardavvik på ±0,0561 µg/l. Forhøyede konsentrasjoner av Pb på Sektor 3 kan skyldes at det går et snøscooterspor langs sektoren og at snøscooterne som kjører her forurenses med

utslipp av Pb. At Havneområdet har forhøyede konsentrasjoner av Pb kan skyldes bil- og båttrafikk. Trafikkrelaterte utslipp av Pb har blant annet blitt dokumentert i Nederland i en rapport fra 2014 (Walraven et al., 2014). Av de seks utstikkerne i boksplottet for Pb er fem av dem plassert i Longyearbyen. Prøvepunkt P2 fra Sektor 1 er, i likhet med for Cd og As, en utstikker i boksplottet for Pb med en konsentrasjon på 0,195 $\mu\text{g/l}$. P2 er plassert nærme kullkraftverket, som sannsynligvis er årsaken til den forhøyede konsentrasjonen i dette prøvepunktet (Rosvold & Hofstad, 2021). Grafen i Figur 4.13 viser konsentrasjonene av Pb i prøvepunktene P1-P10 på Sektor 1.



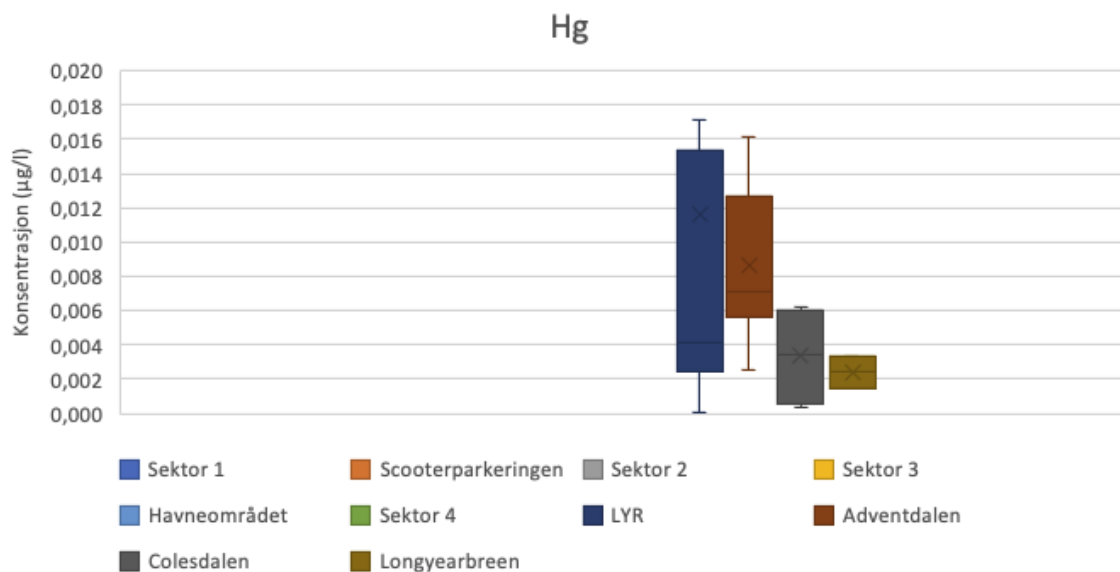
Figur 4.13: Konsentrasjonen av Pb på prøvepunktene P1-10 på Sektor 1. Avstanden mellom prøvepunktene er ca. 200 m.

P29 er plassert ved hotellet Funken Lodge og har en konsentrasjon av Pb på 0,380 $\mu\text{g/l}$. En sannsynlig forklaring på den forhøyede konsentrasjonen av bly i dette prøvepunktet vil være biltrafikk i forbindelse med drift av hotellet. P48 er plassert nærme en trafikkert vei i nærheten av avfallsanlegget. De forhøyede konsentrasjonene av Cd i prøvepunkt P48 kan derfor skyldes biltrafikk og utslipp fra avfallsanlegget. Nok en utstikker i boksplottet for Pb er prøvepunkt P68 fra LYR-området. Til tross for at det mangler koordinater for prøvepunkt P68, så ligger dette prøvepunktet høyst sannsynlig nærme prøvepunkt P48 og har en konsentrasjon av Pb på 0,137 $\mu\text{g/l}$. Årsakene til den forhøyede konsentrasjonen i prøvepunkt P68 er derfor sannsynligvis de samme som for P48. P52, som også er en utstikker i

boksplottet for Cr, Cu og Zn, har en konsentrasjon av Pb på 0,221 µg/l. Prøvepunktet er plassert mellom kullkraftanlegget og den tidligere aktive Gruve 1. Den forhøyede konsentrasjonen av Pb i prøvepunktet P52 skyldes sannsynligvis forurensning fra kullkraftverket, og muligens også noe forurensning fra den tidligere aktive gruve (Granberg et al., 2017). Kullkraftverk anses som en kilde til utslipp av Pb-forurensning gjennom forbrenning av kull og aktiv gruvedrift har tidligere blitt rapportert som en sentral utslippskilde av Pb-forurensinger (Alloway, 2013, s. 397; Mackay et al., 2013).

Hg

Boksplottet med konsentrasjonene av Hg fra de ulike sektorene og områdene fra 2022 er vist i Figur 4.14. Tabell 4.16. inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Hg på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.17.



Figur 4.14: Boksplott med konsentrasjoner av Hg fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet og LYR-området, og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i februar 2022.

Tabell 4.16: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Hg på prøvepunktene P1-P85. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.14 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/ sektor er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	ND	ND	ND	ND	ND
Scooterparkeringen	5	ND	ND	ND	ND	ND
Sektor 2	10	ND	ND	ND	ND	ND
Sektor 3	10	ND	ND	ND	ND	ND
Havneområdet	5	ND	ND	ND	ND	ND
Sektor 4	10	ND	ND	ND	ND	ND
LJR	20	0,00160	0,00412	0,0000669	0,0174	0,0164
Adventdalen	8	0,00869	0,00712	0,00257	0,0163	0,00452
Colesdalen	4	0,00337	0,00345	0,000316	0,00625	0,00294
Longyearbreen	3	0,00241	0,00241	0,00144	0,00338	0,00137

Tabell 4.17: Utstikkere i boksplottet for Hg i Figur 4.14.

Sted/ sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse
LJR	0,0572	P58	sektor 2, nærme veikrysset.
LJR	0,0508	P59	sektor 2, nærme veikrysset ved starten av Nybyen.

Boksplottet for Hg inneholder kun konsentrasjoner fra bakgrunnsområdene og Lyr-området. Snøprøvene som ble tatt fra Sektor 1-4, og fra Havneområdet og Scootertrafikken inneholdt ingen detekterbare konsentrasjoner av Hg. I likhet med for Pb, var det ikke forventet at konsentrasjonene av Hg skulle være høyere i bakgrunnsområdet enn i Longyearbyen. I bakgrunnsområdet finnes det ingen tydelige lokale kilder til forurensning annet enn snøscootertrafikk og muligens også forurensning fra Gruve 7 i Adventdalen (Beitveit et al., 2016). LJR-området har den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen av Hg i boksplottet, med en konsentrasjon av Hg på 0,00160 µg/l, og et standardavvik på ±0,164 µg/l. Prøvepunktene fra LJR-området overlapper i stor grad med prøvepunktene fra Sektor 1, 2, 3 og 4, så at konsentrasjonene fra LJR-området er såpass ulike konsentrasjonene fra Sektor 1-4 er overraskende. En mulig forklaring er at snøprøvene fra LJR-området ble tatt av ulike personer i årene 2018, 2019 og 2022, mens snøprøvene på Sektor 1, 2, 3 og 4 ble tatt av én person. Dette kan ha påvirket prøvetakingen til tross for at samme prøvetakingsprosedyre ble fulgt.

Det finnes to utstikkere i boksplottet for Hg. Prøvepunkt P58 er plassert i veikrysset midt i Longyearbyen med en konsentrasjon av Hg på 0,0572 µg/l. Dette er den høyeste målte konsentrasjonen av Hg av alle prøvepunktene fra 2022. Den forhøyede konsentrasjonen i P58

kan sannsynligvis forklares med økt biltrafikk i dette krysset. Prøvepunkt P59 har en konsentrasjon av Hg på 0,0508 µg/l og er plassert nærme veikrysset rett før Nybyen på den midterste veien i Longyearbyen. Den forhøyede konsentrasjonen i dette prøvepunktet kan muligens også forklares med økt biltrafikk.

Punktkilder til forurensning av tungmetall(oid)er

I Tabell 4.18 finnes utstikkere fra boksplokkene for Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg for prøvene tatt i 2022 samlet. Også prøvepunkter med høye konsentrasjoner sammenliknet med de andre prøvepunktene fra samme sektor/område, men som ikke er utstikkere, er listet opp med parentes. Prøvepunktene som er tatt nærme samme punktkilde er skyggelagt i grønn, gul eller blå farge.

Tabell 4.18: Utstikkere i boksplokkene for tungmetall(oid)ene Cr, Ni, Cu, As, Cd, Pb og Hg basert på snøprøvene tatt i 2022.

Sted/sektor	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet	Metall(oid)	Konsentrasjon (µg/l)
Sektor 1	P2	Svingen ved kullkraftverket	As	0,0984
			Cd	0,0328
			Pb	0,195
	P7	Nedenfor kirkegården	Cr	0,325
	P8	Mot slutten av sektoren. Åpent område	Ni	2,37
			As (lav)	0,0164
Sektor 2	P17	Prøvepunkt nr.2 fra UNIS. I starten av sentrum.	Zn	235
			(Ni)	0,436
	P21	Veikrysset midt på Sektor 2.	Cr	0,289
Sektor3	P29	Hotell Funken Lodge	Pb	0,381
	P34	Boligene før UNIS, nærme scooterspor.	Cu	2,30
			Zn	12,9
Sektor 4	P45	Nærme vei, bygninger og Automester Svalbard.	Cr	0,305
			As	0,131
			(Cd)	0,0302
			(Cu)	1,75
	P48	Bak UNIS	Pb	0,147
			(Cd)	0,0318
	P49	Drivstoffstasjon for Snøscootere.	(Cd)	0,0338
LYR	P52	Mellom Gruve 1 og kullkraftverket	Cr	0,420
			Cu	2,67
			Zn	77,0
			Pb	0,221
	P57		Cr	0,140

		Sentralt i Longyearbyen. Mellom to bygninger et par hundre meter sør for Elvesletta Nord.	Cu	2,59
			Zn	35,7
	P58	Veikrysset på Sektor 2	Hg	0,0572
	P59	Veikrysset på Sektor 2 rett før Nybyen.	Hg	0,0508
	P68	Bak UNIS	Cd	0,0447
Pb			0,137	
Adventdalen	P71	Eskerdalen	(As)	0,413
	P76	Foxdalen	Cr	0,238
			Pb	1,07
			(As)	0,473

Prøvepunktene P2, P52 og P57 skiller seg ut med relativt høye konsentrasjoner av flere tungmetall(oid)er. Prøvepunkt P2 på Sektor 1 har forhøyede konsentrasjoner av As, Cd og Pb, og er plassert i svingen ved kullkraftverket. De forhøyede konsentrasjonene i dette prøvepunktet skyldes sannsynligvis utslipp fra det aktive kullkraftverket (Rosvold & Hofstad, 2021). Prøvepunkt P52 er plassert mellom kullkraftverket og den tidligere aktive Gruve 1, og har forhøyede konsentrasjoner av Cr, Cu, Zn og Pb. De forhøyede konsentrasjonene i prøvepunkt 52 skyldes trolig utslipp fra kullkraftverket, og muligens også noe utslipp fra den tidligere aktive gruen. Både kullkraftverket og gruveområder nevnes som typiske lokale forurensningskilder av tungmetall(oid)er i teori-kapittelet. Prøvepunkt P57 har forhøyede konsentrasjoner av Cr, Cu og Zn, og er plassert sentralt i Longyearbyen, mellom to bygninger rett sør for Elvesletta Nord. Det er vanskelig å gi noe god forklaring på de forhøyede konsentrasjonene i prøvepunkt P57 da det ikke er noen åpenbare punktkilder i nærheten.

Prøvepunktene som skiller seg ut med spesielt høye konsentrasjoner blant utstikkerne er P52 og P45. P52 har spesielt høye konsentrasjoner av Pb, Cu, Cr og Zn, og P45 har spesielt høye konsentrasjoner av As og Cr sammenliknet med konsentrasjonene av metall(oid)ene i de andre utstikkerne. P52 er plassert nærme kullkraftverket, og utslipp herfra forklarer mest sannsynlig de forhøyede konsentrasjonene av Pb, Cu, Cr og Zn på dette punktet. Forhøyede konsentrasjoner av Pb og Cu i overflatejord i nærheten av kullkraftverk har tidligere blitt rapportert om i en studie fra Serbia. I samme studie ble konsentrasjonen av Cr og Zn i overflatejord nærme kullkraftverket undersøkt, men konsentrasjonen av disse metallene ble knyttet til naturlige kilder (Saljnikov et al., 2019). P45 er plassert nærme trafikkert vei, bygninger og bilverkstedet Automester Svalbard. De forhøyede konsentrasjonene av Cr på dette prøvepunktet skyldes mest sannsynlig utslipp fra biltrafikk i forbindelse med

bilverkstedet. Noen kjente kilder til Cr-forurensning i forbindelse med biltrafikk er blant annet slitasje av bremseklosser og utslipp fra Cr-katalysatorer (Guertin et al., 2004). For As derimot, er det sannsynligvis ikke utslipp fra biltrafikk som står for det største bidraget til de forhøyede konsentrasjonene i prøvepunkt P45. Forbrenning av olje og gass anses nemlig kun å bidra med drøye 2% av antropogene utslipp av As i Norge. Utslipp fra impregnert treverk anses som den største antropogene kilden til As-forurensning, og utslipp av As fra bygninger i nærheten av prøvepunkt P45 bidrar muligens i større grad til de forhøyede konsentrasjonene enn hva biltrafikk gjør (Miljøstatus, 2021a). Til tross for at prøvepunktene P52 og P45 skiller seg ut med relativt høye konsentrasjoner av enkelte elementer sammenliknet med de andre prøvepunktene, er det kun konsentrasjonen av Zn i prøvepunkt P52 som overskrider normale verdier i norske vannkilder. Sinkinnholdet i norske vannkilder er på <math><5-50 \mu\text{g/l}</math> (Folkehelseinstituttet, 2018a).

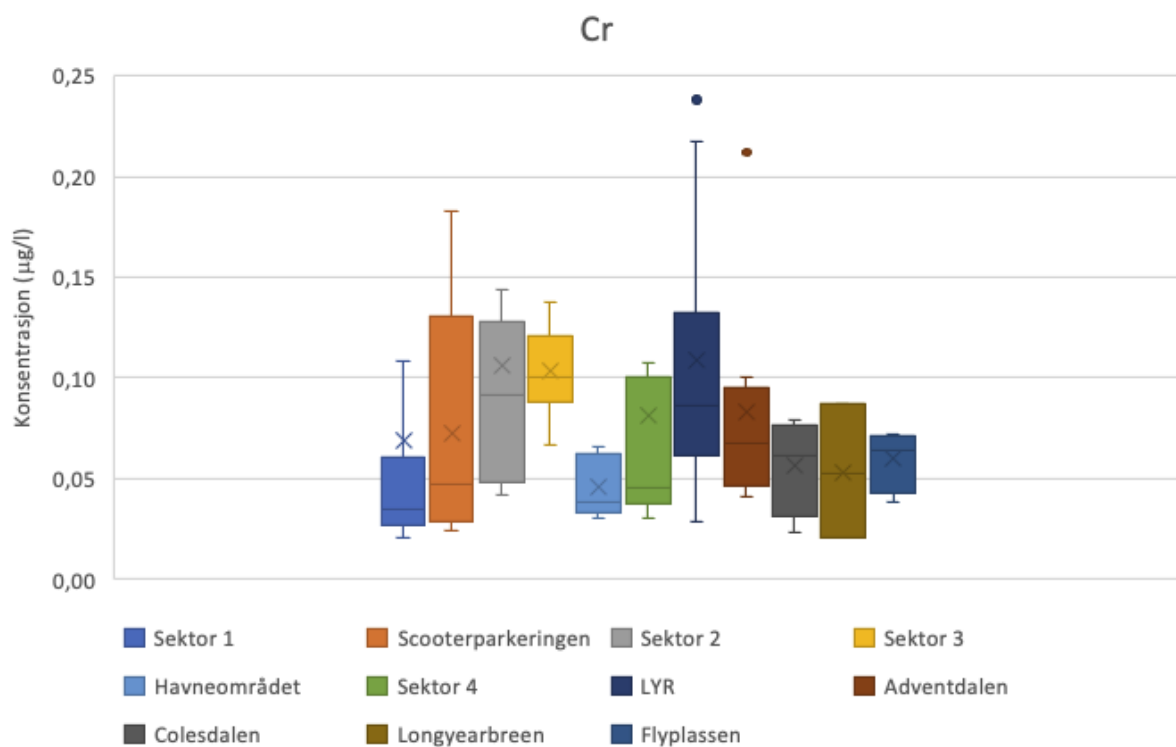
ICP-MS, del 2: prøver tatt i 2018-2022

Snøprøver tatt av studenter på UNIS i forbindelse med kurset AT33 i perioden 2018-2020 blitt inkludert for å få en større mengde datamateriale. Snøprøvene ble tatt på samme prøvepunkter som i 2022. Ved å inkludere flere snøprøver fra omtrent samme prøvetakingspunkt økes validiteten av forskningen og tilfeldige feilkilder vil enklere kunne oppdages og elimineres. I 2019 ble det i tillegg tatt fire snøprøver fra flyplassen, og som nevnt i teori-kapittelet anses flyplassen som en typisk lokal kilde til miljøgifter.

På samme måte som for boksploTTene for snøprøvene tatt i 2022, ble Mann Whitney U-test brukt for å undersøke om enkelte sektorer/områder skilte seg ut med høye eller lave konsentrasjoner av elementene Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg.

Krom

BoksploTTet med konsentrasjonene av Cr fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.15. Tabell 4.19. inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Cr på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksploTTet er listet i Tabell 4.20.



Figur 4.15: Boksplott med konsentrasjoner av Cr fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.19: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Cr på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.15 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0689	0,0609	0,0209	0,109	0,0936
Scooterparkeringen	5	0,0728	0,0469	0,0239	0,183	0,0647
Sektor 2	10	0,107	0,0912	0,0423	0,144	0,0727
Sektor 3	10	0,103	0,100	0,0663	0,137	0,0213
Havneområdet	5	0,0460	0,0381	0,0308	0,0658	0,0155
Sektor 4	10	0,0813	0,0458	0,0305	0,108	0,0833
LYR	20	0,108	0,0865	0,0283	0,217	0,0690
Adventdalen	8	0,0835	0,0676	0,0407	0,101	0,0555
Colesdalen	4	0,0561	0,0611	0,0237	0,0787	0,0242
Longyearbreen	3	0,0525	0,0534	0,0204	0,0873	0,0335
Flyplassen	4	0,0598	0,0645	0,0381	0,0720	0,0156

Tabell 4.20: Utstikkere i boksplottet for Cr i Figur 4.15.

Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 1	0,325	P7	Rett nedenfor kirkegården. Nokså nærme Gruve 1.
Sektor 2	0,289	P21	Veikrysset midt på sektor 2.
Sektor 4	0,305	P45	Nærme Automester Svalbard.
LYR	0,238	P52	Mellom Gruve 1 og kullkraftverket.
LYR	0,283	P70	Sannsynligvis i enden av Sektor 4, enten nærme Havneområdet eller drivstoffstasjonen for snøscootere.
Adventdalen	0,212	P76	Foxdalen.

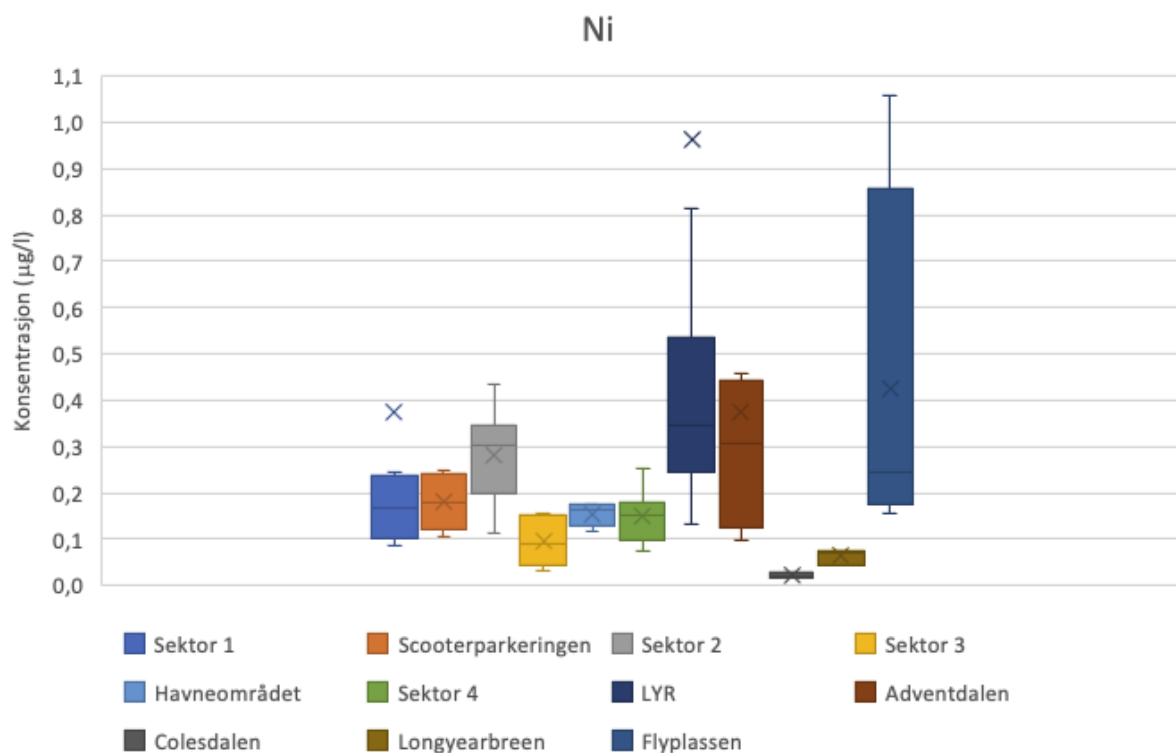
I boksplottet for Cr er det ingen sektorer eller områder som tydelig skiller seg ut med høye konsentrasjoner, men Sektor 3 er blant sektorene/områdene med høyest gjennomsnittlig konsentrasjon. Sektor 3 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Cr på 0,103 µg/l, og et standardavvik på $\pm 0,0213$ µg/l. Den relativt høye konsentrasjonen kan skyldes at Sektor 3 er plassert langs et scooterspor. Mann Whitney U-test viste ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Dette tyder muligens på at lokale kilder overskygger eventuelle bidrag fra atmosfærisk langtransport.

I boksplottet er det totalt seks utstikkere. Fem av disse utstikkerne, P7, P21, P45, P52 og P76, er også utstikkere i boksplottet for Cr fra 2022 og har derfor blitt diskutert tidligere.

Prøvepunkt P70 har en konsentrasjon av Cr på 0,283 µg/l. Det er vanskelig å si nøyaktig hvor dette prøvepunktet er plassert da koordinatene mangler, men sannsynligvis er det plassert i en av endene av Sektor 4, enten nærme Havneområdet eller drivstoffstasjonen for snøscootere. Både Havneområdet og drivstoffstasjonen er derfor mulige punktkilder til forurensning av Cr.

Nikkel

Boksplottet med konsentrasjonene av Ni fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.16. Tabell 4.21. inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Ni på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.22.



Figur 4.16: Boksplott med konsentrasjoner av Ni fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.21: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangpunkt i målte konsentrasjoner av Ni på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.16 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,376	0,169	0,0866	0,246	0,702
Scooterparkeringen	5	0,179	0,180	0,106	0,251	0,0605
Sektor 2	10	0,281	0,301	0,113	0,436	0,0955
Sektor 3	10	0,0942	0,901	0,0320	0,155	0,0494
Havneområdet	5	0,154	0,163	0,117	0,177	0,0248
Sektor 4	10	0,150	0,151	0,0733	0,254	0,0550
LYR	20	0,962	0,346	0,131	0,815	1,84
Adventdalen	8	0,375	0,307	0,0979	0,459	0,336
Colesdalen	4	0,0211	0,0197	0,0164	0,0284	0,00524
Longyearbreen	3	0,0630	0,0695	0,0451	0,0744	0,0157
Flyplassen	4	0,426	0,246	0,155	1,06	0,423

Tabell 4.22: Utstikkere i boksplottet for Ni i Figur 4.16.

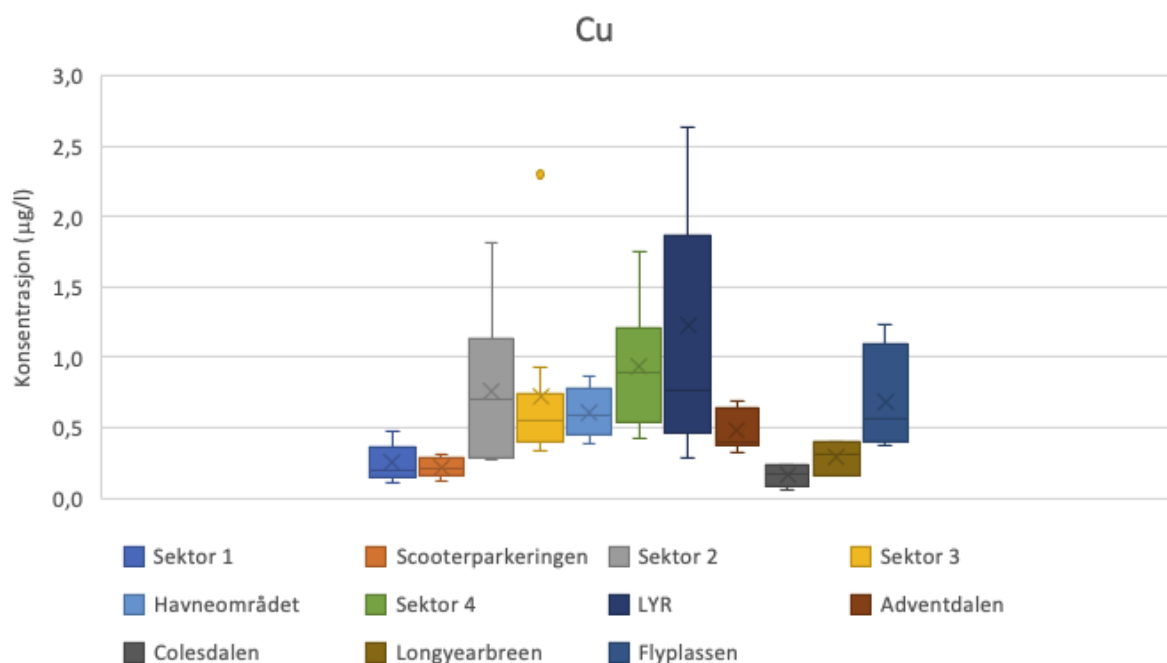
Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 1	2,37	P8	Mot slutten av sektoren. Åpent område.
LYR	6,07	P60	Øverst i Nybyen, litt vest.
LYR	6,57	P65	Øverst i Nybyen, litt øst.
Adventdalen	1,14	P75	Janssondalen.

I boksplottet for Ni skiller LYR-området seg ut med høyere konsentrasjoner, noe som også ble bekreftet med Mann Whitney U-test. LYR-området har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Ni på 0,962 µg/l og et relativt høyt standardavvik på $\pm 1,84$ µg/l. At standardavviket er relativt høyt for dette området er ikke veldig overraskende da det totalt inneholder 20 prøvepunkter tatt rundt om i Longyearbyen. Høye konsentrasjoner i LYR-området tyder på at det finnes lokale forurensningskilder av Ni i Longyearbyen. Mann Whitney U-test viste ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet, men viste derimot en signifikant forskjell mellom Longyearbyen og Colesdalen og Longyearbreen sammen. Dette skyldes at Adventdalen har en nokså høy konsentrasjon av Ni med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,375 µg/l, og et standardavvik på $\pm 0,336$ µg/l. De forhøyede konsentrasjonene i Adventdalen skyldes sannsynligvis lokale utslipp som snøscooterkjøring og forurensning fra Gruve 7 (Beitveit et al., 2016). Flyplassen inneholder den høyeste konsentrasjonen av Ni på 1,06 µg/l. Drift av flyplass er en kjent kilde til utslipp av et mangfold av forurensninger (Granberg et al., 2017).

Det er totalt fire utstikkere i boksplottet for Ni. En av utstikkerne er P8 på Sektor 1 som også er en utstikker i boksplottet for Ni fra 2022, og har allerede blitt diskutert. P60 fra LYR-området har en konsentrasjon av Ni på 6,07 µg/l og er plassert øverst i Nybyen. Neste utstikker, P65 fra LYR-området, er også plassert øverst i Nybyen og har en konsentrasjon av Ni på 6,57 µg/l. Nybyen er et populært stoppepunkt for biler og snøscootere grunnet ferdsel inn mot Longyearbreen, og fordi mange turister holder til her. Dette kan forklare de forhøyede konsentrasjonene av Ni på prøvepunktene P60 og P65. P75 er plassert i Janssondalen og har en konsentrasjon av Ni på 1,14 µg/l. Årsaken til den høye konsentrasjonen på dette prøvepunktet er uvisst.

Kobber

Boksplottet med konsentrasjonene av Cu fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.17. Tabell 4.23 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Cu på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.24.



Figur 4.17: Boksplott med konsentrasjoner av Cu fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.23: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Cu på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.17 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,250	0,199	0,108	0,472	0,131
Scooterparkeringen	5	0,220	0,204	0,127	0,314	0,0702
Sektor 2	10	0,757	0,671	0,267	1,81	0,505
Sektor 3	10	0,724	0,550	0,337	0,931	0,580
Havneområdet	5	0,611	0,585	0,391	0,861	0,181
Sektor 4	10	0,932	0,892	0,423	1,75	0,415
LYR	20	1,22	0,762	0,283	2,63	1,09
Adventdalen	8	0,477	0,401	0,318	0,687	0,145
Colesdalen	4	0,160	0,171	0,0611	0,239	0,0804
Longyearbreen	3	0,287	0,313	0,156	0,393	0,121
Flyplassen	4	0,682	0,559	0,379	1,23	0,389

Tabell 4.24: Utstikkere i boksplottet for Cu i Figur 4.17.

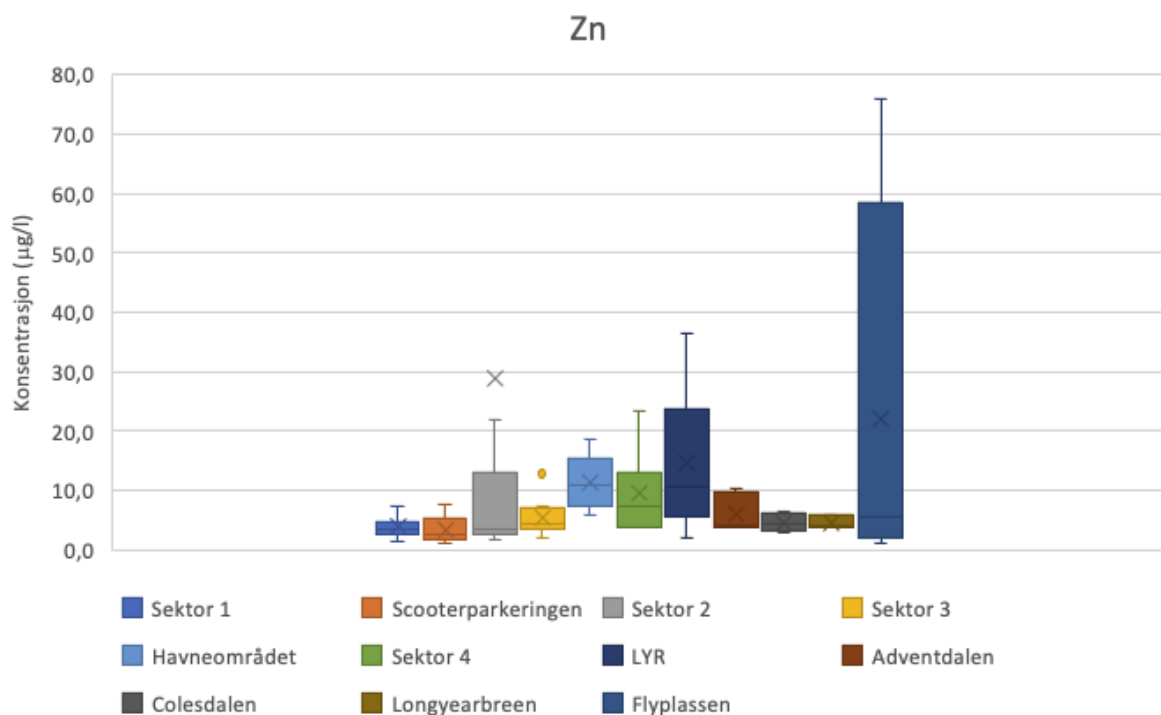
Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 3	2,30	P34	Ved boligene rett før UNIS. I nærheten av scooterspor.
LJR	4,43	P61	Ved scootersporet mellom boligområdet og drivstoffstasjonen for scootere.

I boksplottet for Cu er det ingen av områdene eller sektorene som tydelig skiller seg ut, men det er jevnt over høyere konsentrasjoner i Longyearbyen sammenliknet med bakgrunnsområdet. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test og tyder på at det finnes lokale kilder til Cu-forurensning i Longyearbyen.

Det er kun to utstikkere i boksplottet for Cu, prøvepunktene P34 og P61. Prøvepunkt P34 er også en utstikker i boksplottet fra 2022 og er allerede diskutert. Prøvepunkt P61 er plassert nærme scootersporet som går mellom boligområdet og drivstoffstasjonen for snøscootere og har den høyeste konsentrasjonen av Cu på 4,43 µg/l. Forbrenning av drivstoff anses som en av de største kildene til antropogene utslipp av Cu, så den forhøyede konsentrasjonen av Cu i prøvepunkt P61 skyldes sannsynligvis forurensning fra snøscootere (Alloway, 2013, s. 372).

Sink

Boksplottet med konsentrasjonene av Zn fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.18. Tabell 4.25 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Zn på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.26.



Figur 4.18: Boksplott med konsentrasjoner av Zn fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.25: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Zn på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.18 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp..

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	3,91	3,66	1,47	7,39	1,74
Scooterparkeringen	5	3,35	2,70	1,08	7,63	2,50
Sektor 2	10	29,0	3,59	1,76	22,0	72,8
Sektor 3	10	5,58	4,56	2,04	7,35	3,03
Havneområdet	5	11,3	10,8	5,76	18,7	4,75
Sektor 4	10	9,50	7,25	3,71	23,3	6,62
LYR	20	14,6	10,8	2,08	36,5	10,7
Adventdalen	8	6,13	3,99	3,71	10,3	3,14
Colesdalen	4	4,55	4,36	2,94	6,53	1,63
Longyearbreen	3	4,61	4,14	3,83	5,85	1,09
Flyplassen	4	22,0	5,49	1,06	75,9	36,0

Tabell 4.26: Utstikkere i boksplottet for Zn i Figur 4.18.

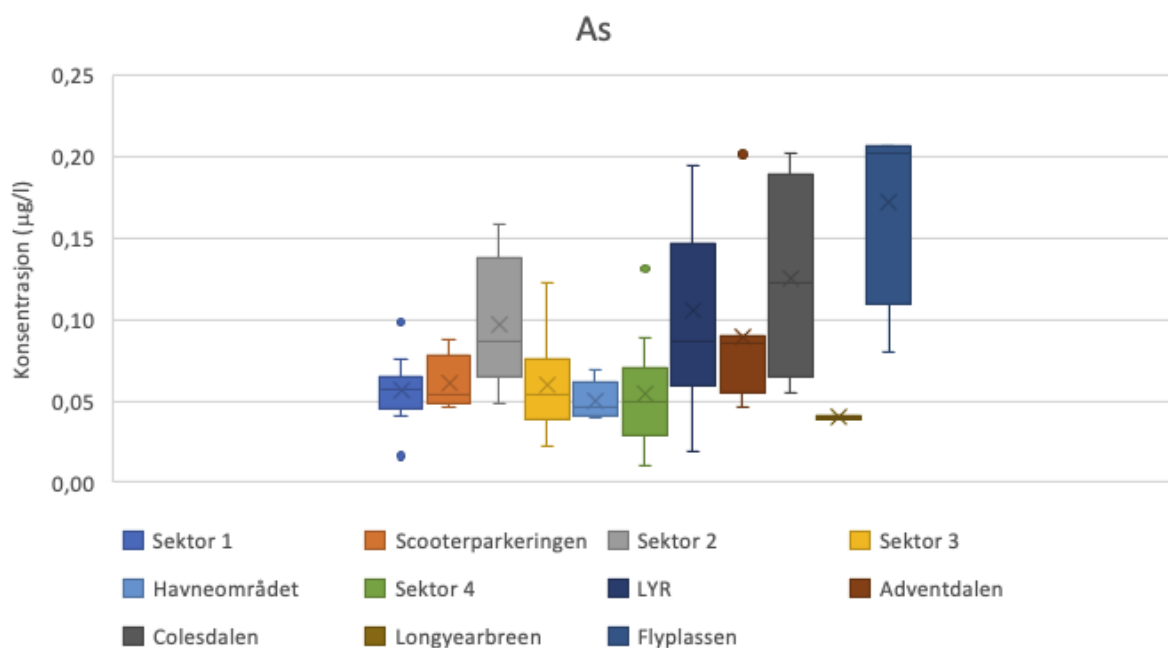
Sted/sektor	Verdi ($\mu\text{g/l}$)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 2	235	P17	Punktet etter UNIS på vei til sentrum.
Sektor 3	12,9	P34	Ved boligene rett før UNIS. I nærheten av scooterspor.

I boksplottet for Zn skiller LYR-området og Havneområdet seg ut med signifikant høye konsentrasjoner. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. LYR-området har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Zn på $14,6 \mu\text{g/l}$, med et standardavvik på $\pm 10,7 \mu\text{g/l}$. Det relativt høye standardavviket kommer sannsynligvis av at LYR-området består av totalt 20 prøver spredt på fire sektorer i Longyearbyen. At prøvepunktene er spredt rundt i byen gjør det vanskelig å peke ut spesifikke punktkilder til Zn-forurensning. Likevel er bil- og scootertrafikk sannsynligvis bidragsytere til forurensning i byen. Havneområdet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Zn på $11,3 \mu\text{g/l}$, med et standardavvik på $\pm 4,75 \mu\text{g/l}$. Den økte konsentrasjonen av Zn på Havneområdet kan muligens forklares med mye båt- og biltrafikk i dette området. Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Dette tyder på at lokale kilder til forurensning overskygger eventuelle bidrag fra atmosfærisk langtransport.

Det finnes to utstikkere i boksplottet for Zn, prøvepunkt P17 med en konsentrasjon av Zn på $235 \mu\text{g/l}$ og prøvepunkt P34 med en konsentrasjon av Zn på $12,9 \mu\text{g/l}$. Begge disse prøvepunktene er utstikkere i boksplottet for Zn fra 2022 og har derfor blitt diskutert tidligere.

Arsen

Boksplottet med konsentrasjonene av As fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.19. Tabell 4.27 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av As på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.28.



Figur 4.19: Boksplott med konsentrasjoner av As fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.27: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av As på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.19 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0563	0,0572	0,0409	0,0752	0,0214
Scooterparkeringen	5	0,0612	0,0536	0,0464	0,0881	0,0169
Sektor 2	10	0,0968	0,0864	0,0484	0,159	0,0386
Sektor 3	10	0,0595	0,0542	0,0218	0,123	0,0306
Havneområdet	5	0,0501	0,0459	0,0401	0,0689	0,0120
Sektor 4	10	0,0543	0,0497	0,00986	0,0885	0,0355
LYR	20	0,105	0,0864	0,0193	0,195	0,0677
Adventdalen	8	0,0894	0,0852	0,0465	0,0894	0,0484
Colesdalen	4	0,126	0,123	0,0547	0,202	0,0642
Longyearbreen	3	0,0398	0,0394	0,0388	0,0413	0,00131
Flyplassen	4	0,173	0,202	0,0805	0,206	0,0615

Tabell 4.28: Utstikkere i boksplottet for As i Figur 4.19.

Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 1	0,0984	P2	I svingen nærme kullkraftverket.
Sektor 1	0,0164	P8	Mot slutten av sektor 1. Åpent område.
Sektor 4	0,131	P45	Ved vei og bygninger.
LYR	0,320	P54	Ved "Huset" i enden av Sektor 1.
Adventdalen	0,202	P76	Foxdalen.

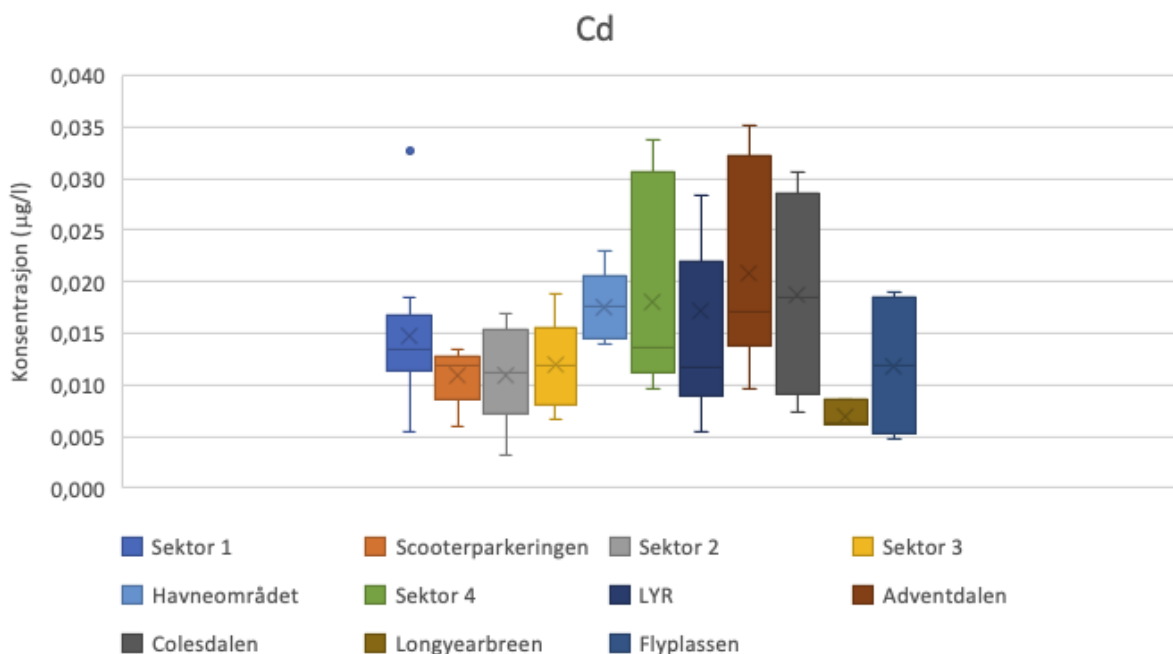
I boksplottet for As skiller Sektor 2, LYR-området, Colesdalen og Flyplassen seg ut med relativt høye konsentrasjoner sammenliknet med de andre sektorene/områdene. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Sektor 2 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av As på 0,0968 µg/l, med et standardavvik på $\pm 0,0386$ µg/l. Sektor 2 er plassert i sentrum av Longyearbyen og preges av mye trafikk. LYR-området har en gjennomsnittlig konsentrasjon av As på 0,105 µg/l, med et standardavvik på $\pm 0,0677$ µg/l. De 20 prøvepunktene er som tidligere nevnt spredt over de fire sektorene i Longyearbyen. Colesdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av As på 0,126 µg/l, med et standardavvik på $\pm 0,0643$ µg/l. De forhøyede konsentrasjonene av As i Colesdalen var ikke forventet da Colesdalen er plassert nokså langt unna typiske lokale forurensningskilder. Flyplassen har de høyeste konsentrasjonene av As med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,173 µg/l og et standardavvik på $\pm 0,0615$ µg/l. Drift av flyplass er en kjent kilde til utslipp av et mangfold av forurensninger (Granberg et al., 2017). Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet. Dette kan tyde på at lokale forurensningskilder overskygger eventuelle bidrag fra langtransportert forurensning.

Det er totalt fem utstikkere i boksplottet for As. P2, P8 og P45 er også utstikkere i boksplottet for As fra 2022 og har blitt diskutert tidligere. Prøvepunkt P54 er plassert ved «Huset» i enden av Sektor 1 og har en gjennomsnittlig konsentrasjon av As på 0,320 µg/l. Årsaken til den forhøyede konsentrasjonen på dette prøvepunktet er uvisst. P76 er plassert i Foxdalen og har en konsentrasjon av As på 0,202 µg/l. Den forhøyede konsentrasjonen av As på dette prøvepunktet skyldes muligens scootertrafikk i forbindelse med turist-aktivitet.

Kadmium

Boksplottet med konsentrasjonene av Cd fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.20. Tabell 4.29 inneholder gjennomsnitt, median, minimum,

maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Cd på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.30.



Figur 4.20: Boksplott med konsentrasjoner av Cd fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.29: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Cd på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.20 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sector er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0147	0,0135	0,00538	0,0184	0,00742
Scooterparkeringen	5	0,0109	0,0118	0,00589	0,0135	0,00293
Sektor 2	10	0,0109	0,0111	0,00316	0,0169	0,00452
Sektor 3	10	0,0120	0,0119	0,00663	0,0188	0,00418
Havneområdet	5	0,0176	0,0177	0,0139	0,0229	0,00347
Sektor 4	10	0,0181	0,0137	0,00953	0,0338	0,00970
LYR	20	0,0172	0,0118	0,00540	0,0284	0,0134
Adventdalen	8	0,0209	0,0172	0,00961	0,0352	0,00982
Colesdalen	4	0,0187	0,0184	0,00733	0,0306	0,0100
Longyearbreen	3	0,00696	0,00635	0,00606	0,00849	0,00133
Flyplassen	4	0,0119	0,0118	0,00475	0,0190	0,00714

Tabell 4.30: Utstikkere i boksplottet for Cd i Figur 4.20.

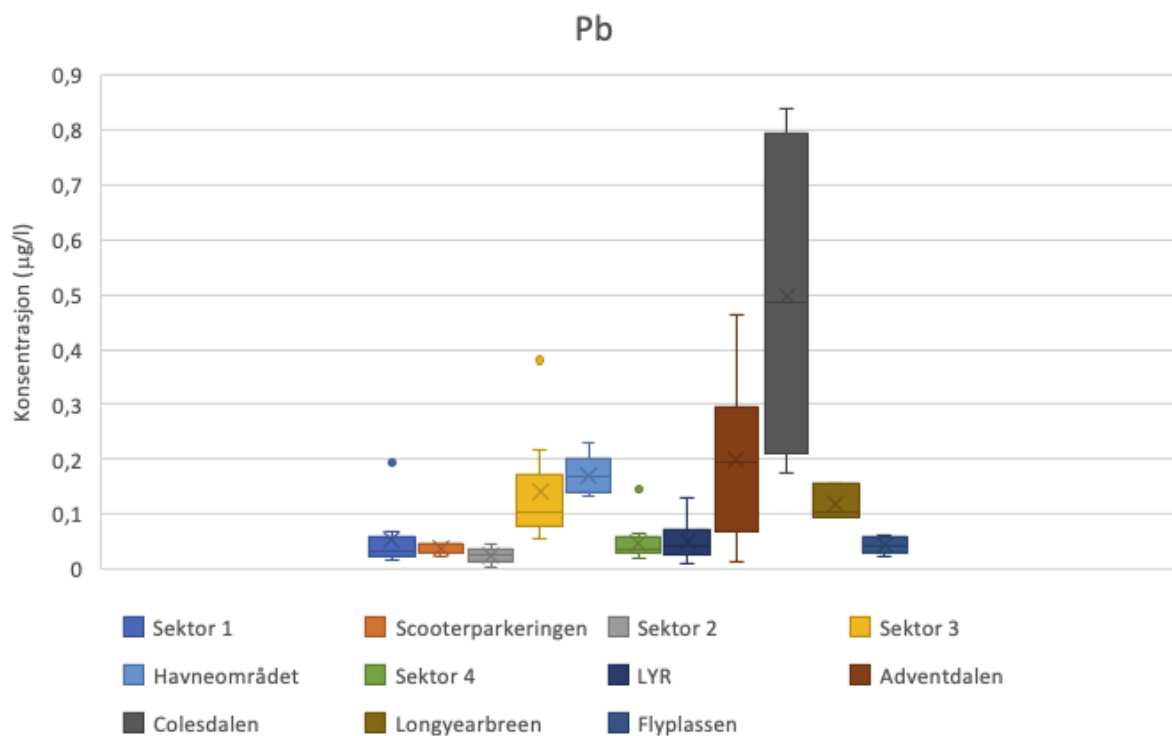
Sted/ sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 1	0,0328	P2	I svingen nærme kullkraftverket.
L YR	0,0439	P60	Øverst i Nybyen, litt vest.
L YR	0,0581	P65	Øverst i Nybyen, litt øst.

I boksplottet for Cd skiller Havneområdet og Adventdalen seg ut med noe høyere konsentrasjoner sammenliknet med de andre sektorene/områdene. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Havneområdet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Cd på 0,0176 µg/l, med et standardavvik på $\pm 0,00347$ µg/l. De forhøyede konsentrasjonene på Havneområdet skyldes trolig båt- og bil-trafikk. Adventdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Cd på 0,0209, med et standardavvik på $\pm 0,00982$ µg/l. De forhøyede konsentrasjonene i Adventdalen var ikke forventet og tyder på at det finnes lokale kilder til forurensning i dette området. Mann Whitney U-test ga ingen signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet, noe som gjør det vanskelig å si noe om påvirkningen fra atmosfærisk langtransport av Cd.

Det er tre utstikkere i boksplottet for Cd. Prøvepunkt P2 var også en utstikker i boksplottet for Cr fra 2022 og har blitt diskutert tidligere. P60 og P65 er begge plassert øverst i Nybyen og inneholder en konsentrasjon av Cd på henholdsvis 0,0439 µg/l og 0,0581 µg/l. De forhøyede konsentrasjonene i Nybyen skyldes antakelig at det er et stoppepunkt for biler og scootere i forbindelse med turist-aktivitet og turer ut til blant annet Longyearbreen. Dette fører til en økt menneskelig aktivitet i dette området, i tillegg til at biler og snøscootere parkerer her.

Bly

Boksplottet med konsentrasjonene av Pb fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.21. Tabell 4.31 inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Pb på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.32.



Figur 4.21: Boksplott med konsentrasjoner av Pb fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.31: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Pb på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.21 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sektorer er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	0,0530	0,0336	0,0168	0,0675	0,0525
Scooterparkeringen	5	0,0383	0,0446	0,0244	0,0454	0,00951
Sektor 2	10	0,0248	0,0253	0,00477	0,0445	0,0135
Sektor 3	10	0,141	0,105	0,0562	0,219	0,0966
Havneområdet	5	0,170	0,168	0,132	0,230	0,0374
Sektor 4	10	0,0484	0,0357	0,0193	0,0642	0,0371
LYR	20	0,0515	0,0427	0,00973	0,129	0,0343
Adventdalen	8	0,198	0,194	0,0134	0,464	0,146
Colesdalen	4	0,496	0,486	0,174	0,838	0,305
Longyearbreen	3	0,119	0,104	0,0950	0,157	0,0334
Flyplassen	4	0,0425	0,0425	0,0233	0,0619	0,0157

Tabell 4.32: Utstikkere i boksplottet for Pb i Figur 4.21.

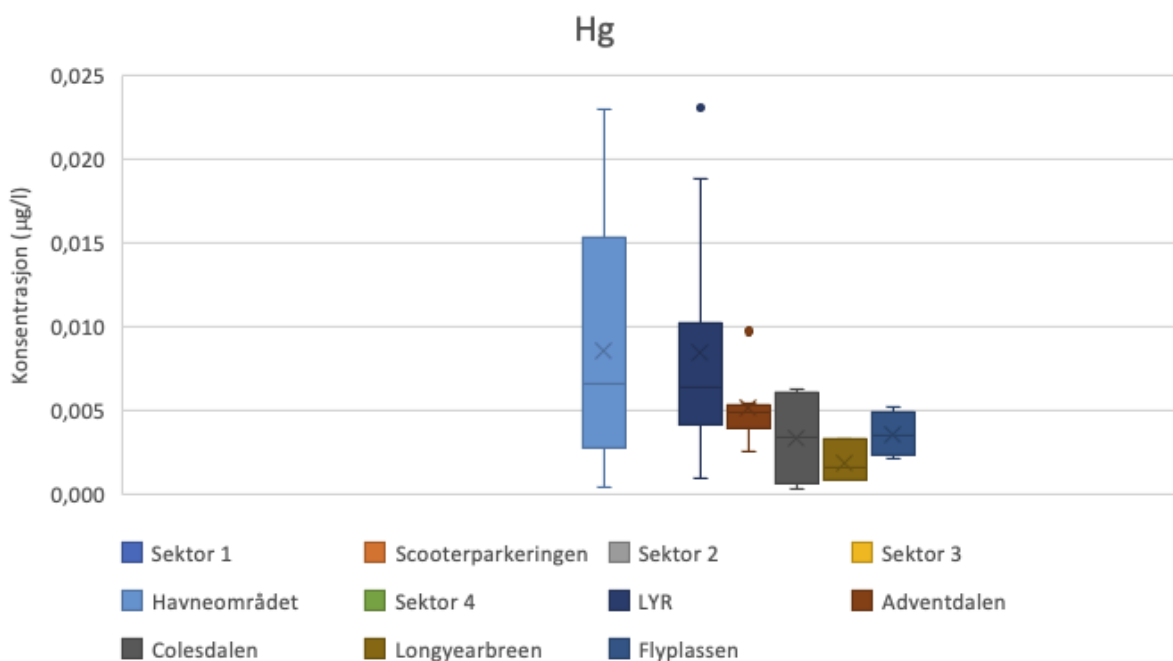
Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
Sektor 1	0,195	P2	Nærme kullkraftverket.
Sektor 3	0,381	P29	Hotel Funken Lodge.
Sektor 4	0,147	P48	Bak UNIS.

I boksplottet for Pb skiller Sektor 3, Havneområdet, Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen seg ut med signifikant høye konsentrasjoner. Dette ble bekreftet med Mann Whitney U-test. Sektor 3 har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,141 µg/l, med et standardavvik på 0,0966 µg/l. Havneområdet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,170 og et standardavvik på ±0,0374 µg/l. Adventdalen har gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,198 µg/l, med et på ± 0,146 µg/l. Colesdalen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,496 µg/l og et standardavvik på ±0,305 µg/l. Longyearbreen har en gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb på 0,119 µg/l, med et standardavvik på ±0,0334 µg/l. Disse fem områdene/sektorene var de samme som skilte seg ut med signifikant høye konsentrasjoner i boksplottet for Pb fra 2022, og årsaker til de forhøyede konsentrasjonene på disse områdene/sektorene har derfor blitt diskutert tidligere. Mann Whitney U-test ga en signifikant forskjell mellom Longyearbyen og bakgrunnsområdet, med høyere verdier i bakgrunnsområdet. Dette var også tilfellet for boksplottet fra 2022.

Det er tre utstikkere i boksplottet for Pb, nemlig prøvepunktene P2 fra Sektor 1, P29 fra Sektor 3 og P48 fra Sektor 4. Alle disse tre prøvepunktene er utstikkere i boksplottet for Pb fra 2022 og har allerede blitt diskutert.

Kvikksølv

Boksplottet med konsentrasjonene av Hg fra de ulike sektorene og områdene fra 2018-2022 samlet er vist i Figur 4.22. Tabell 4.33. inneholder gjennomsnitt, median, minimum, maksimum og standardavviket for konsentrasjonene av Hg på de ulike sektorene/områdene. Utstikkere i boksplottet er listet i Tabell 4.34.



Figur 4.22: Boksplott med konsentrasjoner av Hg fra prøvepunktene tatt på Sektor 1, Sektor 2, Sektor 3 og Sektor 4, på Scooterparkeringen, Havneområdet, LYR-området og Flyplassen og i Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen i perioden 2018-2022.

Tabell 4.33: Snitt, median, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik for de ulike prøvetakings-områdene og -sektorene med utgangspunkt i målte konsentrasjoner av Hg på prøvepunktene P1-P89. Alle verdiene er hentet fra boksplottet på Figur 4.22 og er oppgitt i µg/l. Antall prøvepunkter per område/sektor er listet opp.

Lokasjon	Antall prøvepunkter	Snitt	Median	Min	Max	Standardavvik
Sektor 1	10	ND	ND	ND	ND	ND
Scooterparkeringen	5	ND	ND	ND	ND	ND
Sektor 2	10	ND	ND	ND	ND	ND
Sektor 3	10	ND	ND	ND	ND	ND
Havneområdet	5	0,00860	0,00662	0,000401	0,0230	0,00850
Sektor 4	10	ND	ND	ND	ND	ND
LYR	20	0,00849	0,00639	0,000941	0,0189	0,00648
Adventdalen	8	0,00516	0,00495	0,00257	0,00975	0,00208
Colesdalen	4	0,00337	0,00345	0,000316	0,00625	0,00294
Longyearbreen	3	0,00189	0,00156	0,000849	0,00326	0,00124
Flyplassen	4	0,00357	0,00347	0,00214	0,00521	0,00134

Tabell 4.34: Utstikkere i boksplottet for Hg i Figur 4.22.

Sted/sektor	Verdi (µg/l)	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet
LJR	0,0231	P58	Sektor 2, nærme veikrysset.
Adventdalen	0,00975	P74	Foten av Skolten.

Boksplottet for Hg inneholder ingen målte konsentrasjoner av Hg fra Sektor 1-4 og fra Scooterparkeringen fordi konsentrasjonene ikke var detekterbare. I boksplottet for Hg skiller Havneområdet og LJR-området seg ut med høyere gjennomsnittskonsentrasjoner av Hg sammenliknet med Adventdalen, Colesdalen, Longyearbreen og Flyplassen. Havneområdet har en gjennomsnittskonsentrasjon av Hg på 0,00860 µg/l, med et standardavvik på ±0,00850 µg/l. En høyere gjennomsnittskonsentrasjon av Hg på Havneområdet kan skyldes bil- og båttrafikk. Havneområdet skiller seg ut med den laveste gjennomsnittlig målte konduktiviteten blant alle sektorene/områdene, med en verdi på 14,0 µS/cm. LJR-området har en gjennomsnittskonsentrasjon av Hg på 0,00849 µg/l og et standardavvik på ±0,00648 µg/l. Hvorfor LJR-området har den nest høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen av Hg blant alle områdene/sektorene er vanskelig å gi noe god forklaring på. Spesielt med tanke på at de tjuen prøvepunktene fra LJR-område i stor grad overlapper med Sektor 1-4 og snøprøvene herfra ikke inneholder detekterbare konsentrasjoner av Hg. LJR-området skiller seg ikke ut med verken høye eller lave gjennomsnittsverdier for pH, turbiditet og konduktivitet sammenliknet med de andre sektorene/områdene.

I boksplottet for Hg er det to utstikker, nemlig prøvepunkt P58 og P74. Prøvepunkt P58 er en utstikker i boksplottet for Hg fra 2022 også og har blitt diskutert tidligere. P74 er plassert ved foten av Skolten. Årsaken til den forhøyede konsentrasjonen i dette prøvepunktet er uvisst.

Punktkilder til forurensning av tungmetall(oid)er

I Tabell 4.35 finnes utstikkere fra boksploTTene for Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Hg for prøvene tatt i 2018-2022 samlet. Utstikkerne som også var utstikkere i boksploTTene fra prøvene tatt kun i 2022 er utelatt, da de allerede finnes i Tabell 4.18. Prøvepunktene som er tatt nærme samme punktkilde er skyggelagt i lilla farge.

Tabell 4.35: Utstikkere i boksplokkene for tungmetall(oid)ene Cr, Ni, Cu, As, Cd, Pb og Hg basert på snøprøvene tatt i perioden 2018-2022. Utstikkerne som allerede er nevnt i Tabell 4.17 er utelatt.

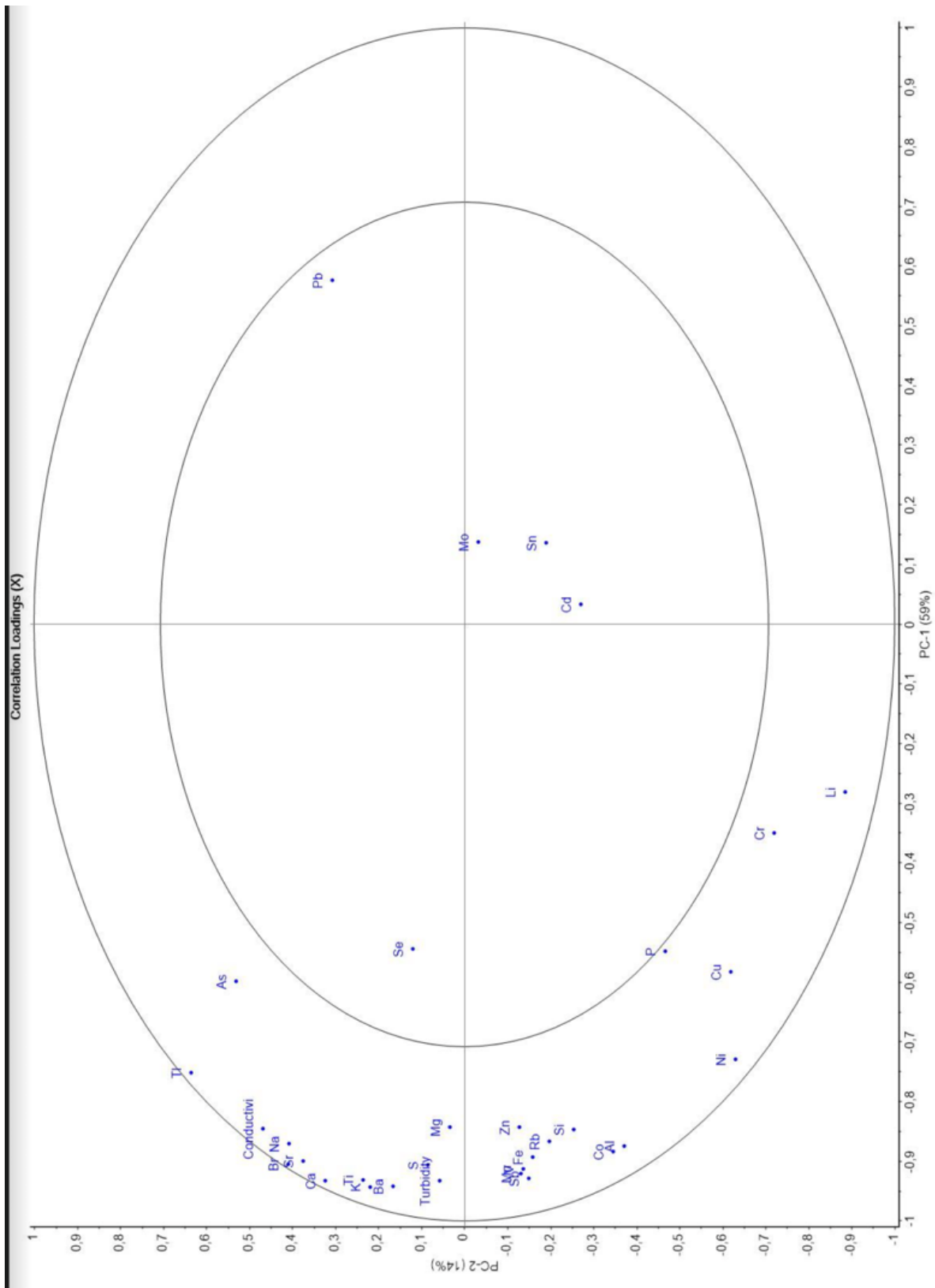
Sted/sektor	Prøvepunkt	Beskrivelse av prøvepunktet	Metall(oid)	Konsentrasjon (µg/l)
LYR-området	P54	Ved "Huset" i enden av Sektor 1	As	0,320
	P60	Øverst i Nybyen, litt vest	Ni	6,07
			Cd	0,0439
	P61	Ved scootersporet mellom boligområdet og drivstoffstasjonen for scootere.	Cu	4,43
	P65	Øverst i Nybyen, litt øst.	Ni	6,57
			Cd	0,0581
P70	Sannsynligvis i enden av Sektor 4, enten nærme Havneområdet eller drivstoffstasjonen for snøscootere	Cr	0,283	
Adventdalen	P74	Foten av Skolten	Hg	0,00975
Adventdalen	P75	Janssondalen	Ni	1,14

Av prøvepunktene i Tabell 4.34 er det kun P60 og P65 som har forhøyede konsentrasjoner av mer enn ett tungmetall(oid). P60 og P65 er plassert øverst i Nybyen og har forhøyede konsentrasjoner av Ni og Cd. En årsak til dette kan være at mange scootere og biler parkerer øverst i Nybyen i forbindelse med ferdsel innover mot Longyearbreen, eller i forbindelse med transport av turister som holder til i Nybyen. De forhøyede konsentrasjonene av Ni og Cd i P60 og P65 overskrider likevel ikke normale konsentrasjoner av disse metallene i norske vannkilder (Folkehelseinstituttet, 2018a).

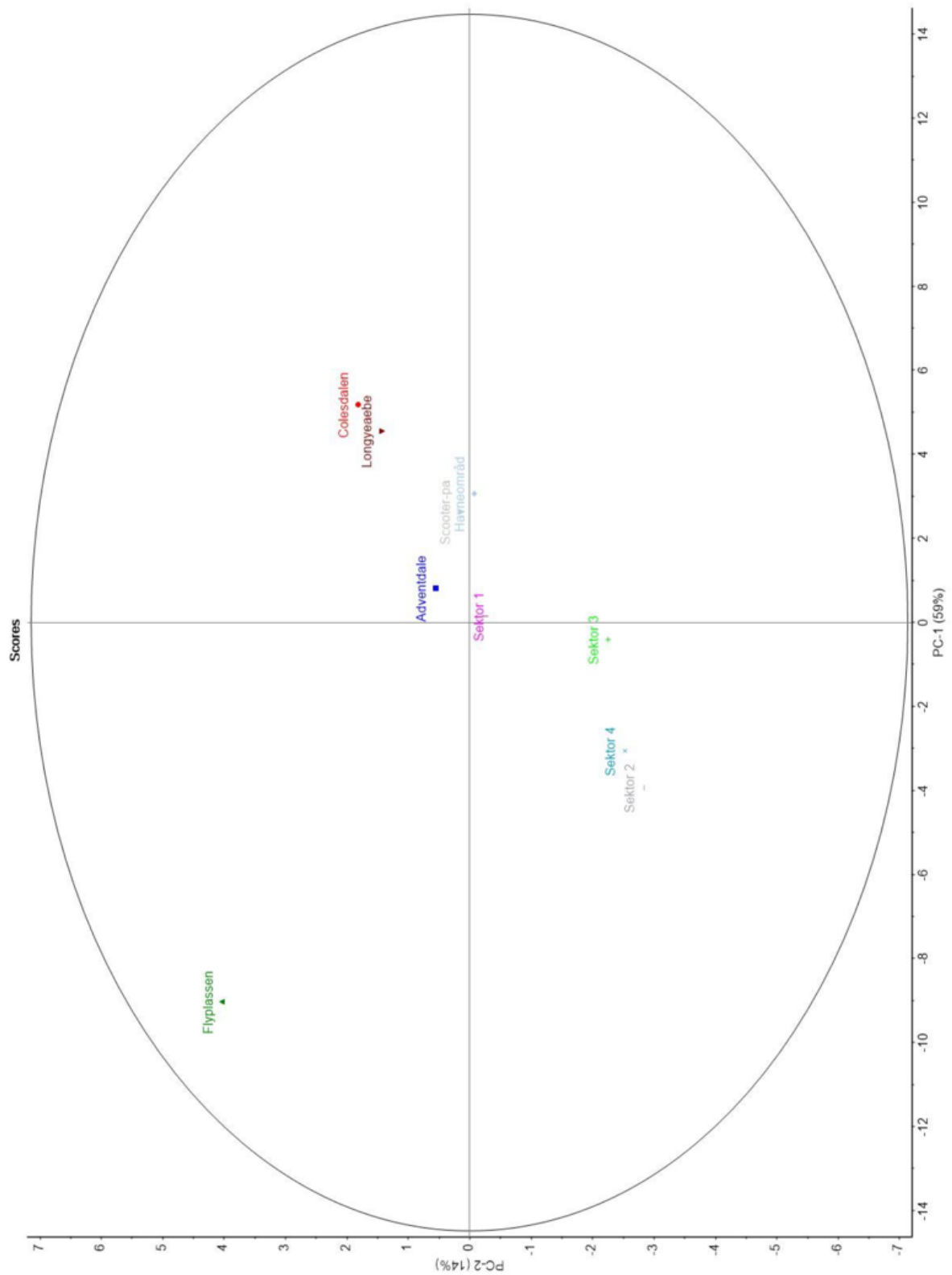
PCA, 2018-2022

Resultatene fra snøprøvene tatt i perioden 2018-2022 ble slått sammen ved å regne ut gjennomsnittet av de ulike prøvene, slik at man satt igjen med kun én konsentrasjon av hvert

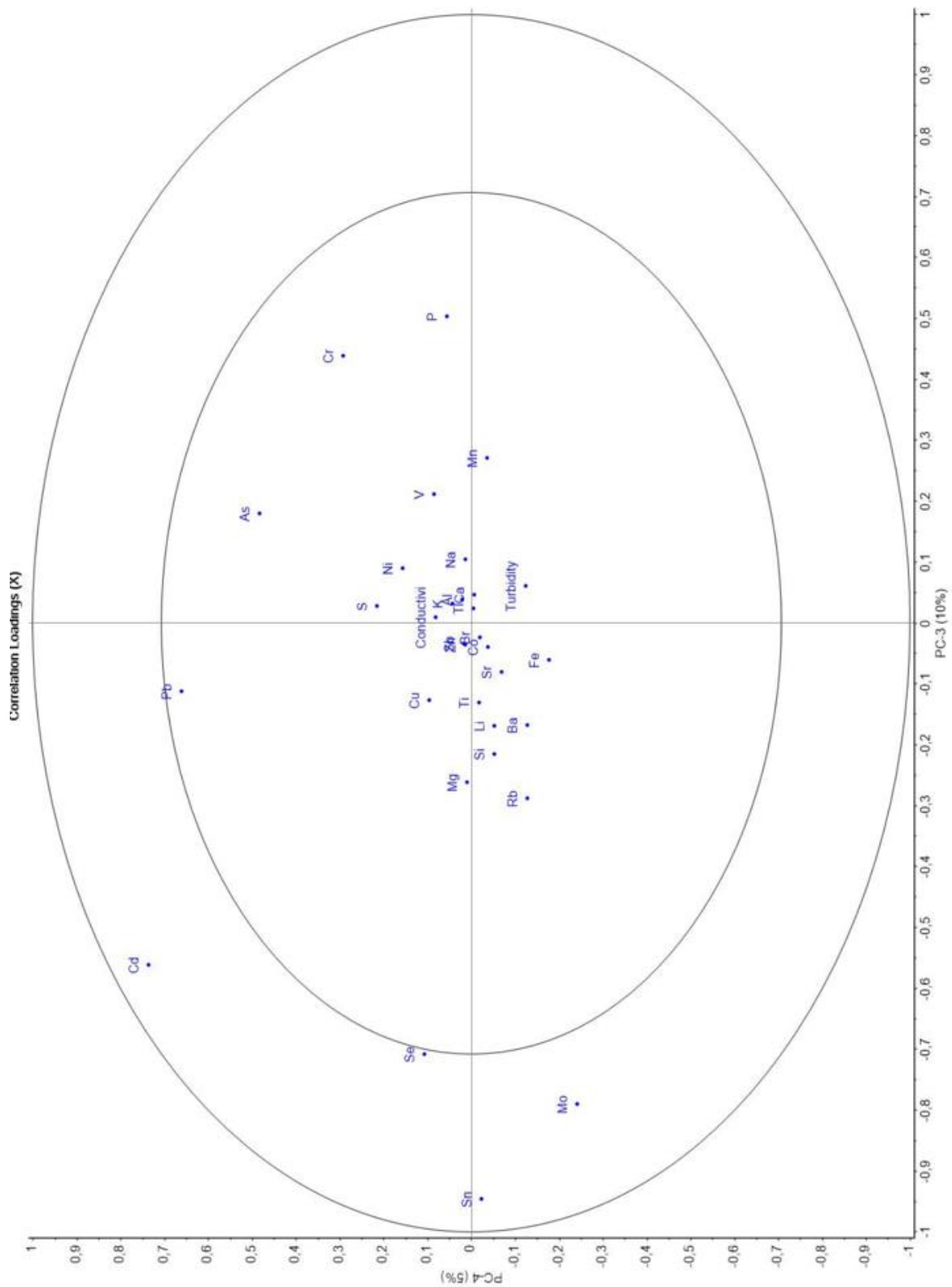
metall(oid) per prøvepunkt (P1-P89). For å få et brukbart og nyttig PCA-resultat, ble LYR-området slått sammen med Sektor 1-4. Det vil si at P51-P55 ble slått sammen med prøvepunktene fra Sektor 1, P56-P60 ble slått sammen med prøvepunktene fra Sektor 2, P61-P65 ble slått sammen med prøvepunktene fra Sektor 3 og P66-P70 ble slått sammen med prøvepunktene fra Sektor 4. Konsentrasjonene innenfor samme sektor/område ble deretter slått sammen til én verdi for hvert metall(oid). «Slått sammen» vil si at gjennomsnittet av konsentrasjonene i samme sektor eller område ble beregnet. Det betyr at f.eks. for Pb ble det brukt én konsentrasjon fra Sektor 1, én konsentrasjon fra Scooterparkeringen, én konsentrasjon fra Sektor 2, osv. Snøprøvene fra de ulike områdene/sektorene ble tatt over distanser på totalt 1-2 km. Unntaket er Adventdalen, hvor det ble tatt totalt åtte prøver over en distanse på ca. 2 mil. Snøprøvene fra Scooterparkeringen ble tatt over et område på ca. 100 m² og snøprøvene fra Havneområdet ble tatt over et område på ca. 1 km². Resultatet fra PCA-analysen er presentert i Figur 4.23, Figur 4.24, Figur 4.25 og Figur 4.26.



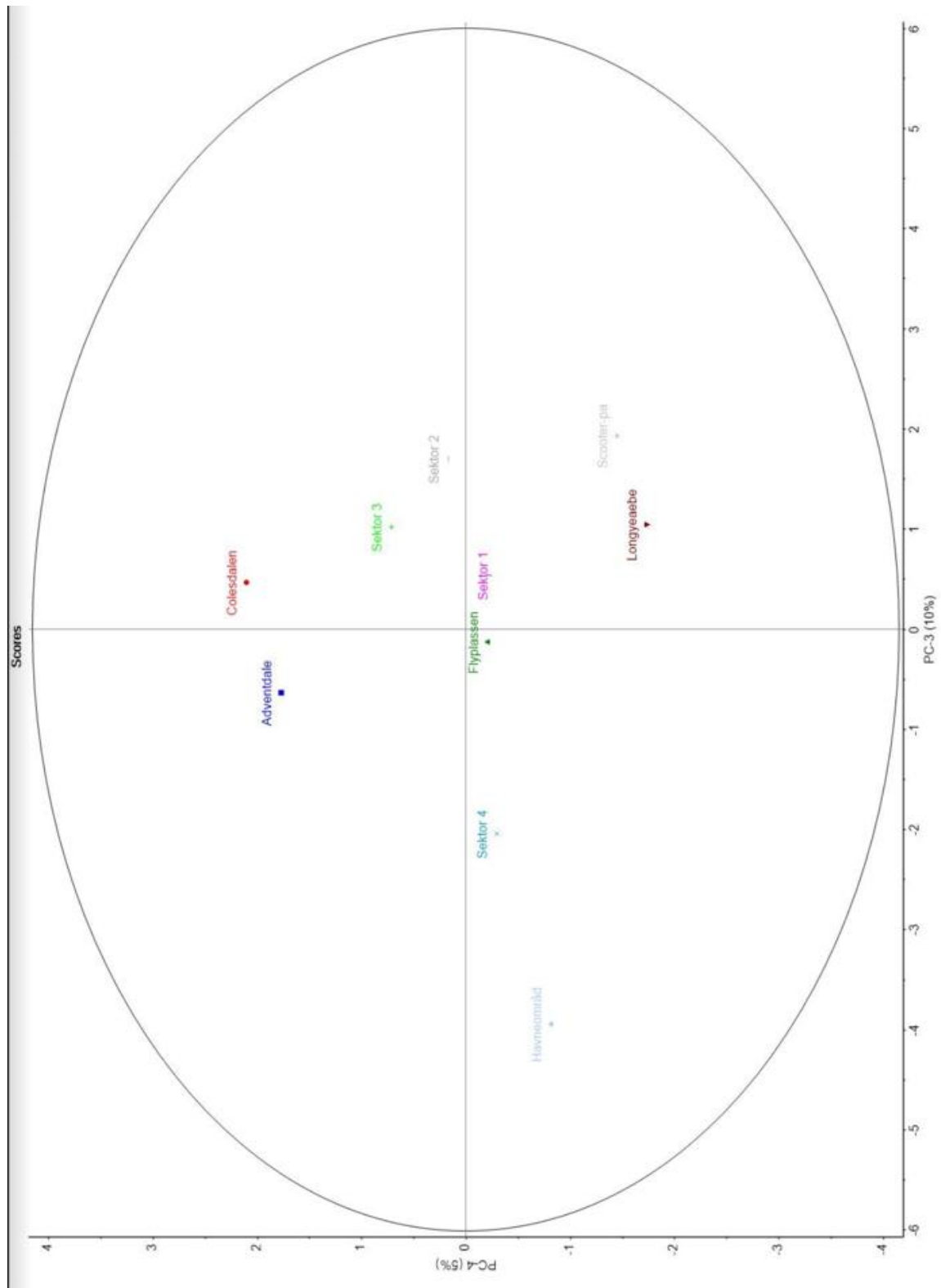
Figur 4.23: Plott med PCA resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2022. Et utvalg av metall(oid)er, i tillegg til turbiditet og konduktivitet, er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-1 og PC-2 forklarer 59% og 14% av variansen i plottet, henholdsvis.



Figur 4.24: Plott med PCA-resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2020. De ulike prøvetakingssektorene og -områdene er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-1 og PC-2 forklarer 59% og 14% av variansen i plottet, henholdsvis.



Figur 4.25: Plott med PCA resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2022. Et utvalg av metall(oid)er, i tillegg til turbiditet og konduktivitet, er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-3 og PC-4 forklarer 10% og 5% av variansen i plottet, henholdsvis.



Figur 4.26: Plott med PCA-resultater av snøprøvene tatt i perioden 2018-2020. De ulike prøvetakingssektorene og -områdene er plassert i plottet avhengig av korrelasjon. PC-3 og PC-4 forklarer 10% og 5% av variansen i plottet, henholdsvis.

PC-1 i Figur 4.23 og Figur 4.24 forklarer 59% av variansen og er i stor grad knyttet til konsentrasjonen av Pb. Snøprøver med en høy konsentrasjon av Pb vil ifølge PC-1 ha en lavere konsentrasjon av andre metall(oid)er. Ut ifra Figur 4.24 er det Colesdalen og Longyearbreen som korrelerer positivt med Pb. At det er relativt høye konsentrasjoner av Pb i Colesdalen stemmer også med boksplottet for Pb i Figur 4.21. Colesdalen og Longyearbreen blir i utgangspunktet ansett som en del av bakgrunnsområdet i denne oppgaven, så høyere konsentrasjoner av Pb i disse områdene var ikke forventet. PC-2 i Figur 4.23 og Figur 4.24 forklarer 14% av variansen. Flyplassen skiller seg ut med høyere korrelasjon til flere elementer, som blant annet Na, Br, Ba, Sr, As, S og B. At Flyplassen korrelerer med flere metall(oid)er var ikke overraskende da drift av flyplass er forbundet med utslipp av et flertall miljøgifter. Dette bekreftes blant annen i en studie fra 2019 (Fajersztajn et al., 2019). Den positive korrelasjonen mellom Flyplassen og blant annet Na og Ca tyder muligens på at områdene rundt flyplassen saltet. Eventuelle bidrag fra sjøsprøyt av blant annet Na, Cl, Mg, Ca og Br til områder nærme sjøen ser ut til å overskygges av lokale utslippskilder. For PC-1 og PC-2 korrelerer konduktivitet og turbiditet med en rekke metall(oid)er samlet i en gruppe, blant annet S, Mg, Ba, K, Na, og Br.

PC-3 i Figur 4.25 og Figur 4.26 forklarer 10% av variansen og er i stor grad knyttet til konsentrasjonen av P og Cr. Ut ifra Figur 4.26 er det Sektor 2 og Scooterparkeringen som korrelerer positivt med P og Cr. Dette stemmer også med boksplottet for Cr i Figur 4.15. Sektor 2 er plassert sentralt i Longyearbyen med mye trafikk og menneskelig aktivitet, og på Scooterparkeringen er det mye scootertrafikk. De forhøyede konsentrasjonene av P og Cr på Scooterparkeringen og Sektor 2 kan derfor muligens forklares med utslipp i forbindelse med menneskelig aktivitet. En annen årsak til den forhøyede konsentrasjonen av Cr på Sektor 2 kan være utslipp fra impregnert treverk i bygningene i byen (Miljøstatus, 2021b). PC-4 i Figur 4.25 og Figur 4.26 forklarer 5% av variansen og i liket med PC-1 knyttet til konsentrasjonen av Pb, og også til en viss grad konsentrasjonen av As. Ut ifra Figur 4.26 er det Colesdalen og Adventdalen som korrelerer positivt med Pb (og As). Denne positive korrelasjonen kan muligens ha med langtransport å gjøre, men det er vanskelig å si sikkert. I PC-3 og PC-4 er Konduktivitet og turbiditet plassert nærme origo og spiller ingen rolle.

GC-MS Analyse for organiske miljøgifter

Smeltede snøprøver fra Sektor 1, Sektor 2, Adventdalen, Colesdalen, Sassendalen og Gruve 7 ble undersøkt for innhold av PAH-er og PCB-er med GC-MS analyse. Det ble også tatt

snøprøver til analyse av PAH-er og PCB-er fra Havneområdet og Scooterparkerings, men disse ble prioritert bort i etterkant av prøvetakingen på grunn av mangel på aluminiumsflasker. Resultatene fra GC-MS-analysen viste ikke noe innhold av hverken PAH-er eller PCB-er i noen av de smeltede snøprøvene. Dette kan skyldes at konsentrasjonene av PCB-er og PAH-er i snø sannsynligvis er så lav at den er vanskelig å detektere. En annen årsak kan være at det har oppstått ukjente feilkilder under oppbevaringen av prøvene, under filtreringen av de smeltede snøprøvene, eller under fast-fase ekstraksjonen.

Feilkilder og bemerkninger

Under prøvetakingen og analysene av snøprøvene oppstod det noen feilkilder og andre bemerkninger som er verdt å nevne. ISO-standardene NS 4784 og NS 9805 ble fulgt for prøvetakingen av snø til analyse av spormetaller og organiske miljøgifter. Disse standardene er i utgangspunktet standarder for prøvetaking av vann, men ble likevel fulgt da det foreløpig er det nærmeste man kommer standarder for prøvetaking av snø for denne typen analyser.

Natt til dag to under prøvetakingen i februar 2022 (07.02.2022) snødde det og et par centimeter med nysnø la seg over den «gamle» snøen. Dette førte blant annet til at det var vanskeligere å pakke reagensrørene med snøprøver, da den nye snøen var veldig lett sammenliknet med den gamle. Det kan også ha ført til at snøprøvene inneholder en lavere konsentrasjon av forurensninger enn de hadde gjort om prøvene hadde blitt tatt av den «gamle» snøen.

Under smeltingen av snøprøvene i reagensrørene hadde ca. en tredjedel av reagensrørene åpnet seg, og smeltet snø hadde lekket ut. Det ble antatt at det ikke forekom noe krysskontaminering mellom disse prøvene. For de smeltede snøprøvene som skulle filtreres førte dette til at det ikke alltid var nok innhold i reagensrørene til å vaske filtreringsutstyret før selve filtreringen. For de smeltede snøprøvene hvor konduktivitet skulle måles førte dette til at det ikke alltid var nok innhold i reagensrørene til å utføre målingen på en optimal måte.

Under SPE av de smeltede snøprøvene som skulle analyseres for organiske miljøgifter, var det vanskelig å holde gjennomstrømningshastigheten av prøveløsningen gjennom SPE-kolonnen konstant. Dette førte til at gjennomstrømningen tidvis gikk sakte og tidvis gikk litt

for fort. I periodene hvor gjennomstrømningen gikk raskt vil dette muligens ha ført til at organiske molekyler ikke ble holdt igjen i den faste fasen i SPE-kolonnen.

Kapittel 5 Konklusjon

Snøprøver fra Longyearbyen og omgivelsene rundt har blitt undersøkt for innhold av et utvalg tungmetall(oid)er og organiske miljøgifter. Formålet med prosjektet var å undersøke både lokale kilder til miljøgifter i snø, og bidraget fra atmosfærisk langtransport av forurensinger til Svalbard. Prøvetakingen ble utført i februar 2022, men resultatet fra snøprøver tatt i 2018, 2019 og 2020 har også blitt inkludert. Snøprøvene ble analysert med ICP-MS og GC-MS.

Resultatene fra ICP-MS analysene viste forhøyede konsentrasjoner av Cr langs Sektor 3 og av Ni langs Sektor 2 og på LYR-området. For Cu var det høyere konsentrasjoner i Longyearbyen enn i bakgrunnsområdene, noe som tyder på at lokale utslippskilder dominerer over langtransportert bidrag av Cu-forurensninger på Svalbard. For Zn skilte Havneområdet seg ut med høye konsentrasjoner. Høyere konsentrasjoner av As ble målt langs Sektor 2, på Flyplassen, i Colesdalen og i Adventdalen. For Cd skilte Adventdalen og Havneområdet seg ut med høyere konsentrasjoner. Bakgrunnsområdet skilte seg ut med høyere konsentrasjoner enn Longyearbyen av både Pb og Hg. Høy positiv korrelasjon mellom bly og Colesdalen og Longyearbreen ble bekreftet med PCA, hvor denne korrelasjonen til Pb forklarte 59% av variansen. PCA viste også en nokså høy positiv korrelasjon mellom Flyplassen og et flertall tungmetall(oid)er, som blant annet Na, Br, As og S.

I boksplokkene basert på ICP-MS resultatene var det flere prøvepunkter som skilte seg ut med forhøyede konsentrasjoner av enkelte tungmetall(oid)er på de ulike prøvetakingssektorene og -områdene. Resultatene kan tyde på lokale punktkilder til forurensninger i Longyearbyen. Noen punktkilder som utpekte seg er det aktive kullkraftverket, bilverkstedet Automester Svalbard og området øverst i Nybyen. Drivstoffstasjonen for snøscootere utpekte seg også som en mulig punktkilde til forurensning. Ellers var det forhøyede konsentrasjoner av flere tungmetall(oid)er i områder med mye bil- og scootertrafikk.

Snøprøver fra Adventdalen, Colesdalen og Longyearbreen inneholdt høye konsentrasjoner av flere metall(oid)er, som f.eks. As, Cd, Pb og Hg. Dette var overraskende da disse områdene i

utgangspunktet ble ansett som bakgrunnsområder. Spesielt var det antatt at Colesdalen skulle kunne brukes som et referanseområde for bakgrunnsområdet på Svalbard, og dermed kunne benyttes for å si noe om bidrag fra atmosfærisk langtransport av forurensninger til Svalbard. Dette viste seg å ikke være tilfellet og eventuelle bidrag fra atmosfærisk langtransport i Colesdalen overskygges blant annet av lokale utslipp av Pb. Samtidig viste PCA-resultatene en positiv korrelasjon mellom konsentrasjonen av Pb og As med Colesdalen og Adventdalen, som forklarte 5% av variansen i plottet. Dette kan muligens knyttes til atmosfærisk langtransport. Oppsummert vil det likevel være vanskelig å si noe konkret om bidraget fra atmosfærisk langtransport av tungmetall(oid)er til Svalbard og Longyearbyen.

GC-MS analysene detekterte ingen konsentrasjoner av PAH-er og PCB-er i snøprøvene tatt fra Sektor 1, Sektor 2, Adventdalen, Sassendalen, Colesdalen og ved Gruve 7.

Kapittel 6 Litteraturliste

- Agency, N. E. (2022 b). *Wastewater treatment plants* Hentet 14.03.2022 fra <https://www.norskeutslipp.no/en/Wastewater-treatment-plants-/?SectorID=100>
- Aksnes, K. & Hammerstrøm, M. (2022, 17.02). *Mørketid* Store norske leksikon Hentet 24.02.2022 fra <https://snl.no/m%C3%B8rketid>
- Alloway, B. J. (2013). *Heavy Metals in Soils : Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (3rd ed. 2013. utg., Bd. 22). Springer Netherlands : Imprint: Springer.
- Arctic, M. & Assessment, P. (1997). *Arctic pollution issues : a state of the Arctic environment report*. AMAP.
- Assessment, A. (2011). *Arctic Climate Issues 2011: Changes in Arctic Snow, Water, Ice and Permafros*. <https://www.amap.no/documents/doc/arctic-climate-issues-2011-changes-in-arctic-snow-water-ice-and-permafrost/129>
- Bartels-Rausch, T., Huthwelker, T., Jöri, M., Gaeggeler, H. & Ammann, M. (2008). Interaction of gaseous elemental mercury with snow surfaces: Laboratory investigation. *Environmental Research Letters*, 3, 045009. Hentet 10/01, fra <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/3/4/045009/pdf>
- Beitveit, G. M., Jenssen, B. M., Fossøy, F., Maciej Ciesielski, T. & Gunnar Stokke, B. (2016). Contamination in an Arctic Environment: Abiotic and Biotic Impacts of Local Pollution.
- Berg, T., Pedersen, U. & Steinnes, E. (1996). Environmental indicators for long-range atmospheric transported heavy metals based on national moss surveys. *Environ Monit Assess*, 43(1), 11-17. <https://doi.org/10.1007/BF00399567>
- biovitenskap, I. f. (2021, 21.01). *Forurensninger* Universitetet i Oslo Hentet 14.03.2022 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/f/forurensninger.html>
- Bobylev, L. P., Kondrat'ev, K. J., Johannessen, O. M., Nansen senter for miljø og, f., Nansen International, E. & Remote Sensing, C. (2003). *Arctic environment variability in the context of global change* (Bd. no. 2). Springer In association with Praxis Publ.
- Dai, S., Ren, D., Tang, Y., Yue, M. & Hao, L. (2005). Concentration and distribution of elements in Late Permian coals from western Guizhou Province, China. *International Journal of Coal Geology*, 61(1), 119-137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coal.2004.07.003>
- Dicks, L., Almond, R., McIvor, A., Arctic, M. & Assessment, P. (2012). *Arctic climate issues 2011 : changes in Arctic snow, water, ice and permafrost*. Arctic Monitoring and Assessment Programme.
- Donohoue, D. L., Bauer, D., Cossairt, B. & Hynes, A. J. (2006). Temperature and Pressure Dependent Rate Coefficients for the Reaction of Hg with Br and the Reaction of Br with Br: A Pulsed Laser Photolysis-Pulsed Laser Induced Fluorescence Study. *The Journal of Physical Chemistry A*, 110(21), 6623-6632. <https://doi.org/10.1021/jp054688j>
- Drotikova, T., Ali, A., Karine Halse, A., Reinardy, H. & Kallenborn, R. (2020). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and oxy- And nitro-PAHs in ambient air of the Arctic town Longyearbyen, Svalbard. *Atmospheric chemistry and physics*, 20(16), 9997-10014. <https://doi.org/10.5194/acp-20-9997-2020>
- Esdaile, L. J. & Chalker, J. M. (2018). The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. *Chemistry – A European Journal*, 24(27), 6905-6916. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/chem.201704840>

- Eurolab. *Gasskromatografi massespektrometri testlaboratorium* Hentet 28.05 fra [https://www.laboratuar.com/no/testler/kimyasal-testler/gaz-kromatografisi-kutle-spektrometresi-\(gc-ms-ms\)-test-laboratuvari/](https://www.laboratuar.com/no/testler/kimyasal-testler/gaz-kromatografisi-kutle-spektrometresi-(gc-ms-ms)-test-laboratuvari/)
- Fajersztajn, L., Guimarães, M. T., Duim, E., Silva, T. G. V. d., Okamura, M. N., Brandão, S. L. B., Ribeiro, A. E., Naud, L. M., O'Sullivan, S., Saldiva, P. H. N. & Cardoso, M. R. A. (2019). Health effects of pollution on the residential population near a Brazilian airport: A perspective based on literature review. *Journal of Transport & Health*, 14, 100565. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jth.2019.05.004>
- families, S. c. h. (2022). *Get the Facts: Persistent, Bioaccumulative and Toxic Chemicals (PBTs)*. Hentet 10.04 fra <https://saferchemicals.org/get-the-facts/toxic-chemicals/persistent-bioaccumulative-and-toxic-chemicals-pbts/>
- Fjellvåg., H. (2020, 5.12). *Tungmetaller* store norske leksikon Hentet 17.03 fra <https://snl.no/tungmetaller>
- Folkehelseinstituttet. (2018a, 10.03.2021). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. . Hentet 30.05 fra [https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/#sink-zn](https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/#sink-zn)
- Folkehelseinstituttet. (2018b, 13.02). *Metaller* FHI. Hentet 24.02 fra <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/temakapitler/metaller---luftkvalitetskriterier/>
- Folkehelseinstituttet. (2018c, 13.02). *PAH* Hentet 23.03 fra <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/temakapitler/pah/>
- Gabrielsen, G. W., Evenset, A., Frantzen, S., Gwynn, J., Hallanger, I. G., Kallenborn, R., Pfaffhuber, K. A., Routti, H. & Sagerup, K. (2012). MOSJ status report for environmental pollutants in 2011. *Rapportserie Norsk Polarinstitutt* 45.
- Gallet, J.-C., Björkman, M., Borstad, C., Hodson, A., Jacobi, H. W., Larose, C., Luks, B., Spolaor, A., Urazgildeeva, A. & Zdanowicz, C. (2019). *Snow research in Svalbard: current status and knowledge gaps*.
- Garelick, H., Jones, H., Dybowska, A. & Valsami-Jones, E. (2008). Arsenic Pollution Sources. I *Reviews of Environmental Contamination Volume 197: International Perspectives on Arsenic Pollution and Remediation* (s. 17-60). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-79284-2_2
- Granberg, M., Ask, A. & Gabrielsen, G. (2017). *Local contamination in Svalbard- Overview and suggestions for remediation actions*.
file:///Users/tyraandersen/Downloads/Kortrapport44.pdf
- Guertin, J., Jacobs, J. A. & Avakian, C. P. (2004). *Chromium(VI) Handbook*. CRC Press. <https://books.google.no/books?id=DVdCqL9NbOcC>
- Hobbs, P. V. (2000). *Introduction to atmospheric chemistry : a companion text to Basic physical chemistry for the atmospheric sciences*. Cambridge University Press.
- Hofstad, K. (2018a, 08.03). *Konduktivitet* Store norske leksikon Hentet 30.03 fra <https://snl.no/konduktivitet>
- Hofstad, K. (2018b, 15.08). *Norsk Standard* store norske leksikon Hentet 23.03 fra https://snl.no/Norsk_Standard
- Holtebekk, T. (2021, 27.07). *ISO*. store norske leksikon Hentet 23.02 fra <https://snl.no/ISO>
- Hung, H., Katsoyiannis, A. A., Brorström-Lundén, E., Olafsdottir, K., Aas, W., Breivik, K., Bohlin-Nizzetto, P., Sigurdsson, A., Hakola, H., Bossi, R., Skov, H., Sverko, E., Barresi, E., Fellin, P. & Wilson, S. (2016). Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). *Environmental Pollution*, 217, 52-61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.079>
- Husøy, T. (2021, 20.12). *Miljøgifter og helse i Norge* Folkehelseinstituttet Hentet 10.04 fra <https://www.fhi.no/nettpub/hin/miljo/miljogifter/>

- Hutton, M. (1983). Sources of cadmium in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 7(1), 9-24. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0147-6513\(83\)90044-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0147-6513(83)90044-1)
- Jartun, M., Ottesen, R. T. & Eggen, O. A. (2010). PCB fra lokale kilder på Svalbard - overflatejord og produkter 2007-2009. <https://hdl.handle.net/11250/2664652>
- Jaadi, Z. (2021, 01.12). *A Step-by-Step Explanation of Principal Component Analysis (PCA)*. Hentet 31.03 fra <https://builtin.com/data-science/step-step-explanation-principal-component-analysis>
- Kamp, J., Skov, H., Jensen, B. & Sørensen, L. L. (2018). Fluxes of gaseous elemental mercury (GEM) in the High Arctic during atmospheric mercury depletion events (AMDEs). *Atmospheric chemistry and physics*, 18(9), 6923-6938. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6923-2018>
- klimaservice, N. (2021). *Klimaprofil Longyearbyen* klimaservicesenter. Hentet 03.03.2022 fra <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/longyearbyen>
- Lalonde, J. D., Amyot, M., Doyon, M.-R. & Auclair, J.-C. (2003). Photo-induced Hg(II) reduction in snow from the remote and temperate Experimental Lakes Area (Ontario, Canada). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D6). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2001JD001534>
- Lutgens, F. K. & Tarbuck, E. J. (2001). *The atmosphere : an introduction to meteorology* (8th ed. utg.). Prentice Hall.
- MacFarland, T. W. & Yates, J. M. (2016). Mann–Whitney U Test. I T. W. MacFarland & J. M. Yates (Red.), *Introduction to Nonparametric Statistics for the Biological Sciences Using R* (s. 103-132). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30634-6_4
- Mackay, A. K., Taylor, M. P., Munksgaard, N. C., Hudson-Edwards, K. A. & Burn-Nunes, L. (2013). Identification of environmental lead sources and pathways in a mining and smelting town: Mount Isa, Australia. *Environ Pollut*, 180, 304-311. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.007>
- Marx, S. K. & McGowan, H. A. (2011). Long-Distance Transport of Urban and Industrial Metals and Their Incorporation into the Environment: Sources, Transport Pathways and Historical Trends. I F. Zereini & C. L. S. Wiseman (Red.), *Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts* (s. 103-124). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1_6
- Meylan, W. M. & Howard, P. H. (2005). Estimating octanol–air partition coefficients with octanol–water partition coefficients and Henry’s law constants. *Chemosphere*, 61(5), 640-644. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.029>
- Miljødirektoratet. (2021a, 18.06). *Den norske prioriteringslista* miljødirektoratet Hentet 03.03.2022 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/om-prioriterte-miljogifter/>
- Miljødirektoratet. (2021b, 18.06). *Om miljøgifter* Hentet 03.03.2022 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/om-miljogifter/>
- Miljødirektoratet. (2021c, 05.02). *Polyklorerte bifenyler* Hentet 23.03 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/polyklorerte-bifenyler-pcb/>
- Miljødirektoratet. (2021d, 14.06). *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)*. Hentet 23.03 fra
- Miljødirketoratet. (2018, 04.11). *Persistente organiske forbindelser* Hentet 22.03 fra <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/produktforskriften/persistente-organiske-forbindelser-pop-er/>

- Miljøstatus. (2021a, 11.06). *Arsen og arsenforbindelser*. Hentet 22.05 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/arsen-og-arsenforbindelser/>
- Miljøstatus. (2021b, 11.06). *Krom og kromforbindelser* Hentet 22.05 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/prioriterte-miljogifter/krom-og-kromforbindelser/>
- Minasny, B., McBratney, A. B., Brough, D. M. & Jacquier, D. (2011). Models relating soil pH measurements in water and calcium chloride that incorporate electrolyte concentration. *European Journal of Soil Science*, 62(5), 728-732. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01386.x>
- Moldoveanu, S. & David, V. (2021). Chapter 5 - Phase transfer in sample preparation. I S. Moldoveanu & V. David (Red.), *Modern Sample Preparation for Chromatography (Second Edition)* (s. 151-190). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821405-3.00011-3>
- MOSJ. (2022a, 23.02). *Atmospheric transport of pollutants to the Barents Sea*. Hentet 10.04 fra <https://www.mosj.no/en/influence/pollution/pollution-air-pops.html>
- MOSJ. (2022b). *PCB i bunnsedimenter nær bosetningene på Svalbard*. Hentet 23.03 fra <https://www.mosj.no/no/pavirkning/forurensning/pcb-bunnsedimenter.html>
- Nachar, N. (2008). The Mann-Whitney U: A Test for Assessing Whether Two Independent Samples Come from the Same Distribution. *Tutorials in quantitative methods for psychology*, 4(1), 13-20. <https://doi.org/10.20982/tqmp.04.1.p013>
- Naturvernforbundet. (2019, 31.01). *Forurensning*. Naturvernforbundet, . Hentet 24.02.2022 fra <https://naturvernforbundet.no/forurensning/>
- Norge, S. (1988). *NS 4784*. Hentet 23.03 fra <https://www.standard.no/nettbutikk/sokeresultater/?search=NS+4784%3a1988&subscr=1>
- Norge, S. (1993). *NS-ISO 788*. Hentet 30.03 fra <https://www.standard.no/nettbutikk/sokeresultater/?search=EN+27888%3a1993>
- Norge, S. (1995). *NS 9805*. Hentet 16.05 fra <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=135477>
- Norge, S. (2007). *NS-EN ISO 17294-1*. Standard Norge Hentet 30.03 fra <https://www.standard.no/nettbutikk/sokeresultater/?search=+ISO+17294-1%3a2006>
- Norge, S. (2011). *NS-ISO 28540*. Hentet 16.05 fra <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=795713>
- Norge, S. (2012, 05.01). *NS-EN ISO 10523*. Hentet 30.03 fra <https://www.standard.no/nettbutikk/sokeresultater/?search=NS-EN+ISO+10523%3a2012>
- Norge, S. (2015). *NS-EN 16691*. Hentet 16.05 fra <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=790364>
- Norge, S. (2018, 07.12). *ISO-standarder* Hentet 23.03 fra <https://www.standard.no/standardisering/iso-standarder/>
- Norge, S. (2019). *NS-EN ISO 7027-2*. Hentet 16.05 fra <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=1035227>
- Norway, S. (2014 a, 08.04). *Environmental impacts and indicators for the state of the nature on Svalbard*. Statistisk sentralbyrå Hentet 14.03.2022 fra <https://www.ssb.no/en/natur->

[og-miljo/artikler-og-publikasjoner/environmental-impacts-and-indicators-for-the-state-of-the-nature-on-svalbard#Local_environmental_impacts](https://www.snl.no/og-miljo/artikler-og-publikasjoner/environmental-impacts-and-indicators-for-the-state-of-the-nature-on-svalbard#Local_environmental_impacts)

- Pathania, D. (2016). *Heavy metals : sources, toxicity and remediation techniques*. Nova Publishers.
- Pedersen, B. (2020, 21.12). *pH*. Hentet 29.03 fra <https://snl.no/pH>
- Pedersen, B. (2021, 15.02). *Miljøgift*. Store norske leksikon,. Hentet 24.02.2022 fra <https://snl.no/milj%C3%B8gift>
- Prinn, R. G. (1994). *Global atmospheric-biospheric chemistry* (Bd. vol. 48). Plenum Press.
- Rosvold, K., A. & Hofstad, K. (2021, 25.01). *Kullkraftverk*. store norske leksikon Hentet 06.05 fra <https://snl.no/kullkraftverk>
- Saljnikov, E., Mrvić, V., Čakmak, D., Jaramaz, D., Perović, V., Antić-Mladenović, S. & Pavlović, P. (2019). Pollution indices and sources appointment of heavy metal pollution of agricultural soils near the thermal power plant. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(5), 2265-2279. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10653-019-00281-y>
- Schmitt, C. J., Whyte, J. J., Brumbaugh, W. G. & Tillitt, D. E. (2005). Biochemical effects of lead, zinc, and cadmium from mining on fish in the tri-states district of northeastern Oklahoma, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(6), 1483-1495. <https://doi.org/10.1897/04-332R.1>
- School, W. S. (2018, 06.06). *Turbidity and Water* USGS Hentet 30.03 fra <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/turbidity-and-water>
- Schroeder, W. H., Anlauf, K. G., Barrie, L. A., Lu, J. Y., Steffen, A., Schneeberger, D. R. & Berg, T. (1998). Arctic springtime depletion of mercury. *Nature*, 394(6691), 331-332. <https://doi.org/10.1038/28530>
- Schwedt, G. (1997). *The essential guide to analytical chemistry*. Wiley.
- Shah, V., Jacob, D. J., Thackray, C. P., Wang, X., Sunderland, E. M., Dibble, T. S., Saiz-Lopez, A., Čeranušák, I., Kellö, V., Castro, P. J., Wu, R. & Wang, C. (2021). Improved Mechanistic Model of the Atmospheric Redox Chemistry of Mercury. *Environmental Science & Technology*, 55(21), 14445-14456. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03160>
- Sherameti, I. & Varma, A. (2015). *Heavy Metal Contamination of Soils : Monitoring and Remediation* (1st ed. 2015. utg., Bd. 44). Springer International Publishing : Imprint: Springer.
- Skoog, D. A. (2004). *Fundamentals of analytical chemistry* (8th ed. utg.). Thomson Brooks/Cole.
- Sommar, J. (2001). *The atmospheric chemistry of mercury : kinetics, mechanisms and speciation* [Göteborgs universitet, Institutionen för kemi, Oorganisk kemi]. Göteborg.
- Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspö, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, M. E., Lean, D., Poulain, A. J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J. & Temme, C. (2008). A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. *Atmospheric chemistry and physics*, 8(6), 1445-1482. <https://doi.org/10.5194/acp-8-1445-2008>
- Stein, A. F., Draxler, R. R., Rolph, G. D., Stunder, B. J. B., Cohen, M. D. & Ngan, F. (2015). NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(12), 2059-2077. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>
- Stohl, A. & Akimoto, H. (2004). *Intercontinental Transport of Air Pollution*. Springer. <https://books.google.no/books?id=RyYyWQrn-D8C>
- Sumner, A. L. & Shepson, P. B. (1999). Snowpack production of formaldehyde and its effect on the Arctic troposphere. *Nature*, 398(6724), 230-233. <https://doi.org/10.1038/18423>

- Sun, G. (2004). Arsenic contamination and arsenicosis in China. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198(3), 268-271.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.taap.2003.10.017>
- Sysselmannen. (2008). *PCB på Svalbard. Kunnskaps- og forvaltningsstatus april 2008*.
<https://brage.npolar.no/npolar-xmloi/bitstream/handle/11250/173160/PCBSvalbard2008.pdf?sequence=1>
- Thaulow, H., Halleraker, J. H. & Andersen, G. (2021, 07.01). *Forurensning*. Store norske leksikon Hentet 03.03.2022 fra <https://snl.no/forurensning>
- Thuesen, N. P. & Barr, S. (2021, 08.11). *Svalbard*. Store norske leksikon Hentet 24.02.2022 fra <https://snl.no/Svalbard>
- UK, A. *Air pollution information system* Hentet 20.05.2022 fra http://www.apis.ac.uk/overview/pollutants/overview_pops.htm
- Walpole, R. E. (2014). *Probability & statistics for engineers and scientists* (9th ed. utg.). Pearson Education.
- Walraven, N., van Os, B. J. H., Klaver, G. T., Middelburg, J. J. & Davies, G. R. (2014). The lead (Pb) isotope signature, behaviour and fate of traffic-related lead pollution in roadside soils in The Netherlands. *Sci Total Environ*, 472, 888-900.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.110>
- Wania, F., Axelman, J. & Broman, D. (1998). A review of processes involved in the exchange of persistent organic pollutants across the air-sea interface. *Environmental Pollution*, 102(1), 3-23. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00072-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00072-4)
- Wayne, R. P. (2000). *Chemistry of atmospheres : an introduction to the chemistry of the atmospheres of earth, the planets, and their satellites* (3rd ed. utg.). Oxford University Press.
- West, D. M., Holler, F. J., Crouch, S. R. & Skoog, D. A. (2014). *Fundamentals of analytical chemistry* (9th ed. utg.). Brooks/Cole Cengage Learning.

Kapittel 7 Vedlegg

Deteksjonsgrenser for prøver tatt i 2022

Deteksjonsgrenser for ICP-MS analyse av snøprøvene tatt fra de ulike sektorene og områdene i februar 2022 er listet i Tabell 7.1 og Tabell 7.2.

Tabell 7.1: Deteksjonsgrenser for ICP-MS analyse av snøprøvene tatt fra Sektor 2, Sektor 3 og Scooterparkeringen i februar 2022.

Element	isotop	Deteksjonsgrense
Li	7	0,00299368956496555
Be	9	0,00077691065292339
Be	9	0,00110418362817331
B	11	0,03490946612626450
Na	23	0,13706897884474800
Mg	24	0,06293164913462520
Al	27	0,00086171071683325
Si	28 → 44	0,18777861132068400
P	31 → 47	0,02738005696020070
S	32 → 48	0,04344356903971510
K	39	0,10617191116321200
Ca	40	0,01305453485757360
Ca	43 → 59	1,04282493130008000
Ca	44 → 60	1,43073417090016000
Sc	45 → 61	0,00023619012863085
Ti	47 → 63	0,00236156290756115
V	51 → 67	0,00517248202421277
Cr	52	0,00450808974695266
Mn	55	0,00124340611692108
Fe	56	0,00832295147799588
Co	59	0,00452083799036011
Ni	60	0,00170909242216341
Ni	60	0,01051922790969720
Ni	62	0,00968195356183197
Cu	63	0,04117603872317980
Zn	66	0,00916282193390289
Ga	71	0,00061074114540888
As	75 → 91	0,00161445308530180
Se	78	0,00234276105234959
Br	81	0,05428703328877250
Rb	85	0,00058331655547151
Sr	88	0,00052673331205465
Y	89	0,00013163672036382
Mo	95	0,00097767279770966
Cd		0,00012964470684304
In		0,00004671449867801

Sn	0,00042942750997315
Sb	0,00057236826164120
Cs	0,00042732407374810
Ba	0,00101102653535239
La	0,00009770608782261
Ce	0,00022116647825424
Eu	0,00003246602629020
Gd	0,00007546962897836
Ho	0,00023206641334212
Lu	0,00006951059188531
Hf	0,00015817816755374
Ta	0,00009286230239032
W	0,00017186500057908
Pt	0,00073010213689907
Hg	0,00514418180092557
Tl	0,00005274360964136
Pb	0,00103160068545068
Bi	0,00040671895074108
Th	0,00192137980075132
U	0,00000000000000000

Tabell 7.2: Deteksjonsgrenser for ICP-MS analyse av snøprøvene tatt på Sektor 4, Havneområdet, LYR-området, Longyearbreen, i Adventdalen og i Colesdalen i februar 2022.

Element	Isotop	Deteksjonsgrense
Li	7	0,00287168314556768000
Be	9	0,00000264105552881584
Be	9	0,00000000000000000000
B	11	0,05912776183109660000
Na	23	0,06624122438900670000
Mg	24	0,01886808840007810000
Al	27	0,00132586766209749000
Si	28 → 44	0,07264355993096940000
P	31 → 37	0,01890636199917060000
S	32 → 48	0,03183023249832560000
K	39	0,03351671787212910000
Ca	40	0,01332279494346470000
Ca	43 → 59	0,40540928574736800000
Ca	44 → 60	0,21947169856932400000
Sc	45 → 61	0,00003577987924829330
Ti	47 → 63	0,00113681956738269000
V	51 → 67	0,00022480071109099700
Cr	52	0,00952225234148228000
Mn	55	0,00070717378557846900
Fe	56	0,00538077097255635000

Co	59	0,00067564108642675900
Ni	60	0,00226883932186154000
Ni	60	0,00620736702654781000
Ni	62	0,00611397091531103000
Cu	63	0,00548137499108415000
Zn	66	0,00648427081461225000
Ga	71	0,00069294916964363600
As	75 → 91	0,00094752762104045800
Se	78	0,01069406164031960000
Br	81	0,05854499929917380000
Rb	85	0,00026691965486756300
Sr	88	0,00038579970551535300
Y	89	0,00000014880831913399
Mo	95	0,00046029554783613500
Cd		0,00025076545256207600
In		0,00002787424248708280
Sn		0,00131531093992671000
Sb		0,00012857874152597900
Cs		0,00009854115340560200
Ba		0,00187941090893562000
La		0,00002364006813859740
Ce		0,00001467046376178960
Eu		0,00003841717828878090
Gd		0,00008862048297127880
Ho		0,00003952664343451320
Lu		0,00001463546550249530
Hf		0,00009781743217408810
Ta		0,00002030354659619650
W		0,00065443587058445900
Pt		0,00046773903817127800
Hg		0,00609185257085483000
Tl		0,00029200497640009200
Pb		0,00117134232076839000
Bi		0,00009620942183351410
Th		0,00014241667618428400
U		0,00000000000000000000

Koordinater for prøvepunktene

Prøvepunktene P1-P85 med tilhørende prøvetakingskoordinater er gitt i Tabell 7.3-Tabell 7.5.

P1-P10 er tatt langs Sektor 1. P11-P15 er tatt på Scooterparkeringen.

Prøvetakingskoordinatene er oppgitt i formatet grader (X), minutter (Y), sekunder (Z)

(XX°YY'ZZ.ZZ") for prøvepunktene P1-P50. For prøvepunktene P51-P70 er koordinatene

oppgitt i formatet desimalgrader, XX.XXX°, der X er grader. For prøvepunktene P71-P89 er

koordinatene oppgitt i formatet grader og desimalminutter, XX°YY.YYY', der X er grader og

Y er minutter.

Tabell 7.3: Prøvetakingspunkter med tilhørende koordinater.

Prøvenummer	Koordinater	Prøvenummer	Koordinater
P1	78°13'27.438" N 15°37'26.760" Ø	P16	78°13'20.5" N 15°39'00.4" Ø
P2	78°13'21.2" N 15°37'37.7" Ø	P17	78°13'14.8" N 15°38'55.7" Ø
P3	78°13'15.708" N 15°37'20.592" Ø	P18	78°13'11.3" N 15°38'40.4" Ø
P4	78°13'6.150" N 15°36'55.560" Ø	P19	78°13'06.0" N 15°38'23.2" Ø
P5	78°12'58.458" N 15°36'49.392" Ø	P20	78°13'00.8" N 15°38'01.9" Ø
P6	78°12'53.8" N 15°36'33.8" Ø	P21	78°12'52.6" N 15°37'16.2" Ø
P7	78°12'48.192" N 15°36'21.858" Ø	P22	78°12'45.3" N 15°36'55.8" Ø
P8	78°12'41.0" N 15°35'59.4" Ø	P23	78°12'33.3" N 15°36'38.1" Ø
P9	78°12'34.2" N 15°35'30.7" Ø	P24	78°12'26.2" N 15°36'17.8" Ø
P10	78°12'28.2" N 15°35'16.5" Ø	P25	78°12'20.1" N 15°35'47.6" Ø
P11	78°11'59.4" N 15°35'01.9" Ø	P26	78°12'17.5" N 15°35'58.7" Ø
P12	78°11'58.7" N 15°35'04.8" Ø	P27	78°12'27.1" N 15°36'27.1" Ø
P13	78°11'58.2" N 15°35'00.4" Ø	P28	78°12'36.2" N 15°37'02.6" Ø
P14	78°11'58.9" N 15°34'58.4" Ø	P29	78°12'42.2" N 15°37'28.9" Ø
P15	78°11'58.782" N 15°35'2.448" Ø	P30	78°12'50.6" N 15°37'36.7" Ø

Tabell 7.4: Prøvetakingspunkter med tilhørende koordinater.

Prøvenummer	Koordinater	Prøvenummer	Koordinater
P31	78°13'03.8" N 15°38'29.0" Ø	P46	78°13'26.3" N 15°38'23.4" Ø
P32	78°13'9.702" N 15°39'3.252" Ø	P47	78°13'24.3" N 15°38'47.6" Ø
P33	78°13'5.628" N 15°40'18.978" Ø	P48	78°13'23.5" N 15°39'23.9" Ø
P34	78°13'17.2" N 15°39'19.3" Ø	P49	78°13'20.2" N 15°39'58.6" Ø
P35	78°13'20.898" N 15°40'1.782" Ø	P50	78°13'17.8" N 15°40'12.8" Ø
P36	78°13'41.9" N 15°35'45.3" Ø	P51	78.225° N 15.617° Ø
P37	78°13'42.8" N 15°35'40.1" Ø	P52	78.218° N 15.615° Ø
P38	78°13'45.2" N 15°35'50.5" Ø	P53	78.213° N 15.602° Ø
P39	78°13'44.1" N 15°35'57.2" Ø	P54	78.208° N 15.586° Ø
P40	78°13'43.3 N 15°35'48.2" Ø	P55	78.203° N 15.575° Ø
P41	78°13'41.7" N 15°36'02.1" Ø	P56	78.222° N 15.649° Ø
P42	78°13'38.8" N 15°36'28.3" Ø	P57	78.220° N 15.639° Ø
P43	78°13'35.7" N 15°37'07.3 Ø	P58	78.214° N 15.619° Ø
P44	78°13'31.9" N 15°37'30.3" Ø	P59	78.205° N 15.596° Ø
P45	78°13'29.3" N 15°37'59.2" Ø	P60	78.200° N 15.581° Ø

Tabell 7.5: Prøvetakingspunkter med tilhørende koordinater.

Prøvenummer	Koordinater	Prøvenummer	Koordinater
P61	78.222° N 15.661° Ø	P76	78°09.950'N 16°11.233' Ø
P62	78.219° N 15.648° Ø	P77	78°10.283'N 16°01.083' Ø
P63	78.217° N 15.638° Ø	P78	Mangler koordinater.
P64	78.209° N 15.616° Ø	P79	Mangler koordinater.
P65	78.201° N 15.590° Ø	P80	Mangler koordinater.
P66	Mangler koordinater	P81	Mangler koordinater.
P67	Mangler koordinater	P82	Mangler koordinater.
P68	Mangler koordinater	P83	78°09.917' N 15°27.017' Ø
P69	Mangler koordinater	P84	78°10.350' N 15°28.017' Ø
P70	Mangler koordinater	P85	78°11.500' N 15°31.467' Ø
P71	78°16.219' N 17°07.347' Ø	P86	78°14.852' N 15°29.859' Ø
P72	78°14.067'N 17°01.150' Ø	P87	78°14.767' N 15°30.550' Ø
P73	78°12.167'N 16°48.167' Ø	P88	78°15.033' N 15°24.500' Ø
P74	78°11.817'N 16°46.000' Ø	P89	78°14.650' N 15°22.483' Ø
P75	78°10.100'N 16°31.017' Ø		

