

Metaller i lirype (*Lagopus lagopus*) i
Norge fra 1990-91 til 2013-16

Marianne Stave Sekkenes

Master i realfag

Innlevert: juni 2018

Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Medveileder: Hans Christian Pedersen, NINA

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Arbeidet med denne masteroppgaven er gjort ved Institutt for kjemi ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) i samarbeid med Norsk institutt for naturforskning (NINA) i Trondheim. Masteroppgaven startet opp august 2017, og ble fullført juni 2018 som min avslutning på lektorutdanning i kjemi og matematikk.

Jeg ønsker å takke mine veiledere professor Trond Peder Flaten ved NTNU og seniorforsker Hans Christian Pedersen ved NINA for god veiledning underveis, og for å ha lest gjennom og gitt nyttige tilbakemeldinger på oppgaven.

Takk til Syverin Lierhagen for utførelsen av den kjemiske analysen av alle prøvene, og for å ha tatt seg tid til å gi gode svar og forklaringer på spørsmål knyttet til analyseresultatene og metoden.

Sist, men ikke minst, vil jeg takke venner og familie for støtten gjennom studietiden. En ekstra stor takk til LURinger ved lektorstudiet og musikanter i Studentorkesteret Dei Taktlause som har gjort min tid som student uforglemmelig.

Trondheim, 01.06.2018

Marianne Stave Sekkenes

Forsidebilde: *Lirype* av John Atle Kålås, NINA.

Sammendrag

I denne masteroppgaven er lever- og nyreprøver fra lirype (*Lagopus lagopus*) samlet inn fra lokaliteter over hele Norge og analysert for å kartlegge innholdet av metaller i denne arten. Konsentrasjonen av 57 metaller er bestemt i prøvematerialet med høyoppløselig induktiv koblet plasma massespektrometri (HR-ICP-MS). Alle analyseresultater er inkludert i denne oppgaven, men følgende metaller vektlegges i resultat- og diskusjonsdelen: kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu) og arsen (As).

Det har vært gjennomført to nasjonale kartlegginger av metallinnhold i lever i lirype i Norge tidligere under «Program for terrestrisk naturovervåkning» (TOV, 1990-91 og 2000-01). Da denne oppgaven er en del av en tredje kartlegging, brukes resultatene fra de tidligere kartleggingene til å vurdere geografiske forskjeller og endringer over tid for de utvalgte metallene i lirype.

Resultatene for de ulike lokalitetene og metallene varierer, og liryper virker å være utsatt for metaller fra både naturlige og antropogene kilder. Atmosfærisk langtransport er en mulig kilde til blant annet Pb og As i lirype, og forhøyde konsentrasjoner av dem er funnet i de sørligste lokalitetene og nær grensen til Russland i nord. Resultatene i oppgaven viser også noe forhøyde konsentrasjoner av Hg og Cu i lirype i Sør-Norge som kan komme av lokale forurensningskilder eller atmosfærisk langtransport. Naturlig høyt innhold av Cd i lokal vegetasjon som vier (*Salix sp.*), tyder på å være en betydelig kilde til metallet i lirype i deler av Norge, spesielt i og nær Dovrefjell. Resultatene for Zn og til dels Cu virker til en viss grad å følge samme geografiske mønstre som de forhøyde konsentrasjonene av Cd i lirype. Det kan skyldes økt produksjon av metallotioneiner i denne arten.

De fleste metallene viser stort sett små variasjoner i konsentrasjonene i lever i lirype over den undersøkte 25-årsperioden, spesielt i Sør-Norge og for Cd og Hg. Det er funnet en reduksjon i konsentrasjonene av Pb og Cu i arten i Midt-Norge fra 1990-91 til 2000-01, og for Zn i perioden 2000-01 til 2013-16. Resultatene fra Nord-Norge viser også en nedgang i Cu-innholdet i lirype fra 2000-01 til 2013-16.

Abstract

In this master thesis, liver and kidney samples from willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) are collected from locations throughout Norway and analyzed to map the content of metals in this specie. The concentration of 57 metals are detected in the samples with high resolution inductive coupled plasma-mass spectrometry (HR-ICP-MS). All the results are included in the thesis, but the following metals are emphasized in the result and discussion: cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb), zinc (Zn), copper (Cu) and arsenic (As).

Two national mappings of metals in willow ptarmigan in Norway have been carried out earlier under «Program for terrestrial nature monitoring» (TOV, 1990-91 and 2000-01). As this thesis is a part of a third mapping, are the results from the earlier mappings used to assess geographical differences and changes with time for the selected metals in willow ptarmigan.

The results for the different locations and metals vary, and willow ptarmigans seem to be stressed by metals from both natural and anthropogenic sources. Atmospheric long-range transport is a possible source of among others Pb and As in willow ptarmigan, and evaluated concentrations of them are found in the southernmost locations and near the border to Russia in the north. There are also found evaluated concentrations of Hg and Cu in willow ptarmigan in southern Norway which may come from local sources of pollution or atmospheric long-range transport. Natural high content of Cd in local vegetation, for example willows (*Salix sp.*), is indicated to be a considerable source of the metal in willow ptarmigan in parts of Norway, especially in and near Dovrefjell. The results for Zn and partly Cu seem to some extent to follow the same geographical patterns as the evaluated concentrations of Cd in willow ptarmigan. This may be due to increased production of metallothionines in this specie.

Most of the metals show in general small variations in the concentrations in liver in willow ptarmigan during the assessed 25-year period, especially in southern Norway and for Cd and Hg. It is found a reduction in the concentrations of Pb and Cu in the specie in central Norway from 1990-91 to 2000-01, and for Zn in the period 2000-01 to 2013-16. The results from northern Norway also show a decrease in the content of Cu in willow ptarmigan from 2000-01 to 2013-16.

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	iii
Abstract	v
1. Bakgrunn og motivasjon	1
2. Teori	3
2.1 Lirype (<i>Lagopus lagopus</i>)	3
2.2 Metaller	3
2.3 Metaller transport og skjebne i naturmiljøet	4
2.3.1 Atmosfærisk transport.....	5
2.3.2 Metaller i jord	6
2.3.3 Opptak i næringskjeden	7
2.4 Tidligere kartlegginger av metallinnhold i lirype	8
2.5 Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS).....	9
3. Datamateriale og metode	11
3.1 Prøvematerialet	11
3.1.1 Prøvemateriale fra tidligere kartlegginger	11
3.1.2 Innsamling av nytt prøvemateriale	11
3.2 Prøvepreparering og kjemisk analyse	12
3.2.1 Uttak av prøver	12
3.2.2 Frysetørking.....	12
3.2.3 Dekomponering	13
3.2.4 Kjemisk analyse med HR-ICP-MS	13
3.3 Behandling av datamaterialet	14
3.3.1 Statistiske metoder.....	15
4. Kvalitetskontroll	17
4.1 Kalibrering og kvalitetssikring	17
4.2 Deteksjonsgrenser	18
4.3 Nøyaktighet og presisjon.....	18
4.3.1 Nøyaktighet	18
4.3.2 Presisjon	19
5. Resultater	21
5.1 Samling av alle analyserte grunnstoff.....	21

5.2	Kadmium (Cd).....	26
5.2.1	Geografisk fordeling	26
5.2.2	Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16	27
5.3	Kvikksølv (Hg).....	28
5.3.1	Geografisk fordeling	28
5.3.2	Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16	29
5.4	Bly (Pb)	30
5.4.1	Geografisk fordeling	30
5.4.2	Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16	31
5.5	Sink (Zn)	32
5.5.1	Geografisk fordeling	32
5.5.2	Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16	33
5.6	Kobber (Cu).....	34
5.6.1	Geografisk fordeling	34
5.6.2	Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16	35
5.7	Arsen (As)	36
5.7.1	Geografisk fordeling	36
6.	Diskusjon	37
6.1	Kadmium (Cd).....	37
6.2	Kvikksølv (Hg).....	40
6.3	Bly (Pb)	42
6.4	Sink (Zn)	45
6.5	Kobber (Cu).....	47
6.6	Arsen (As)	50
6.7	Samlet vurdering.....	52
6.7.1	Sør-Norge	52
6.7.2	Midt-Norge.....	53
6.7.3	Nord-Norge	54
7.	Konklusjon.....	55
8.	Litteraturliste	57
	Vedlegg.....	61

1. Bakgrunn og motivasjon

Denne masteroppgaven inngår i Miljødirektoratet (tidligere: Direktoratet for naturforvaltning, DN) sitt «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV) som har vært ledet av Norsk institutt for naturforskning (NINA) siden 1990. Målet med TOV er: “å gi grunnlag for å bedømme langsiktige endringer i naturen, påvise utviklingstrender og geografiske forskjeller over tid, oppdage effekter av menneskelig påvirkning på økosystemer og arts mangfold på et tidlig tidspunkt, og skille mellom menneskeskapte endringer og naturlige variasjoner” (Miljødirektoratet, 2012).

Det har tidligere vært gjennomført to landsdekkende kartlegginger av grunnstoffinnhold i blant annet lirype (*Lagopus lagopus*) i Norge i regi av TOV: *Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge* i 1990-91 (Kålås og Lierhagen, 1992) og *Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge* i 2000-01 (Kålås og Lierhagen, 2003). Denne masteroppgaven er en del av en tredje kartlegging av grunnstoffinnhold i lirype i Norge.

Kartleggingen ble satt i gang i 2013, og gjøres ved å analysere lever- og nyreprøver fra lirype samlet inn fra lokaliteter i hele Norge. Lirype er egnet til miljøovervåkingen da det er en utbredt og stasjonær art i Norge som inngår i en rekke næringsnett (Pedersen og Karlsen, 2007). Analyseresultatene kan derfor gi informasjon om utbredelse av ulike grunnstoff i økosystem i norske fjellområder, og dermed inngå i en evaluering av grunnstoffordeling i Norge.

Oppgaven er ment å fungere som en dokumentasjon av alle analyserte grunnstoff, så samtlige analyseresultater er derfor presentert. Følgende utvalgte grunnstoff vektlegges i resultat- og diskusjonsdelen: Kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu) og arsen (As). As er et metalloid som har både metalliske og ikke-metalliske egenskaper (Elinder *et al.*, 1994), men for enkelthetsskyld omtales alle de 6 utvalgte grunnstoffene som metaller i oppgaven.

Formålet med masteroppgaven er å vurdere metallinnhold i lirype i Norge, og å undersøke geografiske forskjeller og endringer over tid for de 6 utvalgte metallene.

2. Teori

Dette kapitlet introduseres med lirypens utbredelse og posisjon i næringsnett i Norge. Videre legges det frem teori om metaller og deres transport og skjebne i naturmiljøet. Da de to tidligere kartleggingene er sentrale for oppgaven, presenteres også resultater fra dem i kapitlet. Det tas i tillegg med teori om ICP-MS som metode for kjemiske analyser.

2.1 Lirype (*Lagopus lagopus*)

Lirype er en hønsefugl med utbredelse i så å si hele Norge, både i kyst- og fjellstrøk fra Agder og Rogaland i sør til Finnmark i nord. Kosten til voksne liryper består hovedsakelig av plantevekster som blader, skudd og bær (Hume *et al.*, 2004; Pedersen og Karlsen, 2007). Det er verdt å merke seg inntaket av vier (*Salix sp.*) som er en vesentlig del av kostholdet til lirype om vinteren i noen områder (Myklebust *et al.*, 1993; Pedersen og Karlsen, 2007). Vier tar aktivt opp Cd, og kan derfor ha 5-100 ganger høyere innhold av metallet sammenlignet med andre plantevekster (Myklebust *et al.*, 1993). Ifølge Myklebust *et al.* (1993) kan derfor lirype fra områder med stor vierbestand, blant annet Dovrefjell, inneholde større mengder Cd i forhold til liryper fra områder med mindre vier.

Lirype er en sentral art i fjellområder i Norge gjennom hele året (Pedersen *et al.*, 2006). Den inngår i næringsnett som byttedyr for blant annet rovfugl som kongeørn (*Aquila chrysaetos*) og tårnfalk (*Falco tinnunculus*), og rovpattedyr som jerv (*Gulo gulo*) og røyskatt (*Mustela erminea*). Historisk sett har også lirype vært en av de viktigste småviltartene jaktet på og spist av mennesker (Pedersen og Karlsen, 2007). Arten kan derfor brukes å vurdere metallinnhold i biota i norske fjellområder (Pedersen *et al.*, 2006).

2.2 Metaller

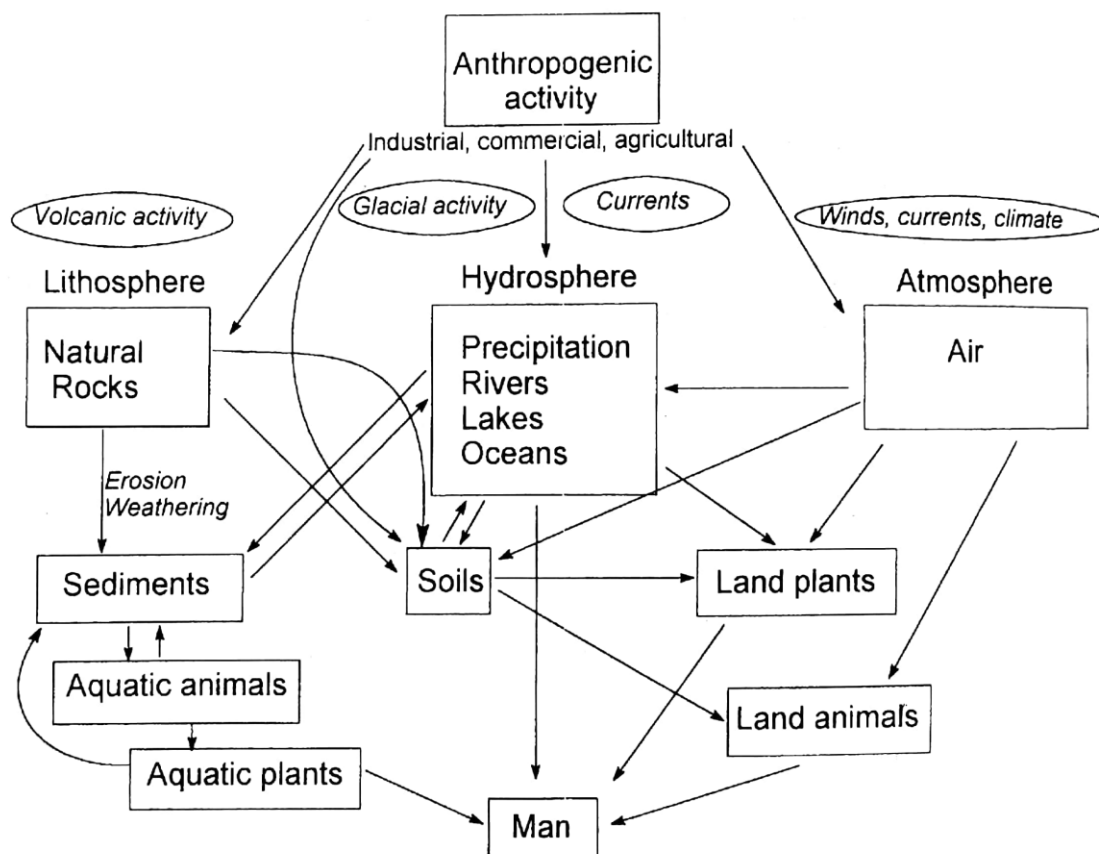
Metaller defineres som regel ut i fra deres fysiske egenskaper i fast form (Tokar *et al.*, 2013). Innen toksikologi benyttes derimot ofte en definisjon basert på metallenes egenskaper i løsning for å lettere kunne beskrive deres toksisitet (Smith og Nordberg, 2015). Til tross for at metaller kan ha skadelige effekter, har deres egenskaper også hatt stor betydning for menneskers utvikling både før og nå (Garrett, 2000; Manahan, 2010; Tokar *et al.*, 2013). Noen metaller er også vesentlig for livet på jorda (Elinder *et al.*, 1994)

Metaller forekommer som en naturlig del av miljøet der de inngår i biogeokjemiske sykluser (Tokar *et al.*, 2013). Jordskorpa kan regnes som den opprinnelige kilden til metaller (Ward, 2000). Gjennom forvitring frigjøres metallene fra berggrunnen, og tas opp av biotiske og abiotiske prosesser i biogeokjemiske sykluser og overføres til andre deler av naturmiljøet (Garrett, 2000). Det kan være fra jord til næringskjeden via opptak gjennom planterøtter, tilførsel til atmosfæren gjennom vulkansk aktivitet, skogbranner, sjøsprøyt og jordstøv, eller oppløsning og transport i vann (Ward, 2000). Syklusene sluttes ved at metallene sedimenteres og blir med tiden en del av berggrunnen igjen (Garrett, 2000).

Den moderne verdens industrialisering, økende energibehov og utvinning av naturressurser gjør at naturmiljøet trues av forurensningsproblemer av blant annet metaller (Gautam *et al.*, 2016). Det vil ifølge Manahan (2010) bety høyere konsentrasjoner av metaller i ulike deler av naturmiljøet sammenlignet med de naturlige forekomstene. Mengde metaller har vært så og si konstant siden jordens opprinnelse, med unntak av noe kosmisk tilførsel. Problemet med metallforurensning kan sies å komme av menneskeskapte prosesser som forbrenning av fossilt brensel, gruvedrift, smelteverk og metallutvinning, industri og transport (Gautam *et al.*, 2016). Denne type antropogen aktivitet kan distribuere metaller mellom de ulike delene av naturmiljøet med en høyere hastighet enn de naturlige prosessene (Garrett, 2000). Det kan dermed bidra til en oppkonsentrering av metaller i biosfæren (Tokar *et al.*, 2013).

2.3 Metallers transport og skjebne i naturmiljøet

For å kunne vurdere effekten av metaller, er det nødvendig å overvåke deres transport og skjebne (Manahan, 2010). Metallers bevegelse mellom de ulike delene av naturmiljøet er illustrert i **Figur 2.3.1** nedenfor. Lokaliseringen av metaller avhenger av fysiske egenskaper som flyktighet, løselighet og sorberingsevne (Manahan, 2010). I tillegg til lokalisering, er persistens, bioakkumulering og biotilgjengelighet faktorer som kan påvirke metallers skjebne (Walker *et al.*, 2012). Videre i oppgaven beskrives noen deler av naturmiljøet der metaller kan lokalisere, og betydningen av biotilgjengelighet, persistens og bioakkumulering.



Figur 2.3.1: Transport og skjebne til metaller i naturmiljøet (Ward, 2000).

2.3.1 Atmosfærisk transport

Metaller kan frigjøres til atmosfæren ved prosesser som fordampning, vinderosjon eller direkte utslipp (Manahan, 2010), og opphavet kan være både naturlig og antropogent (Lantzy og Mackenzie, 1979; Jickells, 2002). Noen naturlige kilder er skogbrann, støv fra jord, vulkansk aktivitet og sjøsprøyt, mens kull- og gasskraftverk, metallsmelting og utvinning, trafikk, avfallsforbrenning og spraybokser er blant de antropogene kildene (Ward, 2000). Det er de antropogene utslippene som i størst grad bidrar til konsentrasjonene av Sn, Cu, Cd, Zn, As, Se, Sb, Mo, Ag, Hg og Pb i atmosfæren sammenlignet med naturlige kilder (Lantzy og Mackenzie, 1979).

I atmosfæren transporteres metaller som aerosolpartikler eller gass, eller sorbert på partikler eller dråper (Jickells, 2002). Den atmosfæriske transporten forflytter metaller sammen med luftmassene ved hjelp av vind og luftstrømmer (Manahan, 2010). Avstanden metallene transporteres, avhenger av partikkelstørrelse. Små partikler kan transporteres over lengre

avstander sammenlignet med større partikler som ofte avsettes nær kilden (Lantzy og Mackenzie, 1979; Jickells, 2002). Avsetning fra atmosfæren kan gjøres ved våtdeposisjon der metaller skylles ut av atmosfæren med nedbør, eller ved tørrdeposisjon der metaller sorberes til overflater (Manahan, 2010; Walker *et al.*, 2012; Connan *et al.*, 2013). Antropogene partikler er ofte mindre i størrelse enn de av naturlig opprinnelse, og kan dermed transporteres over lengre avstander i atmosfæren ifølge Lantzy og Mackenzie (1979). Det gjør at lokale forurensningsproblemer kan bli globale miljøutfordringer (Walker *et al.*, 2012).

Atmosfærisk langtransport og avsetning av metaller har lenge vært kjent, og det overvåkes derfor ved hjelp av blant annet etasjemose (*Hylocomium splendens*). Rühling og Tyler (1973) satte i gang dette arbeidet da de tok i bruk etasjemose for å kartlegge atmosfærisk tilførsel av metaller i Skandinavia. I etterkant har det siden 1977 jevnlig vært gjennomført tilsvarende nasjonale moseundersøkelser i Norge. Resultatene fra dem viser at flere metaller, spesielt Pb og Cd, følger en nord-sør-konsentrasjonsgradient der det er høyere innhold av metallene i sørlige områder sammenlignet med resten av landet. En forklaring er at sørlige områder i Norge i større grad er utsatt for avsetning av atmosfærisk langtransporterte metaller fra andre deler av Europa (Rühling og Tyler, 1973; Steinnes *et al.*, 2016). Hg følger ikke en like tydelig konsentrasjonsgradient som andre langtransporterte metaller (Steinnes *et al.*, 2016). En forklaring er at Hg hovedsakelig eksisterer i gassfase som Hg^0 i atmosfæren som har lang residensetid. Det kan derfor transporteres over lengre avstander før den sakte oksideres til Hg^{2+} og avsettes (Jickells, 2002).

2.3.2 Metaller i jord

Jord kan regnes som et sluk for metaller, og utgjør derfor en viktig del av de biogeokjemiske syklusene (Ward, 2000). Metallene kan tilføres jorda ved blant annet avsetning av støv, partikler og gasser fra atmosfæren (Alloway, 2013; Connan *et al.*, 2013). Naturlig migrasjon fra berggrunnen under jordlagene, eller tilførsel fra rennende vann kan også gi opphav til metaller i jorda. Dessuten kan antropogen aktivitet som gjødsling og tilførsel av kloakk, dyreekskrementer og matavfall også forårsake økte metallkonsentrasjoner (Alloway, 2013).

Jord kan i mange tilfeller fungere som et bindeledd mellom de abiotiske og biotiske delene i de biogeokjemiske syklusene i terrestriske økosystem (Kabata-Pendias og Sadurski, 2004). Det er derimot som regel kun en liten andel av den totale metallkonsentrasjonen i jord som er

biologisk tilgjengelig (Alloway, 2013). Det avhenger av faktorer som pH, redoksreaksjoner, konsentrasjonen av mikronæringsstoffer, tilgjengelig vanninnhold, tilstedeværelse av anioner for kompleksing, organiske ligander og temperatur (Garrett, 2000; Kabata-Pendias og Sadurski, 2004; Alloway, 2013). Enkelte metaller, som Pb, kan forbli i jorda over lang tid avhengig av blant annet jordas pH, mengde organisk materiale og leirinnhold. Ved høyt leirinnhold og/eller innhold av organisk materiale i kombinasjon med høy pH, kan metaller bindes sterkere som gir dem lengre residenstid i jorda (Walker *et al.*, 2012). Jord kan derfor i mange tilfeller fungere som en naturlig buffer som kontrollerer videre transport av metaller (Ward, 2000). Reduksjon i pH som følge av blant annet sur nedbør, kan på den andre siden frigjøre metaller fra forsuret jord (Walker *et al.*, 2012).

2.3.3 Opptak i næringskjeden

Metaller kan tas opp i biota via ulike opptaksruter som luft, føde og vann (Elder *et al.*, 2015). En mulig opptaksrute for metaller til næringskjeden er planter. Planter kan tilføres metaller fra jord via røttene, fra atmosfæren via avsetning på bladene eller fra forurenset vann ved oversvømmelse (Kabata-Pendias, 2004). Videre inngår planter i næringskjeden både direkte og indirekte som føde for dyr og mennesker, og metaller kan så overføres til høyere trofiske nivåer (Duruibe *et al.*, 2007).

For å ha en effekt i biota, må metallet være på en kjemisk form som er biologisk tilgjengelig (Garrett, 2000). Biotilgjengelighet bestemmes av metallens løselighet *in vivo*, og varierer fra metall til metall avhengig av fysiske og kjemiske egenskaper. Metaller kan derfor ha forskjellige opptaksrater, og fordele seg ulikt mellom indre organer i en art (Elinder *et al.*, 1994). Ved antropogen aktivitet kan metallenes kjemiske form endres, og dermed ha innvirkning på den potensielle toksisiteten til metallet i biota (Tokar *et al.*, 2013).

En annen egenskap ved metaller som har betydning for opptak i næringskjeden, er persistens som vil si at de ikke kan brytes ned biologisk (Duruibe *et al.*, 2007; Gautam *et al.*, 2016). Det gjør at metallene kan forbli i en organisme frem til de eventuelt fjernes ved ekskresjon (Elinder *et al.*, 1994). Dersom opptaksraten er høyere enn ekskresjonsraten, kan det forårsake at metaller bioakkumulerer i organismen (Walker *et al.*, 2012). *Bioakkumulering* innebærer at innholdet av et kjemisk stoff i en levende organisme øker over tid sammenlignet med konsentrasjonen i det omliggende miljøet (Chojnacka, 2010; Gautam *et al.*, 2016). Ved at

metallene er persistente, kan også konsentrasjonen av enkelte metaller i en organisme øke for hvert trofiske nivå i næringskjeden, kalt *biomagnifisering* (Chojnacka, 2010; Gautam *et al.*, 2016).

Når metallers effekter i biota skal vurderes, bør *dose-responsforholdet* tas hensyn til. Det vil si sammenhengen mellom mengden av et kjemisk stoff som en organisme utsettes for (dose), og de potensielle konsekvensene (respons) (Elinder *et al.*, 1994; Manahan, 2010). Enkelte grunnstoff er essensielle for normal funksjon hos en organisme innen gitte konsentrasjonsintervall. De omtales som *essensielle grunnstoff*, og inkluderer blant annet Fe, I, Cu, Zn og Se (Walker *et al.*, 2012). Et tilstrekkelig inntak av denne type grunnstoff er nødvendig for å unngå mangelsykdommer (Nordberg og Nordberg, 2016). Dersom inntaket av essensielle grunnstoff overstiger et visst nivå, kan det på den andre siden resultere i forgiftning (Duruibe *et al.*, 2007; Tokar *et al.*, 2013).

Det finnes også grunnstoff uten noen kjent biologisk funksjon, blant annet metallene kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd). De betegnes som *ikke-essensielle metaller*, og kan ha negative effekter selv ved lave konsentrasjoner (Walker *et al.*, 2012). Ikke-essensielle metaller kan også ved noen tilfeller fremkalle mangelsykdom eller andre skadelige effekter ved å etterligne essensielle grunnstoff, og dermed konkurrere med dem om aktiveringsstedene i biologiske prosesser (Elinder *et al.*, 1994; Tokar *et al.*, 2013). Noen organismer har derimot utviklet detoksifiseringsmekanismer som respons på langtidseksposering av ikke-essensielle metaller (Walker *et al.*, 2012). Det kan blant annet innebære å avsette metaller på uløselig form i intercellulære granuler før de ekstraheres ut eller langtidslagres. De kan også øke syntetiseringen av proteinet metallotioneiner (MT) som binder metallioner kovalent til sine sulfurgrupper (Pedersen og Hylland, 2006; Walker *et al.*, 2012; Tokar *et al.*, 2013).

2.4 Tidligere kartlegginger av metallinnhold i lirype

Som nevnt tidligere, har det vært gjennomført to tilsvarende kartlegginger av metallinnhold i blant annet lever fra lirype av Kålås og Lierhagen (1992; 2003) (se **underkapittel 3.1.1** for datamateriale og metode). Resultatene for den første kartleggingen i 1990-91 rapporterte om ingen geografiske variasjoner og ingen unormale forekomster i innholdet av Hg, Cu og Zn i lirype. For innholdet av Pb og Cd ble det derimot funnet klare regionale mønstre. Resultatene for Pb følger en nord-sør-konsentrasjonsgradient mens Cd har forhøyde konsentrasjoner i

sentrale fjellstrøk i Sør-Norge og indre deler av Troms i Nord-Norge (Kålås og Lierhagen, 1992).

I den andre kartleggingen i 2000-01 ble resultatene sammenlignet med den første kartleggingen for å vurdere langsiktige endringer for metallene i liryne, i tillegg til at blant annet As ble inkludert. Resultatene for innholdet av Cu, Zn, Hg og Cd i liryne varierte lite over tidsperioden, og ingen endringer i regionale mønstre ble funnet. For Pb var fortsatt nord-sør-konsentrasjonsgradienten til stede, men det ble rapportert om en antydning til reduksjon i innholdet av metallet i liryne i områder mindre utsatt for atmosfærisk langtransport. Konsentrasjonene av As i liryne var lave, og de over deteksjonsgrensen var å finne i sørlige og sørvestlige deler av Norge (Kålås og Lierhagen, 2003).

2.5 Induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS)

Induktiv koblet plasma massespektrometri (*Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry*, ICP-MS) er en metode for analyse av grunnstoff på spor- og ultraspornivå med et vidt bruksområde, blant annet innen naturmiljøanalyser (Skoog *et al.*, 2004; Smith og Nordberg, 2015). Sammenlignet med andre atomiske spektroskopiske teknikker som flammeatomabsorpsjon (*Flame Atomic Absorption*, FAA), elektrotermal atomisering (*Electrothermal Atomization*, ETA) og induktiv koblet plasma optisk emisjonsspektrometri (*Inductive Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*, ICP-OES), har ICP-MS flere fordeler (Thomas, 2013). Metoden har høy følsomhet med deteksjonsgrense fra parts per million (ppm) og lavere, er i stand til å utføre hurtige analyser av mer enn 70 grunnstoff og kan skille mellom ulike isotoper (Skoog *et al.*, 2004; Thomas, 2013).

Analysemetoden baserer seg på massespektrometri for å separere ionene, med induktivt koblet plasma som atomiseringskilde (Skoog *et al.*, 2004). Prøvene injiseres vanligvis som løsning inn i et kammer (*neutralizer*) der prøven omdannes til aerosoler ved hjelp av argongass. Aerosolene separeres så etter dråpestørrelse i et spraykammer der de minste transporteres videre av en prøveinjektor til plasmaet (Thomas, 2013). I plasmaet utsettes prøvene for høy temperatur (6000-8000 K) som gjør at løsningsmiddelet fjernes, og prøvene omdannes til gass. De blir deretter atomisert og ionisert med høy effektivitet (Becker og Dietze, 1998; Skoog *et al.*, 2004). Den høye graden av atomisering og ionisering i plasmaet er med på å gi metoden høy følsomhet og lave deteksjonsgrenser (Smith og Nordberg, 2015).

Fra plasmaet føres de positivt ladde ionene videre til massespektrometeret (Becker og Dietze, 1998). Det gjøres via to eller tre metallkjegler kalt *sampler* og *skimmer*, med en smal åpning (~1 mm) som ionene passerer gjennom og videre til inn i en masseanalyserer (*massanalyser*) under et høyt vakuum (1-2 torr) (Skoog *et al.*, 2004; Thomas, 2013). Masseanalysereren er en del av massespektrometeret som separerer ionene etter masse-til-ladning-forholdet (Becker og Dietze, 1998; Smith og Nordberg, 2015). Ionene konverteres så til elektriske signaler ved hjelp av en ionedetektor. De elektriske signalene behandles videre av et datasystem som kan sies å omdanne signalene til analyttkonsentrasjoner ved hjelp av kalibreringskurven (Thomas, 2013).

En utfordring med ICP-MS er interferenser som kan begrense følsomheten til instrumentet (Becker og Dietze, 1998). En type interferens er matrikseffekter som påvirker analyttsignalet, og kan forekomme ved konsentrasjoner større enn 500-1000 µg/mL. Det kan unngås ved å blant annet fortynne prøven. Det finnes også spektroskopiske interferenser som forårsakes av at analyttionet og ionene i plasmaet har samme masse-til-ladning-forhold (Skoog *et al.*, 2004).

En høyoppløselig ICP-MS (*High Resolution Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry*, HR-ICP-MS) med dobbeltfokuseringsanalyserer kan redusere eller eliminerer spektroskopiske interferenser (Becker og Dietze, 1998; Smith og Nordberg, 2015).

Dobbeltfokuseringsanalysereren separerer ionene etter energi-til-ladning-forhold, i tillegg til masse-til-ladning-forholdet (Becker og Dietze, 1998). Det gjøres med en elektrisk sektor i masseanalysereren som fokuserer en stråle av ioner mot åpningen til den magnetiske sektoren (Skoog *et al.*, 2004). Det tillater bruk av høyere oppløsning til å skille ionet av interesse fra spektroskopisk interferens, og HR-ICP-MS kan derfor separere ioner med lav ($R = 300$), middels ($R = 4\ 000$) og høy ($R = 10\ 000$) oppløsning. I tillegg er det mulig å kvantifisere helt ned til part per kvadrillion (ppq) for enkelte isotoper på grunn av de lave bakgrunnsnivåene i instrumentet (Skoog *et al.*, 2004; Smith og Nordberg, 2015). De kjemiske analysene av prøvematerialet i denne oppgaven er analysert med et HR-ICP-MS-instrument med en dobbeltfokuseringsanalyserer (se **underkapittel 3.2.4**).

3. Datamateriale og metode

I dette kapitlet beskrives prosedyrene rundt innsamling, preparering og analysering av prøvematerialet, samt behandling av analyseresultatene. Prøvene ble frysetørket og dekomponert før de ble analysert ved hjelp av HR-ICP-MS. Analyseresultatene ble så behandlet ved hjelp av statistiske metoder.

3.1 Prøvematerialet

3.1.1 Prøvemateriale fra tidligere kartlegginger

I den første kartleggingen i 1990-91 av Kålås og Lierhagen (1992) ble det analysert leverprøver fra lirype (273), hare (151) og orrfugl (88) fra 116 lokaliteter med atomabsorbsjonspektrometri (AAS) av typen Perkin Elmer, modell 1100B med grafittovn (HGA700) og hybridssystem (FIAS 200). Resultater ble gitt for Al, Pb, Cd, Cu, Hg og Zn (Kålås og Lierhagen, 1992).

I den andre kartleggingen i 2000-01 av Kålås og Lierhagen (2003) ble det analysert leverprøver fra lirype (208) og orrfugl (89) fra 67 lokaliteter. Ti av lokalitetene var nye, mens de resterende 57 lokalitetene regnes som sammenfallende med lokalitetene fra den tidligere kartleggingen i 1990-91. Analysene ble gjort med HR-ICP-MS av typen Finnigan ELEMENT 1. Resultater ble gitt for Pb, Cd, Hg, As, Al, Cu, Zn, Se og Rb (Kålås og Lierhagen, 2003).

For mer informasjon om datamaterialet og metodene for de tidligere kartleggingene av metallinnhold i lirype, henvises det til Kålås og Lierhagen (1992; 2003). Oppsummering av resultatene fra dem er gitt tidligere i oppgaven (se **underkapittel 2.4**).

3.1.2 Innsamling av nytt prøvemateriale

Totalt ble det samlet inn 178 lirypeindivider fra 38 lokaliteter. Det er 16 nye lokaliteter, mens de resterende 22 er sammenfallende med lokalitetene fra kartleggingene i 1990-91 og/eller 2000-01 (se **underkapittel 3.3** for definering av sammenfallende lokaliteter). Det ble bedt om 6 individ fra hver lokalitet, men det ble ikke innfridd for alle lokalitetene. Spesielt ble det fra to av lokalitetene, lokalitet 19 (Snåsa) og lokalitet 35 (Ringeby), kun mottatt og analysert ett individ. (se **Tabell A.1.1** for detaljer om innsamlingslokalitetene og **Figur A.2.1** for geografisk oversikt i **Vedlegg A**).

Innsamling av liryper ble gjort av lokale jegere i jakt sesong i perioden 10. september til 28. februar fra 2013 til 2016. Individene ble merket, avkjølt og lagt i en lukket plastpose før de ble frosset ned (-20 °C) så raskt som mulig (helst innen 10 timer etter felling). Jegerne ble bedt om å oppgi type ammunisjon og tid fra felling til nedfrysning for hvert individ (se **Tabell A.4.1** i **Vedlegg A** for journalinformasjon).

Det tidligere forbudet mot bruk av Pb-ammunisjon ble i 2015 opphevet for felling av blant annet lirype (Endr. i utøvelsesforskriften (om blyhaglforbudet), 2015). Det gjør at ~58 % av de innsamlede individene i denne oppgaven ble felt med Pb-ammunisjon som kan ha kontaminert prøvematerialet. Dessuten ble det for ~17 % av individene ikke oppgitt ammunisjonstype, som gjør at lever- og nyreprøvene fra dem også potensielt kan være kontaminert av Pb fra ammunisjonen.

3.2 Prøvepreparering og kjemisk analyse

3.2.1 Uttak av prøver

Lever- og nyreprøvene til den kjemiske analysen ble tatt ut våren 2017 ved grovlaboratoriet ved NINA i Trondheim. De nedfrosne lirypeindividene ble opptint til omtrent 0 °C, før hvert individ ble åpnet opp og prøver av lever (1,0-1,1 g) og nyre (1,0-1,1 g) ble hentet ut. Til det ble det brukt kniver og pinsetter i titan rensset med salpetersyre (HNO₃, 0,1 M). Utstyret ble lagt i HNO₃ (0,1 M), så skylt med destillert vann mellom hvert individ. Totalt ble 356 prøver av lever (178) og nyre (178) hentet ut fra de innsamlede lirypeindividene.

3.2.2 Frysetørking

Prøvematerialet ble frysetørket for å bedre bevare det før den kjemiske analysen. Frysetørking gjøres med sublimasjon av den frosne væsken ved lavt trykk og lav temperatur (-10°C og lavere). Væsken går da fra fast form til gassform og trekkes ut av prøvematerialet som tørkes. Væsken bundet til lever- og nyreprøvene, ble så fjernet ved desorpsjon under høy temperatur (rundt 30 °C) og lavt trykk (Mellor, 1978; Liapis og Bruttini, 2007).

Til frysetørkingen av lever- og nyreprøvene i denne oppgaven, ble det benyttet en frysetørker av typen Alpha 1-4 LD plus fra Christ. Prøvematerialet ble frysetørket i 24 timer under et trykk på 0,9 bar.

3.2.3 Dekomponering

Lever- og nyreprøvene ble dekomponert som en del av prøveprepareringen før den kjemiske analyseringen med HR-ICP-MS-instrumentet. Det ble gjort ved å tilsette konsentrert syre til prøvene, før de så ble kjørt i et mikrobølgesystem under høyt trykk. Mikrobølgesystemet som ble benyttet i denne oppgaven, er av typen UltraCLAVE fra Milestone.

Til dekomponeringen ble det brukt PFA (perfluoralkoxy plast)-rør fra ESI. PFA-rørene som står med fortynnet HNO₃ under lagring, ble skyllet gjennom med Milli-Q-vann to ganger før bruk. Omtrent 300 mg tørket prøvemateriale ble overført til PFA-rørene, og nøyaktig vekt ble notert. Prøvene ble så tilsatt konsentrert HNO₃ (UltraPure grade, destillert med Milestone SubPur, 9 mL 50 % v/v) før lokket ble satt på og prøvene ble kjørt i UltraCLAVE.

Dekomponeringen ble gjort i henhold til gitt temperaturprofil (se **Figur B.1.1** i **Vedlegg B**)

De dekomponerte prøvene ble overført fra PFA-rørene til PFA-fortynningsflasker fra ESI. For å sikre at mest mulig av prøvematerialet ble overført, ble lokket til PFA-rørene kakkert på før overføringen. I tillegg ble selve PFA-rørene skyllet gjennom med Milli-Q-vann to ganger, og innholdet ble overført til PFA-fortynningsflaskene for å få med enda mer av prøvematerialet. I fortynningsflaskene ble prøvene fortynnet til 48-52 g med destillert vann, og nøyaktig vekt ble notert. Fortynningsflaskene ble så ristet før en liten andel av prøven ble tatt ut og overført til polypropylenrør (15 mL). Rørene var skyllet gjennom en gang med prøveløsning før selve prøven ble overført.

3.2.4 Kjemisk analyse med HR-ICP-MS

De kjemiske analysene ble gjort med høyoppløselig induktiv koblet massespektrometri (HR-ICP-MS) av typen Finnigan ELEMENT 2 fra Thermo Scientific med en autosampler av typen SC2 DX med ULPA filter og injeksjonssystemet prepFAST fra ESI (se **underkapittel 2.5** for bakgrunnsteori for metoden). Lever- og nyreprøvene ble randomisert sammen med blankprøver, kalibreringsløsninger (CS) og kvalitetssikringsløsninger (QS) for kvalitetskontrollen (se **kapittel 4**).

Analysene ble utført av senioringeniør Syverin Lierhagen ved Institutt for kjemi på ICP-MS-laboratoriet ved NTNU (se **Tabell B.2.1** for nøkkelparametere, **Tabell B.2.2** for instrumentspesifikasjoner og **Tabell B.2.3** for instrumentinnstillinger i **Vedlegg B**).

Det ble benyttet lav ($R = 400$), middels ($R = 5\,500$) og høy oppløsning ($R = 10\,000$) ved den kjemiske analysen med Finnigan ELEMENT 2 i oppgaven (se **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **kapittel 5** for oppløsning for hvert analysert grunnstoff). Resultater ble gitt for totalt 57 grunnstoff (Li, Be, B, Se, Y, Zr, Cd, Mo, Sn, Cs, Ce, Pr, Nd, Sm, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Au, W, Hg, Tl, Pb, Th, U, Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Rb, Sr, Ag, Sb, Ba, La, As og Nb).

Under den kjemiske analysen ble tre prøver kuttet fra prøvesettet av instrumentelle årsaker grunnet svært høye Pb-verdier i prøvematerialet. Det gjaldt en leverprøve og to nyreprøver som gjør at det er analyseresultater for 177 leverprøver og 176 nyreprøver.

3.3 Behandling av datamaterialet

For å lettere beskrive og diskutere metallinnholdet i lirype, ble det i denne oppgaven valgt å dele Norge inn i tre regioner: Sør-, Midt- og Nord-Norge (se **Figur A.2.1** i **Vedlegg A** for inndeling). For de 38 prøvelokalitetene omfatter Sør-Norge 6 lokaliteter, Midt-Norge 24 lokaliteter og Nord-Norge 8 lokaliteter.

For å se på geografiske forskjeller og endringer i lirype over tid, ble det i denne oppgaven sammenlignet resultater fra nåværende og tidligere prøvelokaliteter som hadde omtrent sammenfallende beliggenhet. Lokaliteter ble regnet som sammenfallende dersom de hadde en avstand på 20 km eller mindre mellom hverandre (se **Tabell A.1.1** i **Vedlegg A** for avstand mellom de sammenfallende lokalitetene). Det er i denne oppgaven totalt 22 sammenfallende lokaliteter fordelt i Nord-Norge (6), Midt-Norge (11) og Sør-Norge (4) (se **Figur A.3.1** i **Vedlegg A** for geografisk oversikt over sammenfallende lokaliteter).

Resultatene for de 6 utvalgte metallene er presentert i form av boksdiagram. De er utformet ved hjelp av statistikkprogramvaren R versjon 3.4.4 som er fritt tilgjengelig under GNU General Public License. Medianverdien for konsentrasjonene av de utvalgte metallene ved hver lokalitet fremstilles grafisk ved hjelp av det geografiske informasjonssystemet ArcMap 10.5 i ArcGIS fra Esri. Grunnkartet av Norge brukt i framstillingene, er hentet fra kartverket.no.

3.3.1 Statistiske metoder

Enkle, statistiske utregninger som medianverdier og beregninger for kvalitetskontroll, ble utført i Excel 2016 fra Microsoft. Det ble valgt å bruke medianverdi for å beskrive konsentrasjonene av metallene i lirype fra hver lokalitet da den utelukker ekstremverdier og viser den sentrale tendensen (Bajpai *et al.*, 1992).

Til de statistiske analysene av datamaterialet, ble R benyttet. For å sammenligne resultatene for metallinnholdet i lirype mellom regionene i oppgaven, ble det utført en Kruskal-Wallis-test. Kruskal-Wallis test er en ikke-parametrisk statistisk test som egner seg når det er stor variasjon i metallinnholdet innad i en region og i antall lirypeindivid fra hver lokalitet ifølge Pedersen *et al.* (2006).

For å vurdere geografiske forskjeller og langsiktige endringer i metallinnhold i lirype over tid for de utvalgte metallene, ble det utført en ANOVA (*Analysis of Variance*) med påfølgende Tukey test for hver region. ANOVA er en parametriske test som blant annet krever at datamaterialet er normalfordelt (Dolan *et al.*, 2017). Selv om datamaterialet i denne oppgaven ikke kan sies å oppfylle dette kravet, velges det likevel å utføre analysen grunnet muligheten til å benytte Tukey-test. Tukey-test kan brukes til å angi hvor endringer i datamaterialet finner sted ifølge Dolan *et al.* (2017). For å redusere usikkerheten knyttet til bruken av ANOVA på et ikke-normalfordelt datamateriale, ble det valgt å dobbeltsjekke resultatene fra den statistiske analysen med en Kruskal-Wallis-test.

4. Kvalitetskontroll

I dette kapitlet er kvaliteten av analyseresultatene i oppgaven vurdert ved hjelp av beregninger for nøyaktighet og presisjon. Kvalitetskontroll gjøres ved kalibrering av instrumenter og analyse av referansemateriale, standarder og blankprøver (Graham, 1993). Deteksjonsgrense for hvert enkelt metall er også vist.

4.1 Kalibrering og kvalitetssikring

Det ble lagd fire standardløsninger for kalibrering og kvalitetssikring for å dekke konsentrasjonsområdet for lever- og nyreprøvene som skulle analyseres i denne oppgaven. Standardløsningene ble matriks-matchet mot prøvene med hensyn på den sterke syren i prøvematriksen (0.6 M HNO₃). TDS (*Total Dissolved Solids*) for standardløsningene og prøvene er innenfor toleransen til instrumentet, som ikke gir noen matrikseffekter.

Standardløsningene benyttet ved den kjemiske analysen i denne oppgaven, ble levert av Elemental Scientific. De består av to sett med spesiallagde kalibreringsløsninger fra to uavhengige produsenter: PS-CIBrI som inneholder klor, brom og jod, og PS-70 som inneholder 70 andre grunnstoff. Det ene settet ble valgt som kalibreringsløsning (CS) mens det andre settet ble satt som kvalitetskontrolløsning (QS).

Kalibreringsløsningene ble brukt for å kalibrere HR-ICP-MS-instrumentet før den kjemiske analysen av lever- og nyreprøvene i denne oppgaven. Ved hjelp av kalibrering, bestemmes forholdet mellom den analytiske responsen og den kjente konsentrasjonen til analytten (Skoog *et al.*, 2004). Dette forholdet brukes til å omgjøre de elektriske signalene i ICP-MS-instrumentet til analyttkonsentrasjoner (Thomas, 2013) (se **underkapittel 2.5**).

Kvalitetskontrolløsningene ble benyttet for å sikre at den kjemiske analysen ble utført under tilnærma like forhold over tid. Det ble derfor gjort en løpende kontroll av analysemetoden ved å analysere kvalitetskontrolløsningene sammen med resten av prøvene (Boyd *et al.*, 2008).

4.2 Deteksjonsgrenser

Deteksjonsgrense (*Limit of Detection*, LOD) angir den laveste konsentrasjonen av analytten som instrumentet kan måle (Skoog *et al.*, 2004). Den ble i denne oppgaven funnet ved å sammenligne deteksjonsgrensen for blankprøvene (tre ganger standardavviket for blankprøvene for et enkelt grunnstoff) med instrumentets deteksjonsgrense (konsentrasjoner der $RSD > 25\%$ for alle tre skanningene for hvert grunnstoff). Den høyeste deteksjonsgrensen av de to, ble satt som deteksjonsgrense for hvert av de analyserte grunnstoffene (se **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **kapittel 5** for deteksjonsgrenser).

I denne oppgaven har nesten alle de utvalgte metallene analyseresultater over deteksjonsgrensen som vil si at målingen av konsentrasjonen ikke er påvirket av støy fra instrumentet. Unntaket er As der 66 % av de analyserte prøvene har en konsentrasjon lavere enn deteksjonsgrensen. Verdien for de prøvene ble derfor satt til mindre enn deteksjonsgrensen for As.

4.3 Nøyaktighet og presisjon

Ved kjemiske analyser er nøyaktighet og presisjon viktige parametere for å dokumentere metodens ytelse, og kan dermed gi økt validitet til analyseresultater (Graham, 1993). Nøyaktighet og presisjon avhenger av prøvetaking, behandling av prøvene, kalibrering og minimering eller unngåelse av feil (Skoog *et al.*, 2004).

4.3.1 Nøyaktighet

Nøyaktighet beskriver hvor nærliggende analyseresultater er en sann eller akseptert verdi. Forskjellen mellom målt og sann verdi kan beskrives som enten *absolutt feil* eller *relativ feil* (Skoog *et al.*, 2004).

For å vurdere nøyaktigheten til analysemetoden i denne oppgaven, ble det analysert to typer referansemateriale: Bovine Liver (1577b) og Chicken (BGW-10018) som er internasjonale standarder. Nøyaktigheten ble kontrollert ved å sammenligne analyseresultatene til referansematerialet med de kjente verdiene til de internasjonale standardene.

Avviket mellom den sertifiserte verdien og analyseresultatene av referansematerialet kan beregnes i prosent (se **formel 4.1** nedenfor).

$$E_r = \frac{x_i}{x_t} * 100\%$$

Formel 4.1

der x_i er den målte verdi, og x_t er den sertifiserte verdien (Skoog *et al.*, 2004).

For målt verdi, x_i , ble det aritmetiske gjennomsnittet, \bar{x} , til datamaterialet brukt (se **formel 4.2** nedenfor).

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

Formel 4.2

der n er antall prøver, og x_i er prøve med nummer i (Boyd *et al.*, 2008).

Avviket i prosent mellom de sertifiserte verdiene og analyseresultatene av referansematerialet i denne oppgaven, er gitt i henholdsvis **Tabell D.1.1** og **Tabell D.1.2** i **Vedlegg D**. For analysen av Bovine Liver (1577b) er 19 av de 23 analyserte grunnstoffene med oppgitt info- eller sertifisert verdi innenfor 10 % avvik, mens 2 av de 4 resterende grunnstoffene hadde under 20 % avvik. For Chicken (BGW-10018) er 11 av de 48 analyserte grunnstoffene med oppgitt info- eller sertifiserte verdier innenfor 10% avvik, og 6 av 48 er innenfor 20% avvik.

4.3.2 Presisjon

Presisjon defineres som evnen til en analytisk metode å produsere den samme verdien ved gjentatte analyser av en identisk prøve (Graham, 1993). Det beskriver hvor nærliggende de eksperimentelle resultatene for samme analysemetoden er, og angir dermed reproduserbarheten til målingene. Presisjon måles ved bruk av replikater som er tilnærmet like prøver og analyseres på identisk vis. Presisjonen av en analysemetode kan oppgis som absolutt standardavvik (se **formel 4.3** nedenfor).

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

Formel 4.3

der n er antall prøver, x_i er prøve med prøvenummer i , og \bar{x} er aritmetisk gjennomsnitt (se **formel 4.2**) (Skoog *et al.*, 2004).

Relativt standardavvik (RSD) kan være å foretrekke over absolutt standardavvik (S) da det ved flere tilfeller kan gi et tydeligere inntrykk av datakvaliteten ved en analysemetode (Skoog *et al.*, 2004). RSD fremstilles ofte i prosent, og omtales da som en variasjonskoeffisient (se **formel 4.4** nedenfor).

$$\text{RSD}(\%) = \frac{S}{\bar{x}} * 100 \%$$

Formel 4.4

der S er standardavvik (se **formel 4.3**), og \bar{x} er aritmetisk gjennomsnitt (se **formel 4.2**) (Bajpai *et al.*, 1992; Skoog *et al.*, 2004; Boyd *et al.*, 2008).

For resultatene fra den kjemiske analysen i denne oppgaven, ble det beregnet et relativ standardavvik (RSD) for hver individuell prøve etter tre skanninger. Ved hjelp av RSD kan analyseresultatene kategoriseres etter god presisjon (RSD < 5 %), middels presisjon (RSD = 5-10 %) og dårlig presisjon (RSD > 10 %). Analyseresultatene for 5 av 6 av de utvalgte metallene har jevnt over en god presisjon, med unntak av et fåtalls enkelte analyseprøver med en RSD som tilsier middels til dårlig presisjon. RSD beregnet for As for hver analyseprøve har på den andre siden stort sett dårlig presisjon, med unntak av noen analyseprøver med en middels til god presisjon. En mulig årsak til den dårlige presisjonen for As er at analyseresultatene ligger nær eller under deteksjonsgrensen for metallet i denne oppgaven.

Det ble gjennomført fire gjentakende tester ved den kjemiske analysen i denne oppgaven. Begrunnelsen var for å dobbeltsjekke reproduserbarheten til instrumentet, samt gi en indikator på antall gjeldende desimaler for hver analyserte grunnstoff. De gjentakende testene innebar repeterende analyse av to leverprøver og to nyreprøver.

5. Resultater

I dette kapitlet er resultater for alle analyserte grunnstoff presentert i form av samletabeller for lever og nyre fra lirype. Geografisk fordeling av de 6 utvalgte metallene er også gitt med utgangspunkt i medianverdier for konsentrasjonene i lever- og nyreprøvene fra hver lokalitet (se hhv. *Tabell C.2.1* og *Tabell C.2.2* i **Vedlegg C**). I tillegg gis resultatene fra de statistiske analysene for hvert av de utvalgte metallene for å vurdere regionale mønstre og langsiktige endringer (se *Tabell C.3.1* i **Vedlegg C** for medianverdier for region og tidsperiode).

5.1 Samling av alle analyserte grunnstoff

Resultatene fra analysene av lever- og nyreprøvene for alle grunnstoffene er presentert i form av statistiske beregninger. Det oppgis også deteksjonsgrenser og prosentandel av analyseresultatene under deteksjonsgrensen for hvert av de analyserte grunnstoffene (se hhv. *Tabell 5.1.1* og *Tabell 5.1.2* nedenfor).

Tabell 5.1.1: Resultater for konsentrasjonene av analyserte isotoper i 177 leverprøver fra lirype. **Iso.** – analyserte isotoper. **R** – Oppløsning (LR – lav oppløsning, MR – middels oppløsning, HR – høy oppløsning). **LOD** – deteksjonsgrense (mg/kg, tørrvekt). \bar{x} – gjennomsnittsverdi for konsentrasjonene (mg/kg, tørrvekt). **Median** – medianverdi for konsentrasjonene (mg/kg, tørrvekt). **Min-maks** – minimumsverdi og maksimumsverdi for konsentrasjonene (mg/kg, tørrvekt). **90%-10%** - persentiler. **<LOD** – prosentandel av antall verdier under deteksjonsgrensen.

Iso.	R	LOD	\bar{x}	Median	Min-maks	10%-90%	<LOD
⁷ Li	LR	0,0004	0,0219	0,0132	0,001-0,181	0,003-0,050	0
⁹ Be	LR	0,0003	0,0003	0,0002	0,0003-0,0023	0,00004-0,001	73
¹¹ B	LR	0,007	0,723	0,688	0,146-1,57	0,366-1,15	0
⁸² Se	LR	0,01	0,681	0,651	0,177-1,78	0,344-1,046	0
⁸⁹ Y	LR	0,0001	0,0019	0,0012	0,0002-0,0147	0,0004-0,004	0
⁹⁰ Zr	LR	0,0001	0,0003	0,0001	0,0001-0,003	0,00002-0,0008	2
¹¹⁴ Cd	LR	0,0003	7,16	5,56	0,350-30,6	1,61-13,9	0
⁹⁸ Mo	MR	0,003	25,9	22,7	2,49-99,3	6,36-49,8	0
¹¹⁸ Sn	LR	0,0001	0,0054	0,0003	0,0001-0,606	0,00006-0,0018	14
¹³³ Cs	LR	0,0001	0,166	0,124	0,0068-0,926	0,023-0,361	0
¹⁴⁰ Ce	LR	0,00003	0,0651	0,0333	0,0029-0,422	0,0129-0,148	0
¹⁴¹ Pr	LR	0,00004	0,00614	0,00317	0,00031-0,0395	0,00122-0,0156	0

Tabell 5.1.1: Fortsettelse.

Iso.	R	LOD	\bar{x}	Median	Min-maks	10%-90%	<LOD
¹⁴⁶ Nd	LR	0,00003	0,0205	0,0112	0,00149-0,129	0,00445-0,0492	0
¹⁴⁷ Sm	LR	0,0001	0,0024	0,0016	0,0003-0,0173	0,0006-0,0049	0
¹⁵⁹ Tb	LR	0,00003	0,0001	0,0001	0,00003-0,0012	0,00003-0,00028	4
¹⁶³ Dy	LR	0,00003	0,00043	0,00029	0,00003-0,00402	0,00011-0,00087	1
¹⁶⁵ Ho	LR	0,00003	0,00007	0,00005	0-0,00056	0,00002-0,00014	1
¹⁶⁶ Er	LR	0,00004	0,00016	0,00012	0,00004-0,00105	0,00004-0,00036	9
¹⁶⁹ Tm	LR	0,0001	0,00002	0,000001	0,0001-0,0001	0-0,00004	100
¹⁷² Yb	LR	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001-0,0007	0,00001-0,0002	82
¹⁷⁵ Lu	LR	0,00003	0,00001	0,00001	0,00003-0,0001	0,0000002-0,00003	91
¹⁷⁸ Hf	LR	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001-0,0003	-0,0000003-0,0001	85
¹⁹⁷ Au	LR	0,00003	0,00024	0,00012	0,00001-0,0154	0,00005-0,00025	5
¹⁸² W	LR	0,0001	0,0025	0,0006	0,0001-0,139	0,0002-0,0030	5
²⁰² Hg	LR	0,0001	0,0403	0,0321	0,0081-0,326	0,0170-0,0711	0
²⁰⁵ Tl	LR	0,00004	0,00439	0,00054	0,00005-0,125	0,00017-0,00424	0
²⁰⁸ Pb	LR	0,0200	1,25	0,425	0,038-29,4	0,138-2,204	0
²³² Th	LR	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001-0,0023	0,00001-0,0003	73
²³⁸ U	LR	0,00004	0,00005	0,00002	0,00004-0,00084	0,000001-0,00012	79
²³ Na	MR	1,4	3185	3135	2280-4413	2655-3786	0
²⁵ Mg	MR	0,02	695	677	454-1054	576-867	0
²⁷ Al	MR	0,08	0,57	0,24	0,08-14,2	0,08-0,77	8
²⁹ Si	MR	20	26,3	22,7	20-88,3	8,68-52,8	45
³¹ P	MR	2,43	9125	9106	5160-13124	6771-11497	0
³⁴ S	MR	27	8049	8012	5571-10715	7135-9089	0
³⁹ K	MR	0,7	11075	10734	8711-15178	9559-12983	0
⁴⁴ Ca	MR	0,6	254	218	143-874	167-384	0
⁴⁵ Sc	MR	0,0006	0,0002	0,0002	0,0006-0,0022	0,00003-0,0005	94
⁴⁹ Ti	MR	0,004	0,034	0,016	0,004-0,203	0,006-0,098	3
⁵¹ V	MR	0,0004	0,0014	0,0010	0,0004-0,0185	0,0004-0,0024	13
⁵³ Cr	MR	0,03	0,01	0,003	0,03-0,08	0,001-0,007	98
⁵⁵ Mn	MR	0,0009	31,7	23,9	7,39-170	12,6-50,9	0
⁵⁶ Fe	MR	1,14	4541	3870	1657-13652	2465-7988	0

Tabell 5.1.1: Fortsettelse.

Iso.	R	LOD	\bar{x}	Median	Min-maks	10%-90%	<LOD
⁵⁹ Co	MR	0,0011	0,116	0,104	0,0249-0369	0,0515-0,192	0
⁶⁰ Ni	MR	0,002	0,040	0,025	0,002-0,271	0,009-0,091	1
⁶³ Cu	MR	0,0043	11,2	11,1	7,14-16,5	9,03-13,4	0
⁶⁶ Zn	MR	0,004	82,6	80,2	44,8-199	64,5-100	0
⁶⁹ Ga	MR	0,0010	0,0009	0,0009	0,0010-0,0039	0,0005-0,0014	62
⁸⁵ Rb	MR	0,002	39,4	38,0	8,32-119	20,3-55,7	0
⁸⁸ Sr	MR	0,004	0,438	0,322	0,050-1,87	0,126-0,913	0
¹⁰⁹ Ag	MR	0,003	0,004	0,0004	0,003-0,401	0,00006-0,001	99
¹²¹ Sb	MR	0,0003	0,0035	0,0005	0,0003-0,181	0,0001-0,0052	31
¹³⁷ Ba	MR	0,002	1,19	0,631	0,068-12,1	0,202-2,71	0
¹³⁹ La	MR	0,0003	0,0517	0,0253	0,0018-0,405	0,0081-0,150	0
⁷⁵ As	HR	0,004	0,008	0,003	0,004-0,222	0,001-0,014	66
⁹³ Nb	HR	0,004	0,0001	0,0001	0,004-0,001	0,00001-0,0003	100

Tabell 5.1.2: Resultater for konsentrasjonene av analyserte isotoper i 176 nyreprøver fra lirype. **Iso.** – analyserte isotoper. **R** – Oppløsning (LR – lav oppløsning, MR – middels oppløsning, HR – høy oppløsning). **LOD** – deteksjonsgrense (mg/kg, tørrvekt). \bar{x} – gjennomsnittsverdi for konsentrasjonene (mg/kg, tørrvekt). **Median** – medianverdi for konsentrasjonene (mg/kg, tørrvekt). **Min-maks** – minimumsverdi og maksimumsverdi for konsentrasjonene (mg/kg, tørrvekt). **90%-10%** - persentiler. **<LOD** – prosent av antall verdier under deteksjonsgrensen.

Iso.	R	LOD	\bar{x}	Median	Min-maks	90%-10%	<LOD
⁷ Li	LR	0,0004	0,0575	0,0346	0,0018-0,381	0,0072-0,127	0
⁹ Be	LR	0,0003	0,0002	0,0001	0,0003-0,0029	0,00002-0,0005	79
¹¹ B	LR	0,007	0,875	0,809	0,230-2,33	0,391-1,42	0
⁸² Se	LR	0,01	2,23	2,16	0,70-4,62	1,24-3,27	0
⁸⁹ Y	LR	0,0001	0,0016	0,0006	0,0001-0,0565	0,0002-0,0031	2
⁹⁰ Zr	LR	0,0001	0,0023	0,0014	0,0001-0,0336	0,0006-0,0037	0
¹¹⁴ Cd	LR	0,0003	79,9	66,3	1,26-290	6,92-174	0
⁹⁸ Mo	MR	0,003	2,00	1,94	0,369-5,10	1,260-2,68	0
¹¹⁸ Sn	LR	0,0001	0,0863	0,0011	0,0001-5,59	0,0003-0,0199	5
¹³³ Cs	LR	0,0001	0,306	0,217	0,0238-1,62	0,0464-0,685	0

Tabell 5.1.2: Fortsettelse.

Iso.	R	LOD	\bar{x}	Median	Min-maks	10%-90%	<LOD
¹⁴⁰ Ce	LR	0,00003	0,00611	0,00075	0,00007-0,610	0,00019-0,00639	0
¹⁴¹ Pr	LR	0,00004	0,00057	0,00009	0,000002-0,0444	0,00024-0,00062	23
¹⁴⁶ Nd	LR	0,00003	0,00200	0,00036	0,00001-0,129	0,00011-0,00262	2
¹⁴⁷ Sm	LR	0,0001	0,0004	0,0002	0,0001-0,0170	0,00005-0,0006	29
¹⁵⁹ Tb	LR	0,00003	0,00005	0,00002	0,00003-0,00201	0,0000004-0,00006	70
¹⁶³ Dy	LR	0,00003	0,00032	0,00018	0,00003-0,0105	0,00006-0,00045	6
¹⁶⁵ Ho	LR	0,00003	0,00005	0,00002	0,00003-0,00151	0,0000007-0,00008	67
¹⁶⁶ Er	LR	0,00004	0,00012	0,00005	0,00004-0,00331	0,00001-0,00021	44
¹⁶⁹ Tm	LR	0,0001	0,00002	0,00001	0,0001-0,0004	0,0000002-0,00003	97
¹⁷² Yb	LR	0,0001	0,0001	0,00004	0,0001-0,0020	0,00001-0,0001	82
¹⁷⁵ Lu	LR	0,00003	0,00002	0,00001	0,00003-0,00042	0,0000004-0,00003	89
¹⁷⁸ Hf	LR	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001-0,0008	0-0,0002	73
¹⁹⁷ Au	LR	0,00003	0,00023	0,00014	0,00003-0,0153	0,00006-0,00023	4
¹⁸² W	LR	0,0001	0,0025	0,0003	0,0001-0,177	0,0001-0,0009	11
²⁰² Hg	LR	0,0001	0,130	0,115	0,039-0,625	0,0665-0,195	0
²⁰⁵ Tl	LR	0,00004	0,0341	0,00646	0,00037-1,66	0,00219-0,0456	0
²⁰⁸ Pb	LR	0,0003	2,57	0,498	0,0452-85,6	0,173-2,26	0
²³² Th	LR	0,0001	0,0004	0,0001	0,0001-0,0115	0,00003-0,0008	43
²³⁸ U	LR	0,00004	0,00009	0,00003	0,00004-0,00237	0,000001-0,00020	64
²³ Na	MR	1,4	4485	4457	3045-6142	3670-5297	0
²⁵ Mg	MR	0,02	825	810	646-1132	726-954	0
²⁷ Al	MR	0,08	2,88	1,48	0,08-50,9	0,41-5,52	1
²⁹ Si	MR	20	24,0	18,1	20-157	6,85-49,6	59
³¹ P	MR	2,43	11051	10961	9697-16713	10320-11674	0
³⁴ S	MR	27	9659	9571	8416-13802	8968-10495	0
³⁹ K	MR	0,7	13056	12834	10003-17900	11260-15455	0
⁴⁴ Ca	MR	0,6	826	571	337-12455	418-990	0
⁴⁵ Sc	MR	0,0006	0,0008	0,0006	0,0006-0,0079	0,0004-0,0011	47
⁴⁹ Ti	MR	0,004	0,203	0,151	0,026-1,62	0,058-0,367	0
⁵¹ V	MR	0,0004	0,0021	0,0009	0,0004-0,0367	0,0005-0,0034	5
⁵³ Cr	MR	0,03	0,01	0,004	0,03-0,08	0,001-0,01	98

Tabell 5.1.2: Fortsettelse.

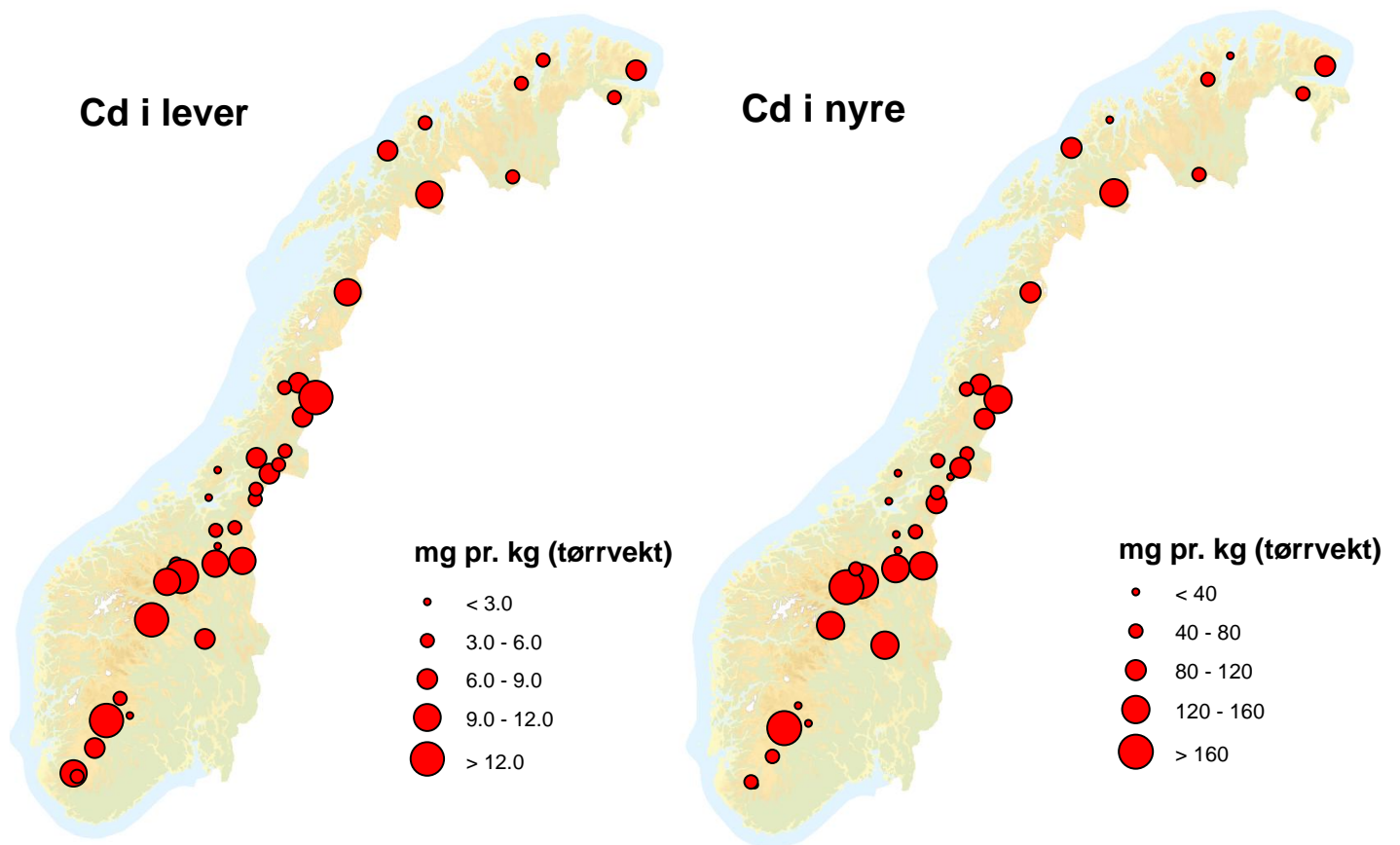
Iso.	R	LOD	\bar{x}	Median	Min-maks	10%-90%	<LOD
⁵⁵ Mn	MR	0,0009	75,5	65,2	8,03-212	20,8-151	0
⁵⁶ Fe	MR	1,143	421	375	202-1009	270-631	0
⁵⁹ Co	MR	0,0011	0,134	0,0988	0,0225-1,02	0,0316-0,267	0
⁶⁰ Ni	MR	0,002	0,361	0,246	0,017-2,64	0,086-0,772	0
⁶³ Cu	MR	0,0043	14,9	14,7	10,3-29,1	12,1-17,8	0
⁶⁶ Zn	MR	0,004	122	117	78,0-231	88,3-159	0
⁶⁹ Ga	MR	0,0010	0,0009	0,0007	0,0010-0,0108	0,0004-0,0013	80
⁸⁵ Rb	MR	0,002	48,6	46,2	11,6-161	24,9-73,0	0
⁸⁸ Sr	MR	0,004	1,18	0,837	0,162-19,1	0,402-1,86	0
¹⁰⁹ Ag	MR	0,003	0,001	0,0004	0,003-0,085	0,00001-0,001	98
¹²¹ Sb	MR	0,0003	0,0862	0,0016	0,0003-9,42	0,0003-0,0333	7
¹³⁷ Ba	MR	0,002	3,07	2,57	0,495-17,6	1,24-5,30	0
¹³⁹ La	MR	0,0003	0,0039	0,0006	0,0003-0,355	0,0002-0,0037	24
⁷⁵ As	HR	0,004	0,013	0,002	0,004-0,487	0,001-0,016	66
⁹³ Nb	HR	0,004	0,0003	0,0002	0,004-0,008	0,0001-0,001	99

5.2 Kadmium (Cd)

5.2.1 Geografisk fordeling

Resultatene fra den statistiske analysen viser at det er ingen signifikante forskjeller i Cd-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype mellom regionene (Kruskal-Wallis-test, hhv.: $\chi^2 = 5,24$, $df = 2$, $P = 0,07$, $\chi^2 = 2,51$ $df = 2$, $P = 0,29$). Boksdiagram av det totale datamaterialet for konsentrasjonene av Cd i lever og nyre fra lirype fordelt etter region er vist i henholdsvis **Figur C.1.1** og **Figur C.1.2** i Vedlegg C.

Den geografiske fordelingen av medianverdier for Cd-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype for hver lokalitet er vist i **Figur 5.2.1** nedenfor.

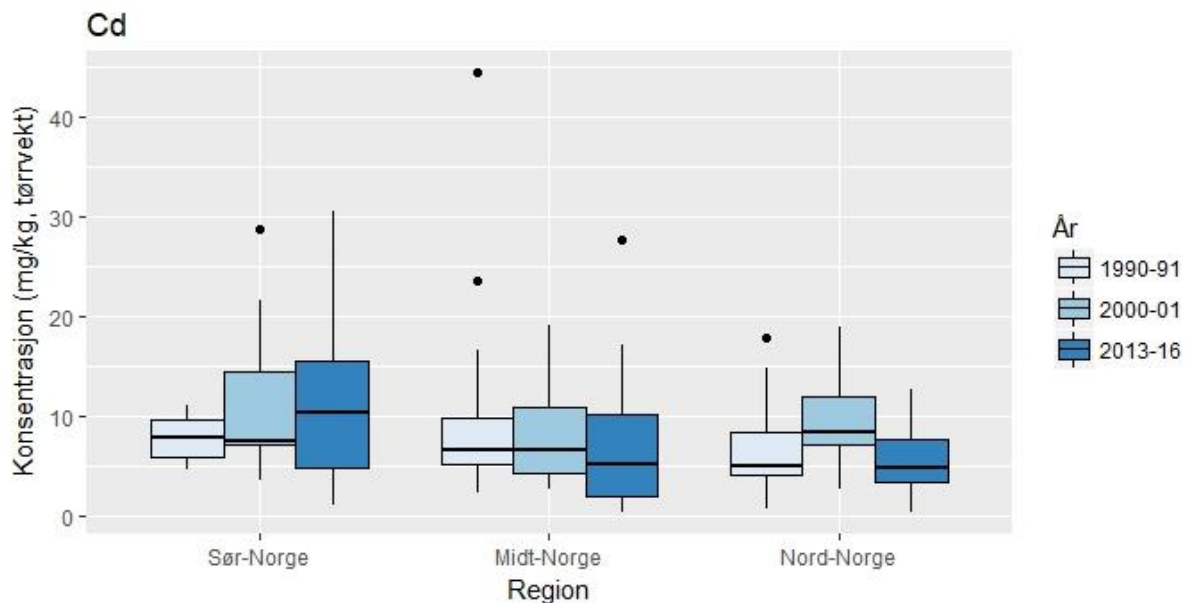


Figur 5.2.1: Geografisk fordeling av medianverdier for hver av de 38 lokalitetene for Cd i lever og nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt).

5.2.2 Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16

Resultatene fra den statistiske analysen indikerer en signifikant endring i konsentrasjonene av Cd i lever fra lirype fra Nord-Norge (ANOVA: $F = 6,78$, $P = 0,002$). Endringen innebærer en signifikant økning fra 1990-91 til 2000-01 med en påfølgende signifikant reduksjon fra 2000-01 til 2013-16 (Tukey test, hhv.: $P = 0,032$; $P = 0,001$). Sammenligningen av resultatene for 1990-91 og 2013-16 viser derimot ingen statistisk signifikant endring i konsentrasjonene av Cd i lever fra lirype fra Nord-Norge (Tukey test: $P = 0,57$). Det er heller ikke funnet noen statistisk signifikante endringer for konsentrasjonene av Cd i lever fra lirype fra Sør- og Midt-Norge (ANOVA, hhv.: $F = 2,34$, $P = 0,12$; $F = 0,95$, $P = 0,39$).

Boksdigram for konsentrasjonene av Cd i lever fra lirype fra hver region over de tre tidsperiodene er vist i **Figur 5.2.2** nedenfor. Oversikt over medianverdier for hver tidsperiode og region er gitt i **Tabell C.3.1** i **Vedlegg C**.



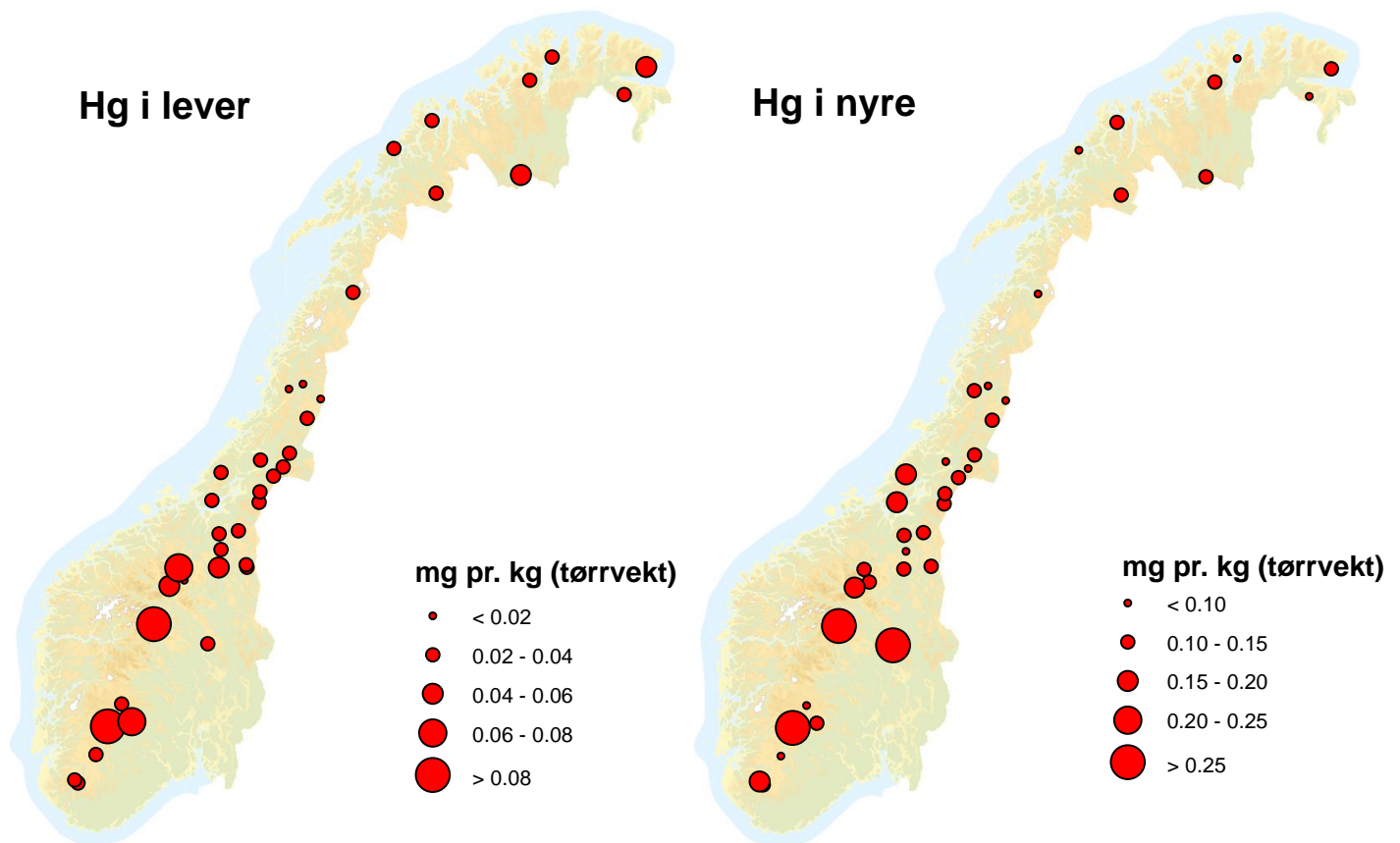
Figur 5.2.2: Konsentrasjonene av Cd i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) over tre tidsperioder (1990-91, 2000-01 og 2013-16) for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.

5.3 Kvikksølv (Hg)

5.3.1 Geografisk fordeling

Resultatene fra den statistiske analysen viser en signifikant forskjell i Hg-konsentrasjonene i lever fra lirype mellom regionene, men ikke i nyrene (Kruskal-Wallis-test, hhv.: $\chi^2 = 19,9$, $df = 2$, $P < 0,001$; $\chi^2 = 4,72$, $df = 2$, $P = 0,09$). Boksdiagram av det totale datamaterialet for konsentrasjonene av Hg i lever og nyre fra lirype fordelt etter region er vist i henholdsvis **Figur C.1.3** og **Figur C.1.4** i Vedlegg C.

Den geografiske fordelingen av medianverdier for Hg-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype for hver lokalitet er vist i **Figur 5.3.1** nedenfor.

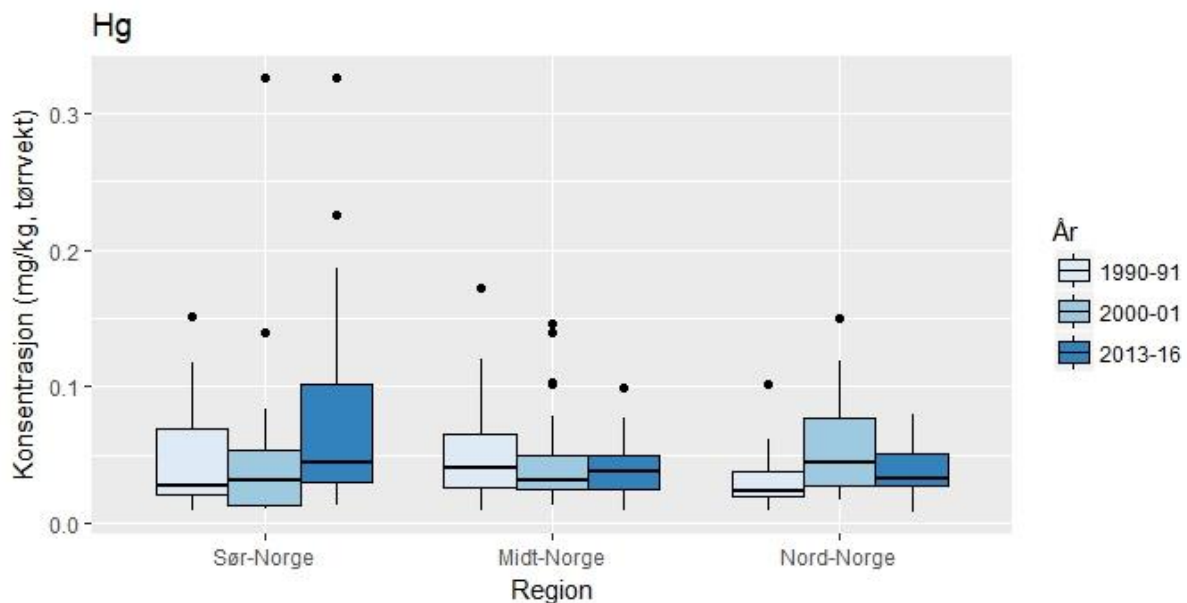


Figur 5.3.1: Geografisk fordeling av medianverdier for hver av de 38 lokalitetene for Hg i lever og nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt).

5.3.2 Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16

Resultatene fra den statistiske analysen indikerer en signifikant endring i konsentrasjonene av Hg i lever fra lirype i Nord-Norge (ANOVA: $F = 9,24$, $P = 0,0003$). Endringen innebærer en signifikant økning fra 1990-91 til 2000-01 med påfølgende en signifikant reduksjon fra 2000-01 til 2013-16 (Tukey test, hhv.: $P = 0,0002$; $P = 0,008$). Sammenligning av resultatene for 1990-91 og 2013-16 viser derimot ingen statistisk signifikant endring i konsentrasjonene av Hg i lever fra lirype fra Nord-Norge (Tukey: $P = 0,18$). Det er heller ikke funnet noen statistisk signifikante endringer for konsentrasjonene av Hg i lever fra lirype fra Sør- og Midt-Norge (ANOVA, hhv.: $F = 6,78$, $P = 0,051$; $F = 1,56$, $P = 0,21$).

Boksdigram for konsentrasjonene av Hg i lever fra lirype fra hver region over de tre tidsperiodene er vist i **Figur 5.3.2** nedenfor. Oversikt over medianverdier for hver tidsperiode og region er gitt i **Tabell C.3.1** i **Vedlegg C**.



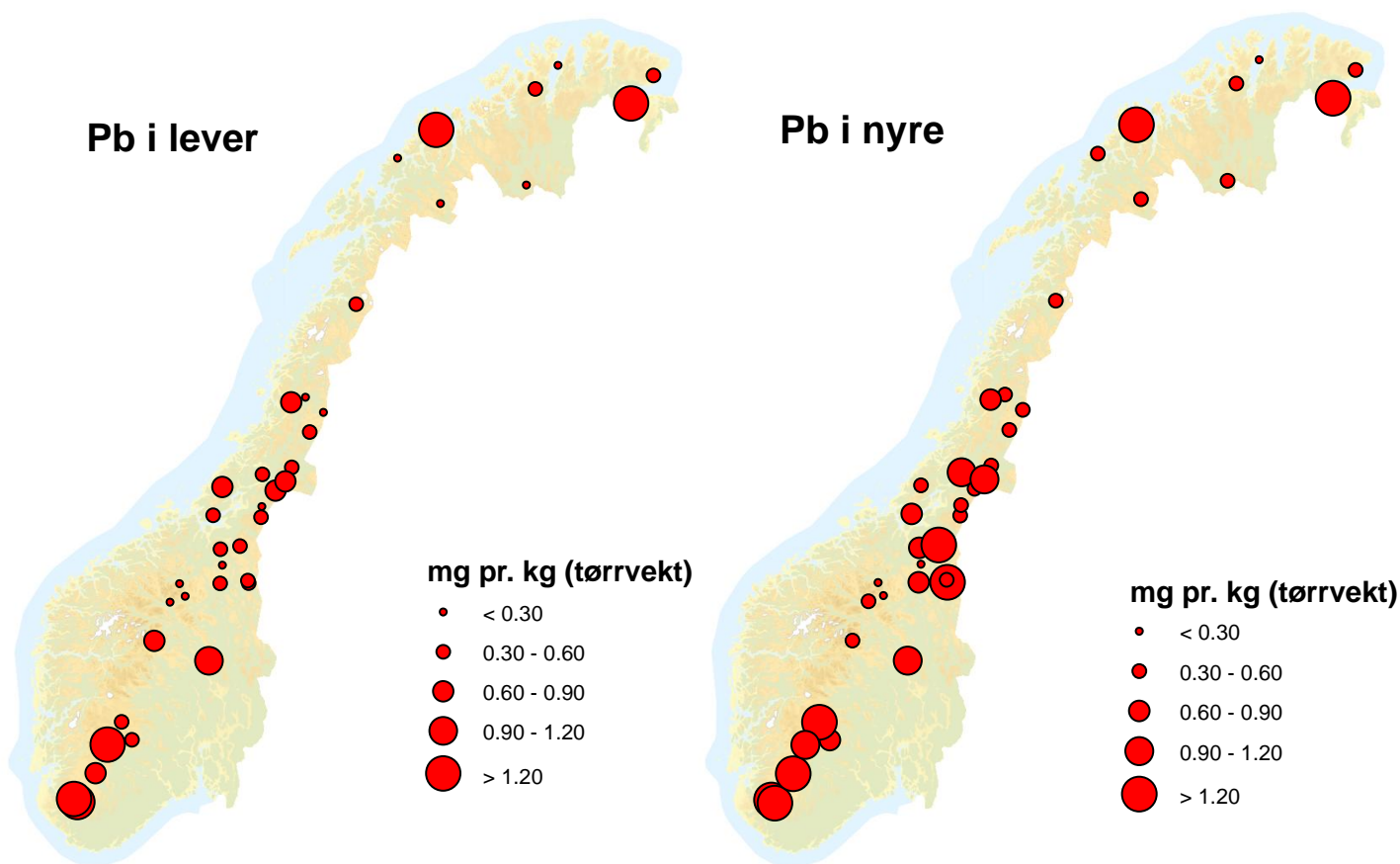
Figur 5.3.2: Konsentrasjonene av Hg i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) over tre tidsperioder (1990-91, 2000-01 og 2013-16) for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.

5.4 Bly (Pb)

5.4.1 Geografisk fordeling

Resultatene fra den statistiske analysen viser en signifikant forskjell i Pb-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype mellom regionene (Kruskal-Wallis-test hhv.: $\chi^2 = 9,74$, $df = 2$, $P = 0,007$, $\chi^2 = 21,89$, $df = 2$, $P < 0,001$). Boksdiagram av det totale datamaterialet for konsentrasjonene av Pb i lever og nyre fra lirype fordelt etter region er vist i henholdsvis **Figur C.1.5** og **Figur C.1.6** i Vedlegg C.

Den geografiske fordelingen av medianverdier for Pb-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype for hver lokalitet er vist i **Figur 5.4.1** nedenfor.

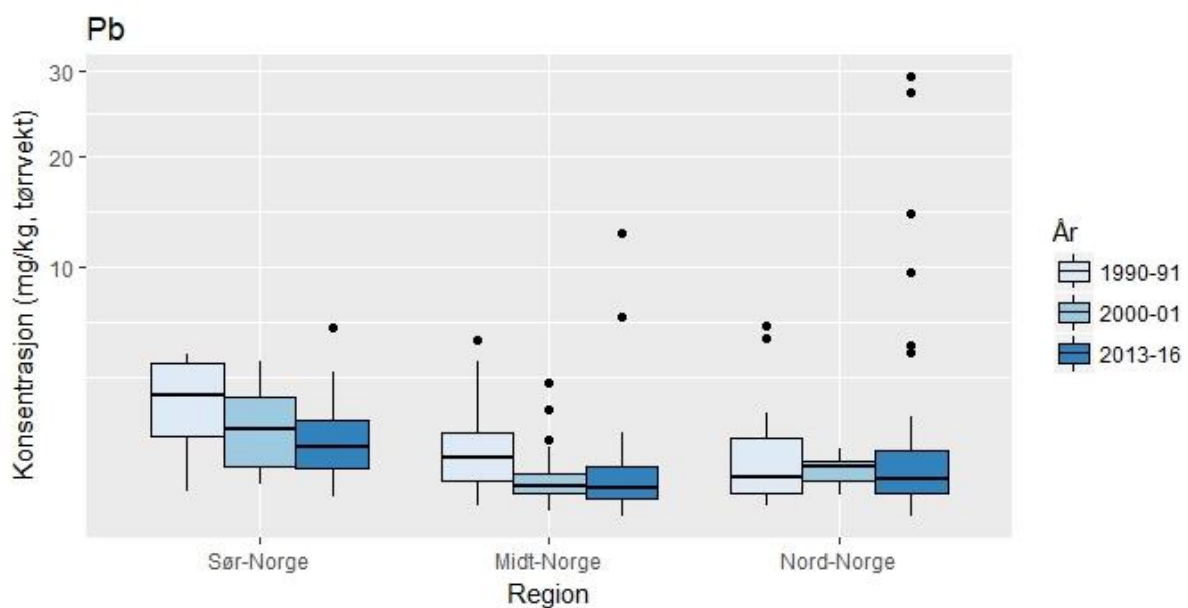


Figur 5.4.1: Geografisk fordeling av medianverdier for hver av de 38 lokalitetene for Pb i lever og nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt).

5.4.2 Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16

Resultatene fra den parametriske testen viser ingen signifikante endringer i konsentrasjonene av Pb i lever fra lirype i regionene (ANOVA, hhv.: $F = 1,33$, $P = 0,27$; $F = 1,93$, $P = 0,15$; $F = 0,48$, $P = 0,62$). Ved en ikke-parametrisk sammenligning av Pb-konsentrasjonene er det derimot funnet en signifikant endring i Pb-konsentrasjonen i lever fra lirype i Midt-Norge over hele den undersøkte tidsperioden (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 23,07$, $df = 2$, $P < 0,001$). Det gjelder derimot ikke for Sør- og Nord-Norge (Kruskal-Wallis, hhv.: $\chi^2 = 1,03$, $df = 2$, $P = 0,60$; $\chi^2 = 1,56$, $df = 2$, $P = 0,46$).

Boksdigram for konsentrasjonene av Pb i lever fra lirype fra hver region over de tre tidsperiodene er vist i **Figur 5.4.2** nedenfor. Oversikt over medianverdier for hver tidsperiode og region er gitt i **Tabell C.3.1** i **Vedlegg C**.



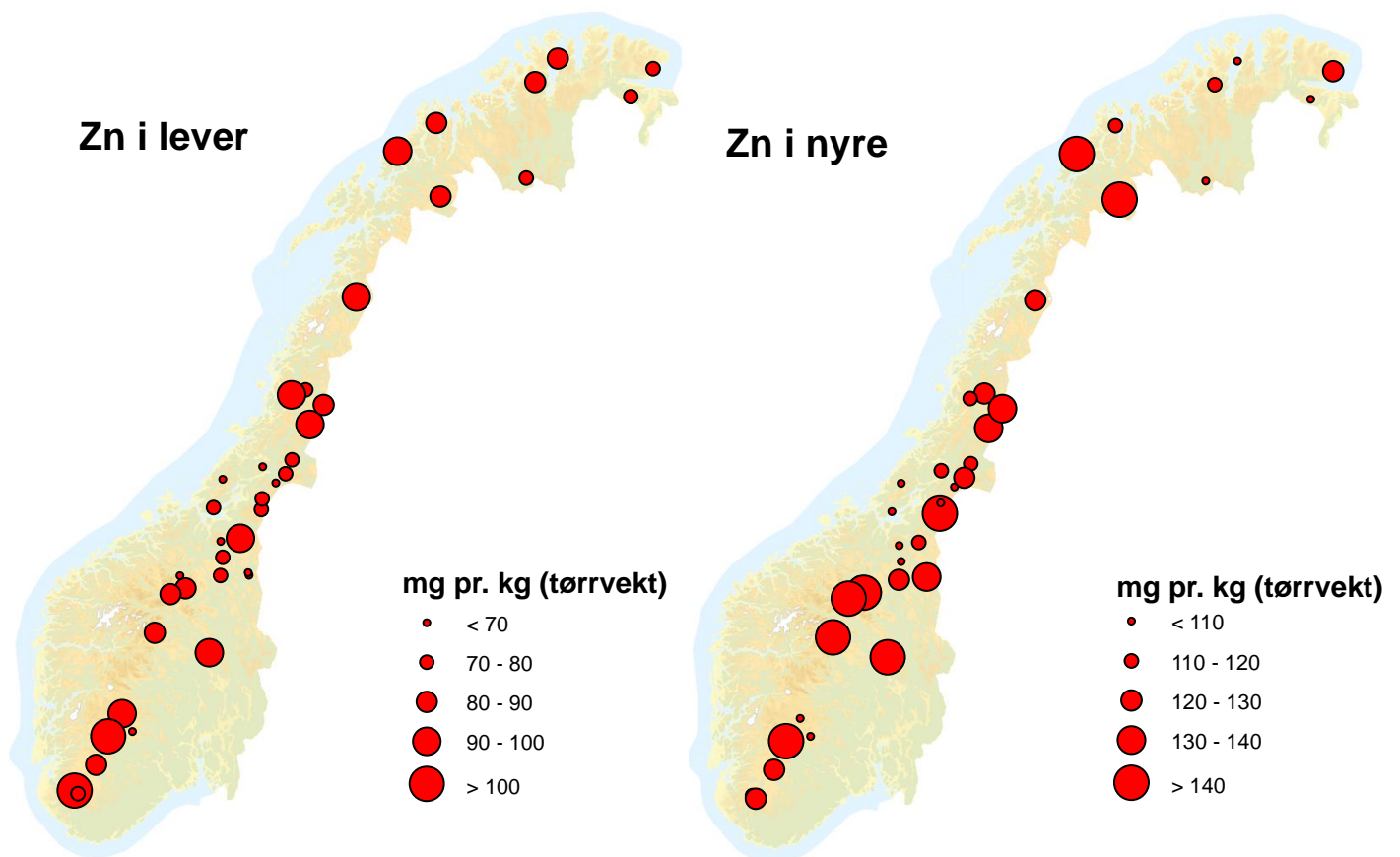
Figur 5.4.2: Konsentrasjonene av Pb i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) over tre tidsperioder (1990-91, 2000-01 og 2013-16) for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.

5.5 Sink (Zn)

5.5.1 Geografisk fordeling

Resultatene fra den statistiske analysen viser ingen signifikante forskjeller i Zn-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype mellom regionene (Kruskal-Wallis-test, hhv: $\chi^2 = 1,50$, $df = 2$, $P = 0,47$; $\chi^2 = 2,98$, $df = 2$, $P = 0,23$). Boksdiagram av det totale datamaterialet for konsentrasjonene av Zn i lever og nyre fra lirype fordelt etter region er vist i henholdsvis **Figur C.1.7** og **Figur C.1.8** i Vedlegg C.

Den geografiske fordelingen av medianverdier for Zn-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype for hver lokalitet er vist i **Figur 5.5.1** nedenfor.

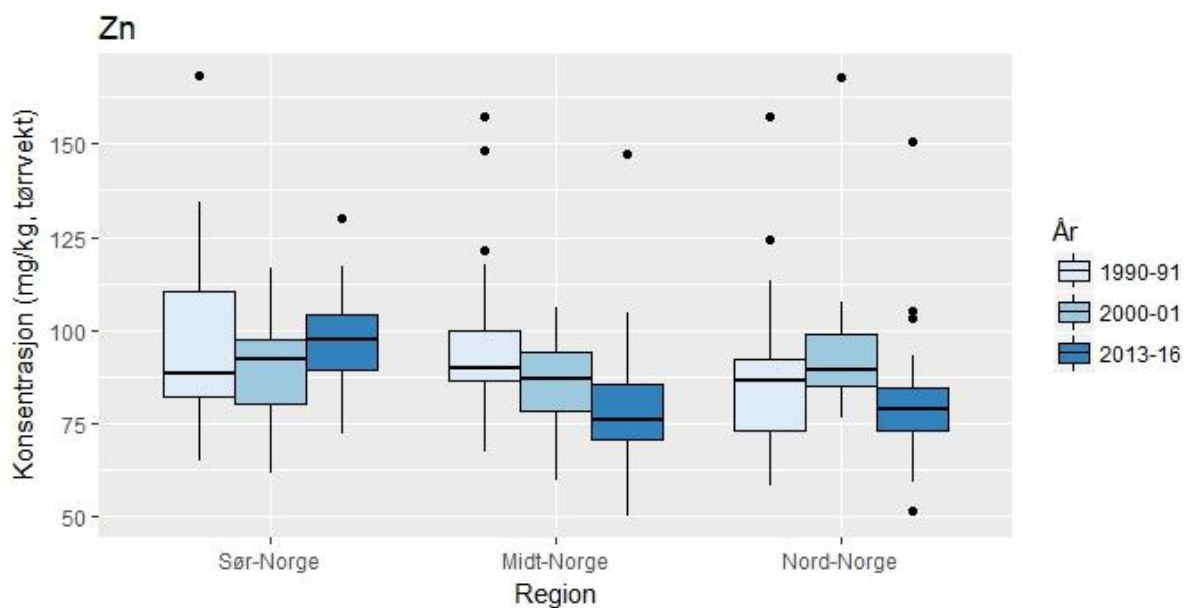


Figur 5.5.1: Geografisk fordeling av medianverdier for hver av de 38 lokalitetene for Zn i lever og nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt).

5.5.2 Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16

Resultatene fra den statistiske analysen indikerer en signifikant endring i konsentrasjonene av Zn i lever fra lirype fra Midt- og Nord-Norge (ANOVA, hhv.: $F = 11.64$, $P < 0,001$; $F = 3,73$, $P = 0,03$). Endringene i Midt-Norge innebærer en signifikant reduksjon fra 2000-01 til 2013-16. Sammenligningen av resultatene for 1990-91 og 2013-16 viser også en nedgang som er statistisk signifikant i regionen (Tukey hhv.: $P = 0,009$; $P < 0,001$). Endringene i Nord-Norge innebærer en statistisk signifikant reduksjon fra 2000-01 til 2013-16, men sammenligningen av resultatene for 1990-91 og 2013-16 viser derimot ingen statistisk signifikante endringer for konsentrasjonene av Zn (Tukey hhv.: $P = 0,03$; $P = 0,28$). I lirype fra Sør-Norge viser resultatene viser ingen statistisk signifikante endringer for Zn-innholdet i lever (ANOVA: $F = 0,31$, $P = 0,74$).

Boksdigram for konsentrasjonene av Zn i lever fra lirype fra hver region over de tre tidsperiodene er vist i **Figur 5.5.2** nedenfor. Oversikt over medianverdier for hver tidsperiode og region er gitt i **Tabell C.3.1** i **Vedlegg C**.



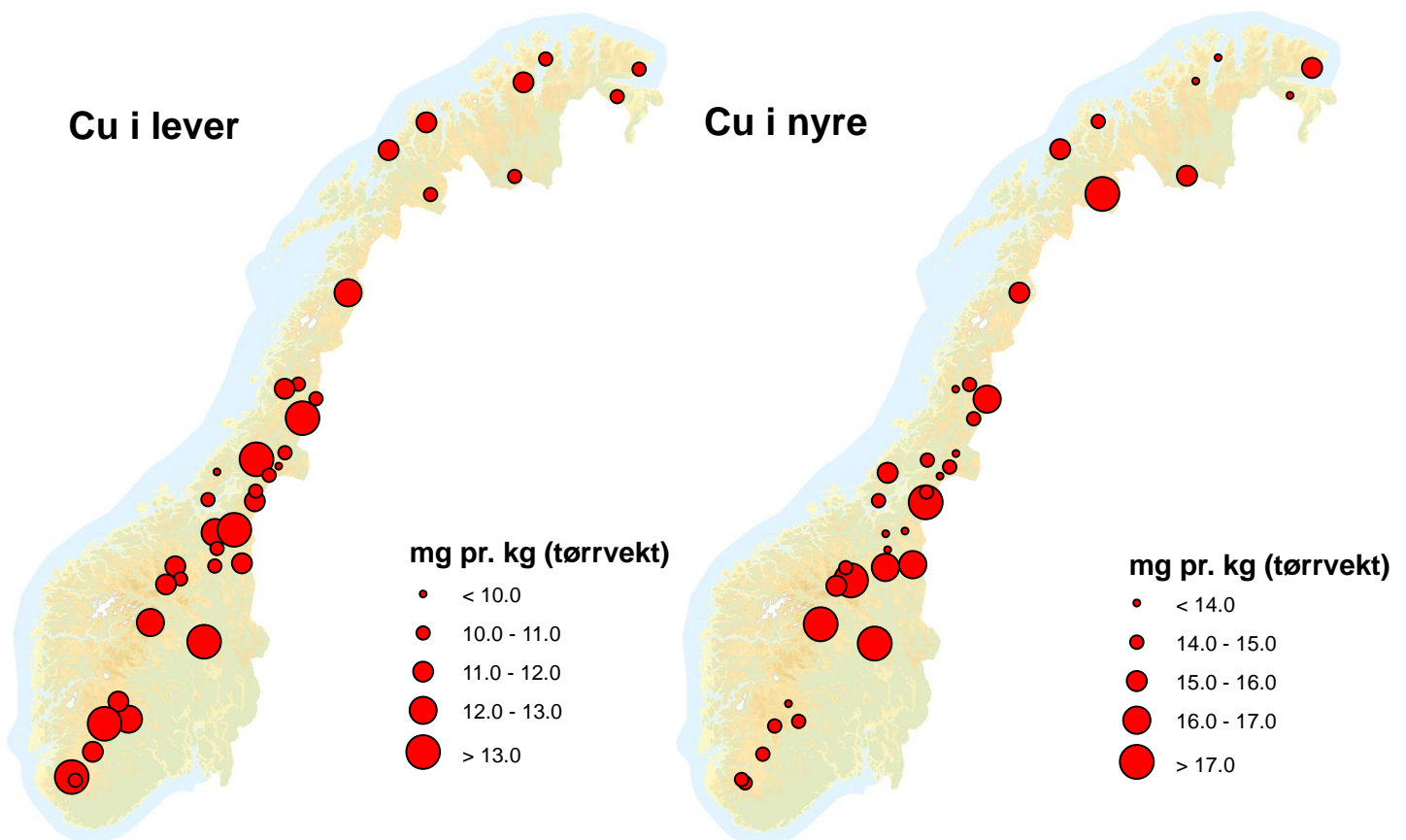
Figur 5.5.2: Konsentrasjonene av Zn i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) over tre tidsperioder (1990-91, 2000-01 og 2013-16) for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.

5.6 Kobber (Cu)

5.6.1 Geografisk fordeling

Resultatene fra den statistiske analysen viser en signifikant forskjell i Cu-konsentrasjonene i lever fra lirype mellom regionene, men ikke i nyrene (Kruskal-Wallis-test, hhv.: $\chi^2 = 8,72$, $df = 2$, $P = 0,01$; $\chi^2 = 0,98$, $df = 2$, $P = 0,64$). Boksdiagram av det totale datamaterialet for konsentrasjonene av Cu i lever og nyre fra lirype fordelt etter region er vist i henholdsvis **Figur C.1.9** og **Figur C.1.10** i Vedlegg C.

Den geografiske fordelingen av medianverdier for Cu-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype for hver lokalitet er vist i **Figur 5.6.1** nedenfor.

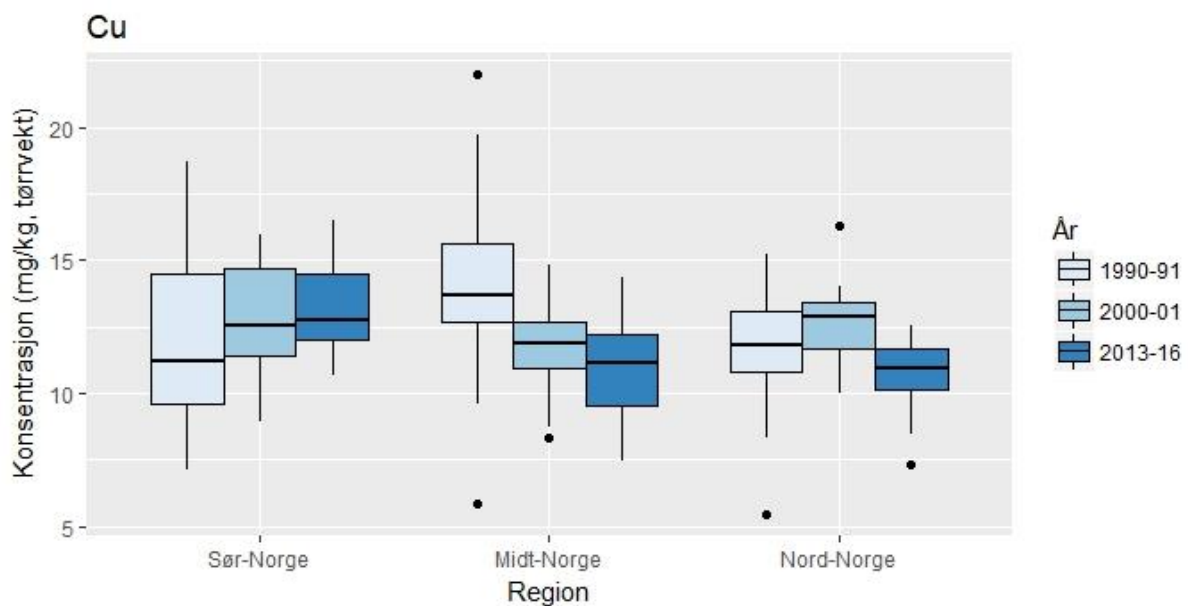


Figur 5.6.1: Geografisk fordeling av medianverdier for hver av de 38 lokalitetene for Cu i lever og nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt).

5.6.2 Langsiktige endringer fra 1990-91 til 2013-16

Resultatene fra den statistiske analysen indikerer en signifikant endring i konsentrasjonene av Cu i lever fra liryte fra Midt- og Nord-Norge (ANOVA, hhv.: $F = 18,39$, $P < 0,001$; $F = 11,96$, $P < 0,001$). Endringene i Midt-Norge innebærer en signifikant reduksjon fra 1990-91 til 2000-01. Sammenligningen av resultatene for 1990-91 og 2013-16 viser også en nedgang i Cu-konsentrasjonen som er statistisk signifikant (Tukey, hhv.: $P < 0,001$; $P = 0,001$). Endringene i Nord-Norge innebærer en signifikant reduksjon fra 2000-01 til 2013-16, og nedgangen er statistisk signifikant ved sammenligning av resultatene for 1990-91 og 2013-16 (Tukey, hhv.: $P = 0,0002$; $P = 0,001$). I Sør-Norge er det ikke funnet noen statistisk signifikante endringer for Cu-innholdet i lever fra liryte (ANOVA: $F = 0,15$, $P = 0,86$).

Boksdigram for konsentrasjonene av Cu i lever fra liryte fra hver region over de tre tidsperiodene er vist i **Figur 5.6.2** nedenfor. Oversikt over medianverdier for hver tidsperiode og region er gitt i **Tabell C.3.1** i **Vedlegg C**.



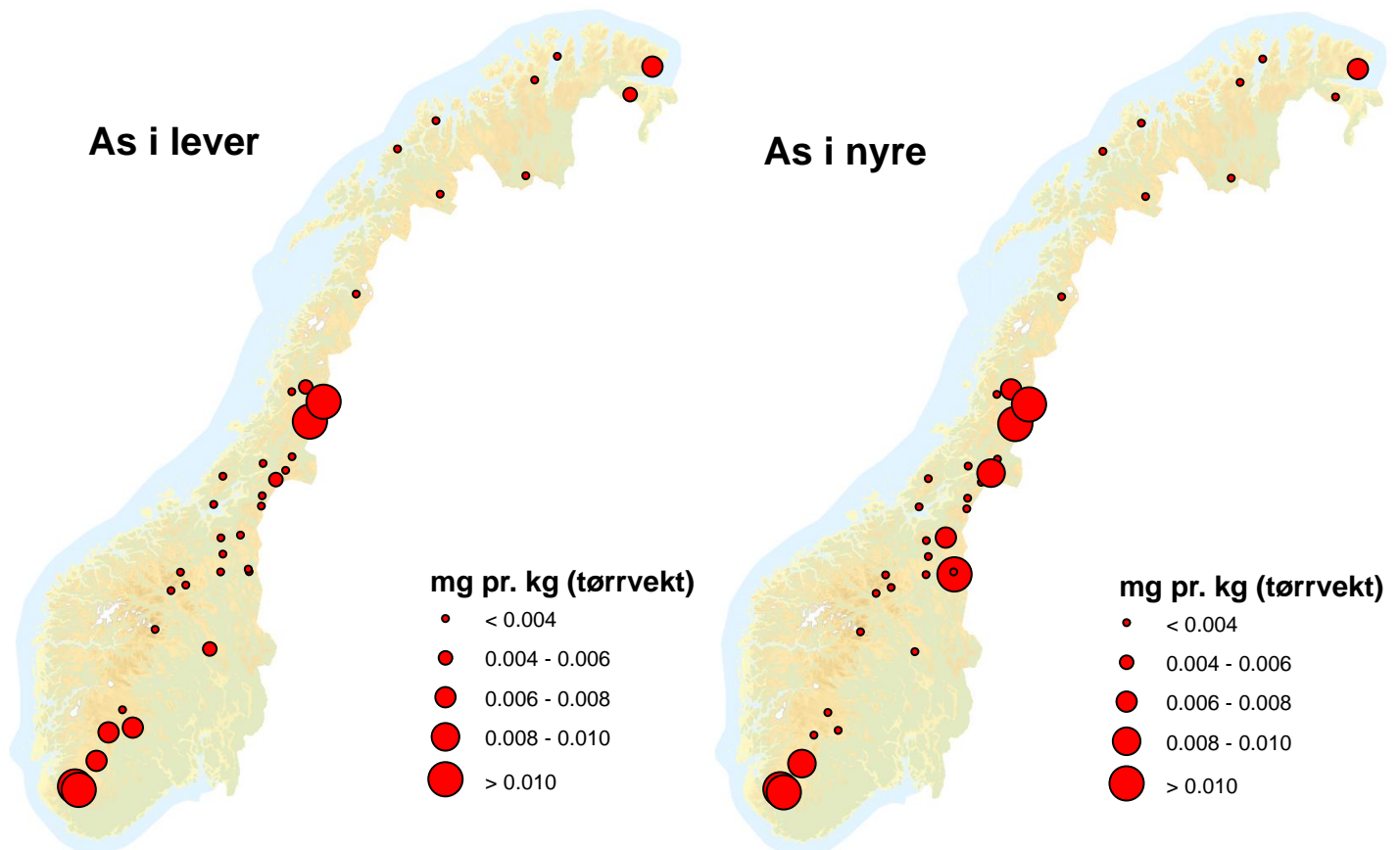
Figur 5.6.2: Konsentrasjonene av Cu i lever fra liryte (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) over tre tidsperioder (1990-91, 2000-01 og 2013-16) for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.

5.7 Arsen (As)

5.7.1 Geografisk fordeling

Resultatene fra den statistiske analysen viser ingen signifikante forskjeller i As-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype mellom regionene (Kruskal-Wallis-test, hhv.: $\chi^2 = 2,11$, $df = 2$, $P = 0,35$, $\chi^2 = 1,60$, $df = 2$, $P = 0,45$). Boksdiagram av det totale datamaterialet for konsentrasjonene av As i lever og nyre fra lirype fordelt etter region er vist i henholdsvis **Figur C.1.11** og **Figur C.1.12** i Vedlegg C.

Den geografiske fordelingen av medianverdier for As-konsentrasjonene i lever og nyre fra lirype for hver lokalitet er vist i **Figur 5.7.1** nedenfor.



Figur 5.7.1: Geografisk fordeling av medianverdier for hver av de 38 lokalitetene for As i lever og nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt).

6. Diskusjon

I dette kapitlet diskuteres resultatene som er presentert i **kapittel 5**. Det innebærer diskusjon rundt de 6 utvalgte metallenes geografisk fordeling og langsiktige endringer siden de tidligere kartleggingene av metallinnhold i lirype i 1990-91 (Kålås og Lierhagen, 1992) og 2000-01 (Kålås og Lierhagen, 2003). Resultatene diskuteres også opp mot andre rapporter om metaller i lirype (Myklebust *et al.*, 1993; Wren *et al.*, 1994; Pedersen og Hylland, 2006) og andre fuglearter som kattugle (*Strix aluco*) (Bustnes *et al.*, 2013) og hønsehauk (*Accipiter gentilis*) (Dolan *et al.*, 2017). Det inkluderes også resultater fra den nyeste moseundersøkelsen (Steinnes *et al.*, 2016) og et studie av metaller i overflatejord i Norge (Nygård *et al.*, 2012) da de kan vise atmosfærisk tilførsel og tilstedeværelse av metaller i naturmiljøet.

6.1 Kadmium (Cd)

Cd er et ikke-essensielt metall som kan bioakkumulere i en organisme, da spesielt i nyrene, ettersom Cd ikke reguleres i vev og organer (Myklebust og Pedersen, 1999). Fugler og pattedyr er på den andre siden relativt motstandsdyktige mot Cd, og de kan tåle konsentrasjoner av metallet i nyrene på flere hundre mg/kg (tørrvekt) (Kålås og Lierhagen, 2003). Lirype er dessuten en art det tidligere er rapportert om et noe høyere innhold av Cd sammenlignet med andre arter (Myklebust *et al.*, 1993; Wren *et al.*, 1994).

De regionale mønstrene for Cd i overflatejord og mose i Norge følger en klar nord-sør-konsentrasjonsgradient som kan tyde på tilførsel av metallet fra atmosfærisk langtransport til sørlige deler av Norge (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). De tidligere kartleggingene og andre studier av metallinnhold i lirype rapporterer derimot om forhøyde Cd-konsentrasjoner i sentrale fjellstrøk i Sør-Norge og indre deler av Troms i Nord-Norge (Kålås og Lierhagen 1992; Wren *et al.*, 1994; 2003). I denne oppgaven er det ikke funnet noen regionale mønstre for Cd i lirype som er statistisk signifikante. Det kan skyldes en endring i tilførsel av metallet, eller at selve inndelingen av regionene som sammenlignes i denne oppgaven avviker fra områdene som undersøkes i andre studier. Det er dessuten funnet enkelte lokaliteter og områder i samtlige regioner med forhøyde konsentrasjoner av Cd i lirype. Enkelte av dem kan sies til en viss grad å følge de regionale mønstrene funnet i de tidligere kartleggingene av metallinnhold i lirype (se **Figur 5.2.1** i **underkapittel 5.2.1**).

I Sør-Norge er det spesielt en lokalitet, lokalitet 42 (Vinje), med en forhøyet medianverdi for Cd-innholdet i lirype (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Forhøyde konsentrasjoner for Cd i denne arten i Vinje er også rapportert tidligere (Kålås og Lierhagen, 2003). Det kan skyldes lokale forurensningskilder. En potensiell lokal forurensningskilde er Ti-produksjonen og Zn-smelteverket i Odda med noe høye nivåer av metallet i nærområdet (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes og Uggerud, 2017). Det er også mulig at noe Cd tilføres naturmiljøet ved atmosfærisk langtransport som tas opp av liryperne (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). De resterende lokalitetene i regionen har derimot stort sett medianverdier for innholdet av Cd i lirype nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**).

I Midt-Norge er det i denne oppgaven funnet relativt lave medianverdier for konsentrasjonene av Cd i lirype rundt Trondheim. Lave konsentrasjoner av metallet er også rapportert for blod og kroppsfjær fra hønsehauk i området (Dolan *et al.*, 2017). Lokaliteter sør og nord for Trondheim i denne oppgaven har derimot noe forhøyde medianverdier (se **Figur 5.2.1** i **underkapittel 5.2.1**). De sørligere delene i regionen omfatter lokalitet 22 (Oppdal), lokalitet 34 (Lesja), lokalitet 35 (Ringebu), lokalitet 36 (Lom), lokalitet 39 (Tolga) og lokalitet 41 (Røros) som ligger i eller nær Dovrefjell (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Andre studier rapporterer også om høye nivåer av Cd i lirype i dette området (Kålås og Lierhagen, 1992; Myklebust *et al.*, 1993; Wren *et al.*, 1994; 2003; Pedersen og Hylland, 2006). En mulig årsak kan derfor være denne liryperens inntak av vier som inneholder store mengder Cd (Myklebust *et al.*, 1993).

I nordlige deler av Midt-Norge viser også resultatene i denne oppgaven noe forhøyde medianverdier for innholdet av Cd i lirype fra lokalitet 10 (Grane), lokalitet 11 (Hattfjelldal), lokalitet 40 (Saltdal) og lokalitet 44 (Røyrvik) (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Det er tidligere også rapportert om noe høyere konsentrasjoner av Cd i nyrene i lirype i Grane (Wren *et al.*, 1994), samtidig som det ved samtlige lokaliteter er funnet noe høyere innhold av metallet i overflatejorda (Nygård *et al.*, 2012). En mulig forklaring kan være at lirype i nevnte lokalitetene tar opp noe Cd fra overflatejorda. Det er derimot rapportert om relativt lavt innhold av metallet i lirype og naturmiljøet ellers i den delen av regionen i andre studier (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Steinnes *et al.*, 2016). Det kan derfor tyde på endring i regionale mønstrene for metallet i denne oppgaven, men det kan også være tilfeldig.

I Nord-Norge er det spesielt en lokalitet, lokalitet 9 (Målselv), som har en noe forhøyet medianverdi for konsentrasjonene av Cd i lirype (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Målselv ligger i et område der de tidligere kartleggingene av metallinnhold i lirype også rapporterer om noe høyere konsentrasjoner av metallet (Kålås og Lierhagen 1992; 2003). En mulig årsak kan være et naturlig høyt innhold av Cd i lokale vegetasjon og overflatejord (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012). De resterende lokalitetene i Nord-Norge har en medianverdi for innholdet av Cd i lirype nær den samlede medianverdien for metallet i oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Det samsvarer til en viss grad med funnene metallet i blod og kroppsfjær fra hønsehauk nær Tromsø i regionen (Dolan *et al.*, 2017).

De siste tiårene har konsentrasjonene av Cd i naturmiljøet avtatt i flere områder i Norge (Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016). Rundt Trondheim i Midt-Norge har Cd-konsentrasjonene avtatt (~80 %) i halefjær fra kattugle fra 1986 til 2005 (Bustnes *et al.*, 2013). For atmosfærisk avsetning av Cd er det også en statistisk signifikant nedgang i Indre Troms og Vest-Finnmark, og en reduksjon (~80 %) i de sørligste delene av Norge fra 1977 til 2005. Fra 2005 og frem til 2015 er det derimot lite eller ingen endring for atmosfærisk avsetning av metallet (Steinnes *et al.*, 2016). Den tidligere vurderingen av metallinnholdet i lever i lirype over tid fant derimot ingen statistisk signifikant endring for Cd fra 1990-91 til 2000-01 (Kålås og Lierhagen, 2003).

I denne oppgaven viser resultatene lite eller ingen endring i Cd-innholdet i lever i lirype i Sør- og Midt-Norge over den undersøkte 25-årsperioden. I Nord-Norge er det derimot funnet en statistisk signifikant økning for Cd fra 1990-91 til 2000-01 med påfølgende statistisk signifikant reduksjon fra 2000-01 til 2013-16 til omtrent samme nivå som i 1990-91 (se **Figur 5.2.2** i **underkapittel 5.2.2**). Økningen fra 1990-91 til 2000-01 er på den andre siden ikke rapportert om i den tidligere vurderingen av endring i metallinnhold i lirype for samme tidsperiode (Kålås og Lierhagen, 2003). Det er dessuten noe begrenset datamaterialet for sammenligningen over tid i denne oppgaven grunnet få sammenfallende lokaliteter. Det er derfor mulig at endringene funnet for metallet i Nord-Norge er noe tilfeldig. Det kan dermed tolkes til at resultatene for Cd i lirype over tid i liten grad å samsvare med de langsiktige endringene for atmosfærisk tilførsel av metallet til Norge (Steinnes *et al.*, 2016).

Resultatene for Cd i denne oppgaven kan oppsummeres med at atmosfærisk langtransport av metallet virker å ha noe mindre betydning for innholdet av det i lirype i Norge. Eksponering av Cd fra lokal vegetasjon som vier virker derimot å være en betydeligere kilde til metallet i denne arten i enkelte områder (Kålås og Lierhagen 1992; Myklebust *et al.*, 1993; 2003). Da dette er spesielt for Cd i lirype, kan det være vanskelig å utvurdere langsiktige endringer og geografiske forskjeller for metallet i andre arter i Norge ut ifra resultatene i denne oppgaven.

6.2 Kvikksølv (Hg)

Hg er et ikke-essensielt metall som kan bioakkumulere i høyere trofiske nivåer i næringskjeden (Kålås og Lierhagen, 2003; Pedersen *et al.*, 2006). Det oppkonsentreres da blant annet i lever, nyre og hjernemasse hos pattedyr og fugler (Kålås og Lierhagen, 2003). Planteetere er mindre utsatt for akkumulering av Hg da det i liten grad kan tas opp av planter fra jorda. Det er derfor stor sett rapportert om lave nivåer av Hg i arter som lirype (Kålås og Lierhagen, 1992; 2003; Pedersen *et al.*, 2006).

Det er tidligere funnet få regionale variasjoner for Hg i atmosfærisk avsetning og lirype i Norge (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Steinnes *et al.*, 2016). I denne oppgaven viser resultatene derimot en statistisk signifikant forskjell mellom regionene for metallet i lever, men ikke i nyrene. Resultatene kan videre tolkes til at Sør-Norge er regionen med de høyere konsentrasjonene av metallet i lever i lirype (se **Figur C.1.3** i **Vedlegg C**). Det kan skyldes tilførsel fra atmosfærisk langtransport eller lokale forurensningskilder. Funnet kan også være tilfeldig grunnet noe begrenset datamaterialet fra regionen i denne oppgaven, eller at inndelingen av regionene avviker fra områdene andre studier har undersøkt. Videre er det funnet lokaliteter med noe forhøyde medianverdier for innholdet av Hg i lirype i samtlige regioner (se **Figur 5.3.1** i **underkapittel 5.3.1**).

I Sør-Norge er det spesielt en lokalitet, lokalitet 42 (Vinje), med noe forhøyd medianverdi for Hg-innholdet i lirype (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Det samsvarer til en viss grad med resultatene for lokaliteten i de tilsvarende kartleggingene fra tidligere år (Kålås og Lierhagen 1992; 2003). Det kan skyldes tilførsel av Hg fra atmosfærisk langtransport eller lokale forurensningskilder som nevnt tidligere. En potensiell lokal forurensningskilde kan være Zn-smelteverket og Ti-produksjonen i Odda med beliggenhet noe nært Vinje. I området er det rapportert om konsentrasjoner av Hg i naturmiljøet som er 10 ganger høyere enn de

naturlige bakgrunnsnivåene (Steinnes og Uggerud, 2017). Ved noen av de resterende lokalitetene i regionen er medianverdiene for Hg-konsentrasjonene i lirype noe forhøyet, men for det meste er de nære den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**).

I Midt-Norge har stort sett lokalitetene en medianverdi for Hg-konsentrasjonene i lirype nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Andre studier og de tidligere kartleggingene rapporterer derimot om noe høyere konsentrasjoner av Hg i områder rundt Trondheim (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Steinnes *et al.*, 2016; Dolan *et al.*, 2017). Det kan skyldes at lirype som planteeter i mindre grad er utsatt for oppkonsentrering av Hg sammenlignet med rovfugl som hønsehauk. Det kan også komme av en mulig endring i tilførsel av Hg til enkelte deler av regionen i løpet av den undersøkte 25-årsperioden. I denne oppgaven er det derimot to lokaliteter, lokalitet 35 (Ringebu) og lokalitet 36 (Lom), lengre sør i Midt-Norge som har noe forhøyde medianverdier for konsentrasjonene av Hg i lirype (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). I Lom kan det skyldes høy atmosfærisk avsetning av metallet i området tidligere år (Steinnes *et al.*, 2016). I Ringebu kan resultatet være tilfeldig da kun ett individ er mottatt og analysert fra lokaliteten.

I Nord-Norge har samtlige lokaliteter medianverdier for konsentrasjonene av Hg i lirype nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Resultatene samsvarer i stor grad med funnene for blod og fjær fra hønsehauk i området rundt Tromsø (Dolan *et al.*, 2017). I enkelte deler av regionen er det derimot funnet noe høyere atmosfærisk avsetning av Hg (Steinnes *et al.*, 2016), men ifølge resultatene i denne oppgaven er lirype i liten grad påvirket.

Konsentrasjonene av Hg i naturmiljøet i Norge har variert lite de siste tiårene (Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016). Den tidligere vurderingen av metallinnhold i lirype viser derimot en økning i Hg-innholdet i arten, men årsaken er trolig at det systematisk er målt høyere konsentrasjoner av metallet i 2000-01 enn i 1990-91 (Kålås og Lierhagen, 2003). Det kan komme av ulike analyseprosedyrer ved de to kartleggingene (se **underkapittel 3.1.1**). I denne oppgaven er det ikke funnet noen statistisk signifikante endringer for konsentrasjonene av Hg i lever i lirype over den undersøkte 25-årsperioden (se **Figur 5.3.2** i **underkapittel 5.3.2**). Det kan sies å samsvare med funnene i andre studiene (Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016).

Resultatene for Hg i oppgaven kan oppsummeres med at lirype i Norge virker i mindre grad å være utsatt for belastning av metallet, og de fleste lokalitetene har en medianverdi for konsentrasjonene som kan ansees som lav. De forhøyde medianverdiene funnet for Hg i denne oppgaven virker å være tilfeldig. Det kan skyldes noe begrenset datamateriale i oppgaven, men også at Hg oppfører seg annerledes i atmosfæren sammenlignet med andre metaller (Jickells, 2002). Det kan gjøre det vanskeligere å oppdage tydelige regionale mønstre og langsiktige endringer for metallet i denne oppgaven

6.3 Bly (Pb)

Pb er et ikke-essensielt metall som bioakkumulerer i blant annet lever, nyre og skjelett hos virveldyr (Pedersen *et al.*, 2006). Det kan forekommer naturlig i jord, men eksisterer da stort sett på en lite biotilgjengelig form (Kålås og Lierhagen, 2003). Historisk sett har naturmiljøet i Norge derimot blitt tilført store mengder av Pb fra atmosfærisk langtransport fra andre deler av Europa (Steinnes *et al.*, 2016). Metallet kan så avsettes på planter som igjen er føde for planteetere som lirype, og kan dermed tas opp i næringskjeden (Pedersen *et al.*, 2006).

Det regionale mønstret for Pb i lirype og naturmiljøet ellers i Norge følger en tydelig nord-sør-konsentrasjonsgradient med større avsetning av atmosfærisk langtransport i de sørligste delene av Norge (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). I denne oppgaven er det også funnet statistiske signifikante forskjeller mellom regionene. Resultatene viser høyere innhold av metallet lirype i Sør-Norge sammenlignet med resten av landet (se **Figur C.1.5** og **Figur C.1.6** i **Vedlegg C**). Det kan tyder på at en tydelig nord-sør-konsentrasjonsgradient virker å fortsatt være stedet for Pb i lirype. I oppgaven er det ellers funnet forhøyde medianverdier for Pb-konsentrasjonene ved enkelte lokaliteter i samtlige regioner (se **Figur 5.4.1** i **underkapittel 5.4.1**).

I Sør-Norge er det som nevnt, funnet forhøyde konsentrasjoner av Pb i lirype. Det gjelder derimot ikke bare de sørligste lokalitetene, lokalitet 30 (Sirdal) og lokalitet 43 (Lund), som ligger i området mest utsatt for atmosfærisk avsetning av metallet (Steinnes *et al.*, 2016). Arten virker også å være eksponert for Pb i de nordligere lokalitetene i regionen (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Lignende resultater er også gitt i de tilsvarende kartleggingene fra tidligere år (Kålås og Lierhagen 1992; 2003). Lirype virker derfor til en

viss grad å ta opp Pb som har akkumulert i overflatejorda ifølge Kålås og Lierhagen (1992; 2003), og det er fortsatt forhøyet Pb-innhold i overflatejord i området (Nygård *et al.*, 2012).

I Midt-Norge har de fleste lokalitetene en medianverdi for konsentrasjonene av Pb i lirype som er nær eller lavere den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Det samsvarer til en viss grad med resultatene fra andre studier av Pb i naturmiljøet i regionen (Kålås og Lierhagen, 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Dolan *et al.*, 2017). Det er derimot funnet noe forhøyet innhold av metallet i lirype fra lokalitet 18 (Snåsa), lokalitet 26 (Røros), lokalitet 27 (Selbu) og lokalitet 35 (Ringebu) i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Felles for lokalitetene er at kun 4 eller færre individer er mottatt fra hver av dem, og samtlige er felt med Pb-ammunisjon eller ukjent ammunisjonstype (se **Tabell A.1.1** og **Tabell A.4.1** i **Vedlegg A**). Det er derfor mulig at prøvematerialet fra nevnte lokaliteter er kontaminert med Pb fra ammunisjonen, i tillegg til noe begrenset prøvemateriale fra lokalitetene. Det er derfor noe vanskeligere å vurdere Pb-belastning i liryperne fra de lokalitetene.

I Nord-Norge har de fleste lokalitetene en medianverdi for Pb-konsentrasjonene i lirype som er lavere enn den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Det samsvarer til en viss grad med resultatene i andre studier for Pb i lirype og naturmiljøet ellers i deler av regionen (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Dolan *et al.*, 2017). Et unntak er medianverdien for Pb-innholdet i lirype fra lokalitet 7 (Karlsøy) der andre studier rapporterer om relativt lave nivåer av metallet (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Dolan *et al.*, 2017). Grunnen til dette funnet er uklart, men det er mulig at prøvematerialet også her er kontaminert med Pb fra ammunisjonen. Det er dessuten rapportert om noe høyere tilstedeværelse av Pb i Øst-Finnmark nær grensen til Russland (Steinnes *et al.*, 2016; Hansen *et al.*, 2017). Det kan skyldes utslipp fra Ni-Cu-smelteverket på Kolahalvøya i Russland, men ifølge Hansen *et al.* (2017) er noe usikkert om dette er den eneste kilden til Pb i området. I denne oppgaven er det funnet en noe forhøyet medianverdi for innholdet av Pb i lirype fra lokalitet 5 (Sør-Varanger), men ikke fra lokalitet 1 (Nord-Varanger).

Konsentrasjonene av Pb i naturmiljøet har avtatt i Norge de siste tiårene (Kålås og Lierhagen, 2003; Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016). Det er funnet en sterk nedgang for atmosfærisk avsetning av Pb i hele Norge fra 1977 til 2015 (Steinnes *et al.*, 2016). For kattugle i deler av Midt-Norge er det også funnet en sterk reduksjon (~94 %) for metallet i halefjær fra 1986 til 2005 (Bustnes *et al.*, 2013). Den tidligere vurderingen av metallinnhold i lirype fra 1990-91 til 2000-01 av Kålås og Lierhagen (2003) rapporterer også om en signifikant reduksjon for Pb-innholdet i lever fra lirype i Midt- og Nord-Norge I Sør-Norge som er utsatt for atmosfærisk langtransport, er det derimot ikke funnet noen endringer for metallet (Kålås og Lierhagen, 2003).

I denne oppgaven er det funnet en statistisk signifikant reduksjon for Pb-innholdet i lirype i Midt-Norge fra 1990-91 til 2000-01, mens det for Sør- og Nord-Norge har vært lite eller ingen variasjon over den undersøkte 25-årsperioden (se **Figur 5.4.2** i **underkapittel 5.4.2**). Det kan sies å samsvare noe med funnene for Midt-Norge i de andre studiene (Kålås og Lierhagen, 2003; Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016). I Sør-Norge varierer konsentrasjonen av Pb lite til tross for nedgangen tilførsel fra atmosfærisk langtransport. Det følger muligens av at det fortsatt er Pb til stede i overflatejorda i regionen som tas opp av lirype (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012). Det er derimot ikke funnet en nedgang for Pb i Nord-Norge som i den tidligere vurderingen av metallinnhold i lirype over tid (Kålås og Lierhagen, 2003). Det kan skyldes noe begrenset datamateriale med få sammenfallende lokaliteter i denne oppgaven, og at inndelingen av regionene kan avvike noe fra tidligere år

Resultatene for Pb i denne oppgaven kan oppsummeres med at lirype virker å være utsatt for metallet fra tidligere langtransport av det til Norge, spesielt i sør (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012). Det er også noe økt usikkerhet knyttet til resultatene for metallet grunnet mulig kontaminering av prøvematerialet fra Pb-ammunisjonen (se **underkapittel 3.1.2**). I tillegg til noe begrenset prøvemateriale, er derfor noe vanskeligere å vurdere geografiske forskjeller og langsiktige endringer for Pb i lirype i Norge i denne oppgaven.

6.4 Sink (Zn)

Zn er et essensielt metall som kan ha skadelige effekter i en organisme dersom konsentrasjonene er for lave eller høye (Walker *et al.*, 2012). Det er derimot sjeldent at friske dyr har mangel eller overskudd av Zn da det reguleres i vevet (Kålås og Lierhagen, 2003). Regulering av opptak og ekskresjon gjør at Zn-konsentrasjoner kan variere lite i en art mellom områder (Pedersen *et al.*, 2006). Det kan derfor være noe krevende å oppdage variasjoner for metallkonsentrasjonene i naturmiljøet (Dolan *et al.*, 2017)

Det er tidligere funnet få regionale mønstre for Zn i lirype og naturmiljøet ellers i Norge (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). I denne oppgaven er heller ikke funnet noen forskjeller mellom regionene for konsentrasjonene av Zn i lever og nyre i lirype. Det er derimot enkelte lokaliteter i samtlige regioner som har noe forhøyet medianverdi for Zn-konsentrasjonene (se **Figur 5.5.1** i **underkapittel 5.5.1**).

I Sør-Norge er det en lokalitet, lokalitet 42 (Vinje), med en forhøyet medianverdi for innholdet av Zn (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Utslipp fra lokale forurensningskilder kan være en mulig forklaring. En potensiell lokal forurensningskilde i regionen er Ti-produksjonen og Zn-smelteverket i Odda som er noe nærliggende Vinje (Nygård *et al.*, 2012). Ved dette industriområdet er det rapportert om konsentrasjoner av Zn som er 10 og 50 ganger høyere enn de naturlige bakgrunnsnivåene (Steinnes og Uggerud, 2017). I lirype fra de resterende lokalitetene i Sør-Norge er medianverdien for Zn-innholdet nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**).

I Midt-Norge er det funnet forhøyde medianverdier for Zn-innholdet i nyre fra lirype i og nær Dovrefjellområdet som omfatter lokalitet 22 (Oppdal), lokalitet 34 (Lesja), lokalitet 35 (Ringebu) og lokalitet 36 (Lom) (se **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Det er påfallende at det ved nevnte lokaliteter også er funnet forhøyet innhold av Cd og til dels Cu i denne oppgaven (se **underkapittel 6.1** og **6.5**). Sammenheng mellom forhøyde konsentrasjoner av Cd, Zn og Cu i lirype er også rapportert i andre studier (Kålås og Lierhagen 1992; Wren *et al.*, 1994; 2003; Pedersen og Hylland, 2006). Årsaken kan være liryrens tilpasning av en naturlig høy Cd-belastning ved å økte produksjonen av proteinet metallothionein som binder både Cd, Zn og Cu (Pedersen og Hylland, 2006). Ved de resterende lokalitetene i regionen er det funnet

medianverdier for Zn-innholdet nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Det samsvarer i stor grad med resultater for Zn ellers i naturmiljøet i Midt-Norge (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Dolan *et al.*, 2017).

I Nord-Norge er det to lokaliteter, lokalitet 8 (Tranøy) og lokalitet 9 (Målselv), med noe forhøyet medianverdi for konsentrasjonene av Zn i nyre i lirype (se **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Det er også rapportert om noe høyere nivåer av metallet i overflatejord i området (Nygård *et al.*, 2012). Da Tranøy og Målselv virker å være i liten grad utsatt for atmosfærisk tilførsel av Zn (Steinnes *et al.*, 2016), er det mulig at lirype tar opp metallet fra den lokale vegetasjonen og overflatejorda. Det er også påfallende at det i oppgaven er funnet forhøyde konsentrasjoner av Cd i lirype fra Tranøy (se **underkapittel 6.1**). En annen årsak kan derfor være økt produksjon av metallbindende metallotioneiner i arten som respons på eksponeringen av Cd. For de resterende lokalitetene i regionen er medianverdien for Zn-innholdet nær den samlede medianverdien for metallet i oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C** og **Tabell 5.1.1** og **Tabell 5.1.2** i **underkapittel 5**). Det samsvarer noe med funn for Zn ellers i naturmiljøet i Nord-Norge (Steinnes *et al.*, 2016; Dolan *et al.*, 2017).

Konsentrasjonene av Zn i naturmiljøet i Norge har de siste tiårene avtatt i enkelte områder (Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016). Det er rapportert om en sterk reduksjon (~50 %) i atmosfærisk tilførsel av Zn fra 1977 til 2005 i de sørligste delene av Norge, men ingen endringer er funnet fra 2005 og frem til 2015 (Steinnes *et al.*, 2016). I Midt-Norge er det funnet en statistisk signifikant nedgang (~4%) i Zn-innhold i halefjær fra kattugle siden 1986 dersom resultatene fra 2005 som avviker fra utviklingstrenden, ekskluderes (Bustnes *et al.*, 2013). Funnene fra den tidligere vurderingen av metaller i lirype over tid viser derimot ingen statistisk signifikante endringer i Zn-konsentrasjonene fra 1990-91 til 2000-01 i Norge (Kålås og Lierhagen, 2003).

I denne oppgaven er det funnet en statistisk signifikant reduksjon for Zn-konsentrasjonene i lirype fra Midt- og Nord-Norge, mens den i Sør-Norge varierer lite over den undersøkte 25-årsperioden (se **Figur 5.5.2** i **underkapittel 5.5.2**). I Midt-Norge er det en statistisk signifikant reduksjon for metallet fra 2000-01 til 2013-16 som også er funnet for hønsehauk i deler av regionen tidligere år (Dolan *et al.*, 2017). I samme tidsperiode har også Zn-konsentrasjonene i Nord-Norge avtatt, men ved sammenligning av resultatene fra 1990-91 og

2013-16 er det funnet ingen statistisk signifikante endringer. Reduksjonen i konsentrasjonen av metallet i Nord-Norge virker derfor å være tilfeldig grunnet et noe begrenset datamaterialet over tid i denne oppgave. Endringen for Zn i liryte virker derimot i liten grad å følge de langsiktige endringene i atmosfærisk tilførsel (Steinnes *et al.*, 2016).

Resultatene for Zn i denne oppgaven kan oppsummeres med at innholdet av metallet i liryte i Norge virker å variere lite både geografisk og over tid. Det kan som nevnt, skyldes reguleringen av metallet i vevet (Kålås og Lierhagen, 2003). De lokalitetene med noe forhøyet innhold av Zn i denne oppgaven virker å komme av naturlig høyt innhold i overflatejord og økt produksjon av metallotioneiner (Pedersen og Hylland, 2006; Nygård *et al.*, 2012). Enkelte lokaliteter kan også være utsatt for tilførsel av Zn fra lokale forurensningskilder, som industriområdet i Odda (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes og Uggerud, 2017).

6.5 Kobber (Cu)

Cu er et essensielt metall som ved mangel eller overskudd i en organisme kan forårsake henholdsvis mangelsykdommer og forgiftning (Walker *et al.*, 2012). På den andre siden er konsentrasjonene av Cu i en organisme regulert gjennom inntak og ekskresjon som gjør at det er lite variasjon for metallet både mellom ulike individer og lokaliteter (Pedersen *et al.*, 2006). Opptaket av Cu i en organisme kan derimot forhindres av konkurranse fra Zn og Cd (Kålås og Lierhagen 1992; 2003).

Det er tidligere rapportert om få klare regionale mønstre for Cu i liryte og naturmiljøet ellers i Norge (Kålås og Lierhagen 1992; Wren *et al.*, 1994; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). I denne oppgaven viser resultatene en statistisk signifikant forskjell i Cu-innholdet i lever mellom regionene, men tilsvarende er ikke funnet i nyrene. Videre kan resultatene for lever tolkes til at konsentrasjonene av Cu er høyere i Sør-Norge enn i resten av landet (se **Figur C.1.9** i **Vedlegg C**). Da det regionale mønsteret for Cu i lever i liten grad samsvarer med funn i andre studier og tidligere tilsvarende kartlegginger, kan det tyde på en endring i tilførsel for metallet. På den andre siden er det også mulig at funnet er noe tilfeldig da det er noe begrenset datamateriale i denne oppgaven. Det er også mulig at inndelingen av lokalitetene i regionene som sammenlignes, avviker fra områdene andre studier undersøker. Videre er det ved enkelte lokaliteter ellers i Norge også funnet noen forhøyde medianverdier for Cu-innholdet i liryte (se **Figur 5.6.1** i **underkapittel 5.6.1**).

I Sør-Norge har samtlige lokaliteter medianverdier for konsentrasjonene av Cu i nyre i lirype nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven, mens de er noe forhøyet i lever (se *Tabell C.2.1* og *Tabell C.2.2* i **Vedlegg C** og *Tabell 5.1.1* og *Tabell 5.1.2* i **underkapittel 5.1**). Lirype fra lokalitet 42 (Vinje) med forhøyet innhold av Cd og Zn (se **underkapittel 6.1 og 6.4**) virker heller ikke å påvirke opptaket av Cu i stor grad. Det er mulig at det i deler av regionen er noe lokal forurensing av metallet, blant annet fra Cu-Ni-smelteverket i Kristiansand (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes og Uggerud, 2017). Det er derimot noe usikkert om denne antropogene kilden har påvirket innholdet av Cu i lirype i hele regionen. Som nevnt tidligere, avviker også funnet for nyre noe med resultater fra tidlige kartlegginger og andre studier (Kålås og Lierhagen 1992; Wren *et al.*, 1994; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). Det regionale mønsteret kan derfor være tilfeldig.

I Midt-Norge har lokaliteter i og nær Dovrefjell noe forhøyede medianverdier for innholdet av Cu i nyrene i lirype. Det gjelder lokalitet 22 (Oppdal), lokalitet 35 (Ringebu) og lokalitet 36 (Lom) som er lokaliteter der det også er funnet noe forhøyet innhold av Cd og Zn (se hhv. **underkapittel 6.1 og 6.4**). Andre studier viser også samsvar mellom resultatene for metallene i lirype i området, spesielt i nyrene (Wren *et al.*, 1994; Kålås og Lierhagen, 2003). Som nevnt tidligere, kan denne sammenhengen skyldes økt produksjon av metallbindende metallotioneiner som en tilpasning av naturlig høy Cd-belastning (Pedersen og Hylland, 2006). Ved de resterende lokalitetene i regionen er det funnet medianverdier for innholdet av Cu i lirype nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se *Tabell C.2.1* og *Tabell C.2.2* i **Vedlegg C** og *Tabell 5.1.1* og *Tabell 5.1.2* i **underkapittel 5.1**). Det samsvarer med funn i andre studier for Cu i lirype og ellers i naturmiljøet i regionen (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Dolan *et al.*, 2017).

I Nord-Norge er det en lokalitet, lokalitet 9 (Tranøy), med en noe forhøyet medianverdi for Cu-innholdet i nyrene fra lirype. I lokaliteten er det også funnet forhøyede medianverdier for Cd og Zn i denne oppgaven (se hhv. **underkapittel 6.1 og 6.4**). Det kan derfor være at økte konsentrasjoner av Cu bindes i nyrene grunnet økt produksjon metallotioneiner (Pedersen og Hylland, 2006). For de resterende lokalitetene i regionen er medianverdiene for Cu-konsentrasjonene nær den samlede medianverdien for metallet i denne oppgaven (se *Tabell C.2.1* og *Tabell C.2.2* i **Vedlegg C** og *Tabell 5.1.1* og *Tabell 5.1.2* i **underkapittel 5.1**). Det samsvarer noe med funn i andre studier for Cu i lirype og naturmiljøet ellers i regionen (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Dolan *et al.*, 2017). På den andre siden er det

en mulig atmosfærisk tilførsel av Cu til naturmiljøet nær grensen til Russland (Steinnes *et al.*, 2016). Det er også rapportert noe forhøyde innhold av Cu i enkelte bær- og sopparter i dette området (Hansen *et al.*, 2017). I denne oppgaven er det derimot funnet relativt lave medianverdier for Cu i lirype fra lokalitetene ved den russiske grensen.

Konsentrasjonene av Cu fra atmosfærisk avsetning har de siste tiårene avtatt på Sørlandet i Sør-Norge, Dovrefjell i Midt-Norge og Indre Troms/Vest-Finnmark i Nord-Norge ifølge Steinnes *et al.* (2016). På Sørlandet er den atmosfæriske tilførselen av metallet halvert siden 1977 og frem til 2005, og området har i 2015 samme nivå som andre områder i Sør-Norge (Steinnes *et al.*, 2016). Det er derimot ingen endring for Cu i halefjær fra kattugle siden 1986 og frem til 2005 i og nær Trondheim i Midt-Norge (Bustnes *et al.*, 2013). Den tidligere vurderingen av metallinnhold i lirype over tid viser også lite variasjon for metallet i perioden 1990-91 til 2000-01 (Kålås og Lierhagen, 2003).

I denne oppgaven er det funnet en statistisk signifikant nedgang for Cu-konsentrasjonene i lirype i Midt- og Nord-Norge, men ikke i Sør-Norge (se **Figur 5.6.2** i **underkapittel 5.6.2**). I Nord-Norge har Cu-innholdet blitt redusert i perioden 2000-01 til 2013-16. I Midt-Norge er det i denne oppgaven funnet at konsentrasjonene av metallet har avtatt fra 1990-91 til 2000-01, men tilsvarende er ikke rapportert om i lirype eller naturmiljøet ellers i regionen tidligere (Kålås og Lierhagen, 2003; Bustnes *et al.*, 2013). Denne reduksjonen virker derfor å være tilfeldig, og kan skyldes noe begrenset datamateriale for sammenligning over tid i denne oppgaven. Det er også mulig at inndelingen av lokalitetene i regioner i denne oppgaven avviker fra områdene som undersøkes i andre studier. På den andre siden er det en statistisk signifikant reduksjon for atmosfærisk avsetning av Cu i deler av Midt-Norge, samt i Nord-Norge (Steinnes *et al.*, 2016)

Resultatene for Cu i denne oppgaven kan oppsummeres med at noe av det forhøyde innholdet av metallet i lirype virker å ha en sammenheng med forhøyde konsentrasjoner av Cd og Zn, spesielt i Midt-Norge. Lirype virker i mindre grad å være tilført Cu fra atmosfærisk langtransport da det i denne oppgaven er funnet høyest innhold av metallet i Sør-Norge der den atmosfæriske tilførselen har avtatt mest (Steinnes *et al.*, 2016). På den andre siden kan reguleringen av Cu i vevet gjøre det noe vanskeligere å observere langsiktige endringer og regionale forskjeller over tid (Pedersen *et al.*, 2006).

6.6 Arsen (As)

As er et metalloid som kan danne flere skadelige forbindelser (Manahan, 2010). Det er derimot generelt lavere forekomster av metallet i terrestriske naturmiljøer sammenlignet med marine økosystemer, og det er få dokumenterte tilfeller av As-forgiftning i viltlevende dyr (Kålås og Lierhagen, 2003). I denne oppgaven er kun 34 % av analyseresultatene for As over deteksjonsgrensen (se **Tabell 5.1.1** og **5.1.2** i **underkapittel 5.1**), og analysen hadde dårlig presisjon for metallet ifølge kvalitetskontrollen (se **underkapittel 4.3.2**). Det kan derfor være noe større usikkerhet knyttet til resultatene for As i denne oppgaven.

Det er tidligere funnet høyere konsentrasjoner av As i naturmiljøet i de sørligste delene i Sør-Norge og nær grensen til Russland i Nord-Norge (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). Det er også funnet forhøyde konsentrasjoner i de sørligste delene av Norge i den tidligere kartlegging av As i lirype (Kålås og Lierhagen, 2003). I denne oppgaven er det derimot ikke funnet noen statistisk signifikant forskjell i As-innhold i lirype mellom regionene. Det kan komme av en endring i tilførsel av metallet, færre lokaliteter i sør enn tidligere og ulik inndeling av regioner for sammenligning. Det er derimot funnet noe forhøyde medianverdier for As i lirype fra enkelte lokaliteter i samtlige regioner i denne oppgaven (se **Figur 5.7.1** i **underkapittel 5.7.1**)

I Sør-Norge er det spesielt de to sørligste lokalitetene, lokalitet 30 (Sirdal) og lokalitet 43 (Lund), som har noe forhøyde medianverdier for As-konsentrasjonene i lirype (Se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Lignende resultater er som nevnt, også rapportert i andre studier av metallet i lirype og naturmiljøet ellers i regionen (Kålås og Lierhagen, 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). Det er derfor mulig at lirype i de sørligste delene av Norge eksponeres for metallet som følge av tilførsel fra atmosfærisk langtransport. Ved de resterende lokalitetene i Sør-Norge, er medianverdiene for As i lirype lik eller lavere enn deteksjonsgrensen i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**).

I Midt-Norge har de fleste lokalitetene også en medianverdi nær eller lavere enn deteksjonsgrensen til As i denne oppgaven. To nærliggende lokaliteter, lokalitet 11 (Hattfjelldal) og lokalitet 44 (Røyrvik), har derimot noe forhøyde medianverdier for metallet (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Andre studier rapporterer derimot om relativt lave konsentrasjoner av metallet i lirype og naturmiljøet ellers i området (Kålås og Lierhagen,

2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Steinnes og Uggerud, 2017). Det er derfor mulig at de forhøyde medianverdiene for As i Hattfjelldal og Røyrvik er tilfeldig grunnet den dårlige presisjonen for As i den kjemiske analysen. I tillegg er det kun mottatt og analysert to individer fra Røyrvik. Det kan også forklare den noe forhøyde medianverdien som også er funnet i nyrene i lirype fra lokalitet 26 (Røros) i regionen.

I Nord-Norge har de fleste lokalitetene en medianverdi for konsentrasjonene av As i lirype som er under deteksjonsgrensen i denne oppgaven (se **Tabell C.2.1** og **Tabell C.2.2** i **Vedlegg C**). Tidligere er det rapportert om forhøyde konsentrasjoner av As i blod og kroppsfjær fra hønsehauk i og nær Tromsø (Dolan *et al.*, 2017), men lignende resultater er ikke funnet for lirype i denne oppgaven. På den andre siden viser resultatene en lokalitet, lokalitet 1 (Nord-Varanger), med en noe forhøyet medianverdi for innholdet av As i lirype sammenlignet med de resterende lokalitetene i regionen. Nord-Varanger befinner seg nær grensen til Russland der andre studier også har rapportert noe forhøyde nivåer av metallet i naturmiljøet (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Hansen *et al.*, 2017). En mulig årsak kan være Ni-Cu-smelteverket på Kolahalvøya i Russland som virker å være en kilde til As i lokal viltmat i grenseområdet mellom Norge, Finland og Russland (Hansen *et al.*, 2017). Det er derfor mulig at også lirype i Nord-Varanger eksponeres for As fra Ni-Cu-smelteverket, men tilsvarende forhøyde konsentrasjoner er ikke funnet i Sør-Varanger.

Det er rapportert om en nedgang for As i naturmiljøet i deler av Norge de siste tiårene (Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016). Det er funnet en statistisk signifikant reduksjon i atmosfærisk avsetning av metallet i områder i Sør-Norge fra 1977 til 2015 (Steinnes *et al.*, 2016). I Midt-Norge er det også rapportert om en nedgang i As-konsentrasjonene (~30%) i halefjær fra kattugle i perioden 1986 til 2005 (Bustnes *et al.*, 2013). I denne oppgaven er det derimot ikke nok sammenligningsgrunnlag til å si noe om de langsiktige endringene for As i lirype grunnet manglete detekterbare analyseresultater fra de sammenfallende lokalitetene.

Resultatene for As i denne oppgaven kan oppsummeres med at metallet virker å tilføres lirype i Norge ved atmosfærisk langtransport i de sørligste landsdelene og til en viss grad ved grensen til Russland i Nord-Norge. Det kan derfor være interessant å undersøke langsiktige endringer og geografiske forskjeller over tid for metallet på et senere tidspunkt dersom en tilsvarende kartlegging gjennomføres.

6.7 Samlet vurdering

Dette underkapitlet er ment å gi en oversikt over de viktigste funnene for metallinnhold i lirype og langsiktige endringer for de 6 utvalgte metallene for henholdsvis Sør-, Midt- og Nord-Norge.

6.7.1 Sør-Norge

Sør-Norge er i stor grad utsatt for avsetning av metaller fra atmosfærisk langtransport (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016). Resultatene for Pb viser en tydelig nord-sør-konsentrasjonsgradient med høyest konsentrasjoner av metaller i lirype fra Sør-Norge (se **underkapittel 6.3**). For As tyder resultatene også på atmosfærisk langtransport av metallet til de sørligste delene av regionen som rapportert om i andre studier (Kålås og Lierhagen 1992; 2003; Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016) (se **underkapittel 6.6**). Det er også funnet statistisk signifikant høyere konsentrasjoner av Hg og Cu i lever i denne arten i Sør-Norge, men tilsvarende er ikke funnet for nyrene (se hhv. **underkapittel 6.2** og **6.5**). For Cd, Hg og Zn viser resultatene forhøyde medianverdier for konsentrasjonene i lirype fra lokalitet 42 (Vinje), og industriområdet i Odda kan være en potensiell lokal forurensningskilde til metallene (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes og Uggerud, 2017) (se hhv. **underkapittel 6.1, 6.2** og **6.4**).

Det er funnet ingen statistiske signifikant endringer i innholdet av samtlige metaller i lirype i Sør-Norge over den undersøkte 25-årsperioden (se **underkapittel 6.1, 6.2, 6.3, 6.4** og **6.5**). Lignende resultater er også gitt av den tidligere vurderingen av metallinnhold i lirype over tid (Kålås og Lierhagen, 2003). Det til tross for en reduksjon i avsetning av atmosfærisk langtransport av Cd, Pb, Zn og Cu til de sørligste delene i Norge siden 1977 (Steinnes *et al.*, 2016). En mulig forklaring kan være at enkelte metaller fortsatt er til stede i overflatejord og lokal vegetasjon som kan til en viss grad tas opp i biota som lirype. På den andre siden kan det også skyldes få prøvelokaliteter i regionen som gjør at det er noe begrenset datamateriale for sammenligning over tid. Inndelingen av regionene som sammenlignes i denne oppgaven kan også avvike fra områdene som undersøkes i andre studier.

6.7.2 Midt-Norge

Både i denne oppgaven og i tidligere studier er det funnet forhøyde konsentrasjoner for Cd, Zn og til dels Cu i lirype i og nær Dovrefjell i Midt-Norge (Kålås og Lierhagen 1992; Wren *et al.*, 1994; 2003; Pedersen og Hylland, 2006). En årsak kan være et naturlig høyt innhold av Cd i lokal vegetasjon (spesielt vier), og lirypenes tilpasning til dette ved å øke produksjonen av metallotioneiner. Det er også funnet forhøyde medianverdier for konsentrasjonene av Cd i lirype i den nordlige delen av regionen som blant annet kan skyldes en mineralrik berggrunn i området (se **underkapittel 6.1, 6.4 og 6.5**). For Pb er det i enkelte lokaliteter i Midt-Norge funnet forhøyde medianverdier, men årsaken kan være kontaminering av prøvematerialet (se **underkapittel 6.3**). Resultatene tyder også på forhøyde Hg-konsentrasjoner i lirype fra to lokaliteter i Midt-Norge, men mulige årsaker er noe uklare (se **underkapittel 6.2**). Det gjelder også funnene av noe forhøyde medianverdier for As-konsentrasjonene fra tre andre lokaliteter i regionen (se **underkapittel 6.6**).

Resultatene i oppgaven viser ingen klare langsiktige endringer for innholdet av Cd og Hg i liryper fra Midt-Norge over den undersøkte 25-årsperioden, som virker å samsvare med resultatene for atmosfærisk avsetning i deler av regionen (Steinnes *et al.*, 2016) (se hhv. **underkapittel 6.1 og 6.2**). For Pb og Cu er det funnet en statistisk signifikant nedgang i konsentrasjonene i lirype i regionen fra 1990-91 til 2000-01. Lignende resultater er også rapportert for Pb i andre studier og den tidligere vurdering av metallinnhold i lirype, men ikke for Cu (Kålås og Lierhagen, 2003; Bustnes *et al.*, 2013; Steinnes *et al.*, 2016) (se hhv. **underkapittel 6.3 og 6.5**). For Zn viser resultatene en statistisk signifikant nedgang i konsentrasjonene i arten fra 2000-01 til 2013-16 i Midt-Norge. Det samsvarer til en viss grad med funnene for kattugle i deler av regionen (Bustnes *et al.*, 2013), men ikke med resultatene for atmosfærisk avsetning (Steinnes *et al.*, 2016) (se **underkapittel 6.4**). Det kan skyldes regulering av Cu og Zn i vevet. Dessuten kan det noe begrensede sammenligningsgrunnlaget i oppgaven, gjør det vanskeligere å oppdage langsiktige endringer og geografiske forskjeller i lirype over tid.

6.7.3 Nord-Norge

Det er rapportert om relativt lave nivåer av de utvalgte metallene i Nord-Norge i andre studier, med unntak av noe høye nivåer av Pb, Cu og As nær grensen til Russland (Nygård *et al.*, 2012; Steinnes *et al.*, 2016; Hansen *et al.*, 2017). Det er foreslått at Ni-Cu-smelteverket er en mulig kilde til As og Cu i området, mens Pb muligens skyldes generell atmosfærisk langtransport av metallet fra Øst-Europa. Resultatene i denne oppgaven tyder også på forhøyde konsentrasjoner av Pb og As i lirype fra enkelte av lokalitetene nær den russiske grensen (se hhv. **underkapittel 6.3** og **6.6**). I tillegg er det funnet en forhøyet medianverdi for Pb-innholdet i arten fra lokalitet 7 (Karlsøy), men mulige årsaker er uklare. For innholdet av Cu i lirype fra lokalitetene nær grensen i denne oppgaven, er det derimot ikke funnet forhøyde medianverdier for innholdet av metallet (se **underkapittel 6.5**). De tidligere kartleggingene for metallinnhold i arten rapporterer om forhøyde konsentrasjoner av Cd i indre deler av Troms (Kålås og Lierhagen 1992; 2003). Lignende resultater også er vist i denne oppgaven for lirype i området (se **underkapittel 6.1**). I området er det også funnet noe høyere medianverdier for innholdet av Zn og Cu (se hhv. **underkapittel 6.4** og **6.5**). For Hg viser resultatene generelt relativt lave konsentrasjoner i lirype i regionen (se **underkapittel 6.2**).

Resultatene i denne oppgaven viser ingen statistisk signifikante endringer for innholdet av Cd, Hg, og Zn i lirype i Nord-Norge i løpet av den undersøkte 25-årsperioden (se hhv. **underkapittel 6.1**, **6.2** og **6.4**). Lignende resultater rapporteres også for atmosfærisk avsetning av Hg, Zn og Cu, mens det for Cd og Pb er rapportert om en statistisk signifikant reduksjon i indre Troms/Vest-Finnmark fra 1977 til 2015 (Steinnes *et al.*, 2016). I denne oppgaven er det også funnet en nedgang i konsentrasjonene av Pb i lirype i Nord-Norge (se **underkapittel 6.3**). I tillegg viser resultatene også en statistisk signifikant reduksjon for Cu fra 1990-91 til 2013, men lignende endringer er ikke rapportert i lirype tidligere (Kålås og Lierhagen, 2003) (se **underkapittel 6.5**). Det kan være at inndelingen av prøvelokalitetene som sammenlignes over tid, avviker fra områdene som andre studier undersøker. Det bør også tas høyde for at de er noe få sammenfallende lokaliteter i oppgaven som gjør at datamaterialet er noe begrenset.

7. Konklusjon

Formålet med oppgaven er å vurdere metallinnholdet i lirype i Norge, og å undersøke geografiske forskjeller og endringer over tid for Cd, Hg, Pb, Zn, Cu og As. Det er ikke funnet noen forskjeller mellom regionene i metallinnhold i lirype for Cd, Zn eller As. Resultater for Pb kan derimot tolkes til å følge en tydelig nord-sør-konsentrasjonsgradient. I denne oppgaven indikerer også resultater et høyere innhold av Hg og Cu i lever i Sør-Norge, men tilsvarende regionale forskjeller gjelder ikke for metallene i nyrene. Det er i tillegg i oppgaven funnet forhøyde medianverdier for konsentrasjonene av samtlige metaller i lirype fra enkelte lokaliteter og områder i hele Norge.

Det høyere innholdet av enkelte metaller i Sør-Norge kan tolkes til at atmosfærisk langtransport virker å bidra til metallinnholdet i lirype i Norge. Ved lokaliteter nær grensen til Russland i Nord-Norge viser resultatene noe forhøyde medianverdier for konsentrasjonene av As og Pb, som kan tyde på at liryperne også utsettes for atmosfærisk transporterte metaller fra Russland. Funnene i oppgaven kan også tolkes til noe tilførsel av metaller fra lokale forurensningskilder som Zn-smelteverket og Ti-produksjonen i Odda i Sør-Norge da det er funnet noe forhøyde medianverdier Cd, Hg og Zn fra den nærmeste lokaliteten.

Resultatene i denne oppgaven viser medianverdier for konsentrasjonene av Cd, Zn og Cu i lirype i enkelte områder som kan tolkes til å komme av naturlige årsaker. Lirype virker å eksponeres for høye nivåer av Cd grunnet planteveksten vier og mineralrik berggrunn i enkelte områder som Dovrefjell og Indre Troms. Som en tilpasning til eksponeringen av Cd, kan produksjonen av metallotioneiner i lirype øke. En konsekvens er at Zn og Cu også bindes til metallotioneinene, som kan gi forhøyde konsentrasjoner av dem i tillegg.

Det er få klare langsiktige endringer for metallene Cd og Hg siden de tidligere kartleggingene av metallinnhold i lirype av Kålås og Lierhagen (1992; 2003). I Sør-Norge er innholdet av samtlige metaller i lirype variert lite eller ingenting over den undersøkte 25-årsperioden i denne oppgaven. I Midt-Norge er det funnet en statistisk signifikant nedgang fra 1990-91 til 2000-01 for både Pb og Cu, og for Zn i perioden 2000-01 til 2013-16. I Nord-Norge er det i samme tidsperiode funnet en statistisk signifikant reduksjon for Cu-konsentrasjonen i lever fra lirype.

Denne oppgaven har noen begrensninger knyttet til innsamlingen av datamaterialet. Det kan være at antall prøvelokaliteter er noe lavt. Det gjør det noe vanskeligere å vurdere metallinnhold i lirype og regionale mønstre og geografiske forskjeller både nå og over en lengre tidsperiode. Det kunne derfor vært ønskelig med flere prøvelokaliteter, spesielt i de sørligste delene av Norge og nær grensen til Russland for å overvåke tilførselen av atmosfærisk langtransporterte metaller. I tillegg er det fra enkelte lokaliteter mottatt og analysert et lavt antall individer som gir noe større usikkerhet knyttet til resultatene fra hver lokalitet. Det er også mulig at noe av prøvematerialet er kontaminert av Pb grunnet bruken av Pb-ammunisjon til å felle en andel av lirypen.

Med bakgrunn i denne oppgaven, oppfordres det til å gjennomføre en ny tilsvarende kartlegging av metallinnhold i lirype i Norge på et senere tidspunkt. Da bør det forsøkes å inkludere flere prøvelokaliteter, og det kan vurderes om lirypene bør felles med annen ammunisjonstype enn Pb. Det kan gjøre det lettere å observere geografiske forskjeller og endringer for metaller i denne arten over tid. Det er dessuten gjennomført få nasjonale undersøkelser av metaller i indre organer fra andre arter i Norge med resultater fra flere tidsperioder. Det gjør at kartlegginger av metallinnhold i lirype som denne oppgaven, kan bidra til en evaluering av metallforekomster i biota ellers i det norske naturmiljøet.

8. Litteraturliste

- Alloway, B. J. (2013) Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils, i Alloway, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3. utg. Dordrecht: Springer Netherlands, s. 11-50.
- Bajpai, A. C., Calus, I. M. og Fairley, J. A. (1992) Descriptive Statistical Techniques, i Hewitt, C. N. (red.) *Methods of Environmental Data Analysis*. 1. utg. Dordrecht: Springer, s. 17-18, 29-30.
- Becker, J. S. og Dietze, H.-J. (1998) Inorganic trace analysis by mass spectrometry, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 53(11), s. 1475-1506. doi: [https://doi.org/10.1016/S0584-8547\(98\)00110-4](https://doi.org/10.1016/S0584-8547(98)00110-4).
- Boyd, R. K., Basic, C. og Bethem, R. A. (2008) *Trace Quantitative Analysis by Mass Spectrometry*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd., s. 41-42, 377-379, 418-419.
- Bustnes, J. O., Bårdsen, B.-J., Bangjord, G., Lierhagen, S. og Yoccoz, N. G. (2013) Temporal trends (1986–2005) of essential and non-essential elements in a terrestrial raptor in northern Europe, *Science of The Total Environment*, 458-460, s. 101-106. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.027>.
- Chojnacka, K. (2010) Biosorption and bioaccumulation—the prospects for practical applications, *Environment International*, 36(3), s. 299-307. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001>.
- Connan, O., Maro, D., Hébert, D., Roupsard, P., Goujon, R., Letellier, B. og Le Cavelier, S. (2013) Wet and dry deposition of particles associated metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Hg) in a rural wetland site, Marais Vernier, France, *Atmospheric Environment*, 67, s. 394-403. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.029>.
- Dolan, K. J., Ciesielski, T. M., Lierhagen, S., Eulaers, I., Nygård, T., Johnsen, T. V., Gómez-Ramírez, P., García-Fernández, A. J., Bustnes, J. O., Ortiz-Santaliestra, M. E. og Jaspers, V. L. B. (2017) Trace element concentrations in feathers and blood of Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) nestlings from Norway and Spain, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, s. 564-571. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.062>.
- Duruibe, J., Ogwuegbu, M. og Egwurugwu, J. (2007) Heavy metal pollution and human biotoxic effects, *International Journal of Physical Sciences*, 2(5), s. 112-118. Tilgjengelig fra: http://www.academicjournals.org/article/article1380209337_Duruibe%20et%20al.pdf.
- Elder, A., Nordberg, G. F. og Kleinman, M. (2015) Routes of Exposure, Dose, and Toxicokinetics of Metals, i Nordberg, G. F., *et al.* (red.) *Handbook on the Toxicology of Metals: General considerations*. 4. utg. Amsterdam: Elsevier, s. 45-47.
- Elinder, C.-G., Friberg, L., Kjellström, T., Nordberg, G., Oberdoerster, G. og World Health Organization (1994) Biological monitoring of metals. Geneva: World Health Organization Tilgjengelig fra: <http://apps.who.int/iris/handle/10665/62052> (Hentet: 16.april 2018).

- Endr. i utøvelsesforskriften (om blyhaglforbudet) (2015) *Forskrift om endring i forskrift om utøvelse av jakt, felling og fangst (om blyhaglforbudet)*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2015-07-16-904> (Hentet: 15.10 2017).
- Garrett, R. G. (2000) Natural sources of metals to the environment, *Human and Ecological Risk Assessment*, 6(6), s. 945-963. doi: <https://doi.org/10.1080/10807030091124383>.
- Gautam, P. K., Gautam, R. K., Banerjee, S., Chattopadhyaya, M. C. og Pandey, J. D. (2016) Heavy Metals in the Environment: Fate, Transport, Toxicity and Remediation Technologies, i Pathania, D. (red.) *Heavy Metals: Sources, Toxicity and Remediation Techniques*. Allahabad: Nova Science Publisher, Inc. , s. 101-130.
- Graham, R. C. (1993) *Data Analysis for the Chemical Sciences: A Guide to Statistical Techniques*. 1. utg. New York: VCH Publishers, s. 262-264, 272-273 276-279.
- Hansen, M., Nøst, T., Heimstad, E., Evenset, A., Dudarev, A., Rautio, A., Myllynen, P., Dushkina, E., Jagodic, M., Christensen, G., Anda, E., Brustad, M. og Sandanger, T. (2017) The Impact of a Nickel-Copper Smelter on Concentrations of Toxic Elements in Local Wild Food from the Norwegian, Finnish, and Russian Border Regions, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(7), s. 694. doi: <https://10.3390/ijerph14070694>.
- Hume, R., Tjørve, E. og Inman, I. (2004) Lirype, i Hume, R., *et al.* (red.) *Damm's store bok om fugler i Norge og Europa*. 1. utg. Oslo: N.W. Damm & Søn.
- Jickells, T. D. (2002) Biogeochemical Cycles | Heavy metals, i Holton, J. R., *et al.* (red.) *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. 1. utg. Burlington: Elsevier Science Ltd, s. 201-205.
- Kabata-Pendias, A. (2004) Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue, *Geoderma*, 122(2), s. 143-149. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.004>.
- Kabata-Pendias, A. og Sadurski, W. (2004) Trace Elements and Compounds in Soil, i Merian, E., *et al.* (red.) *Elements and their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. 2. utg. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, s. 79-80, .
- Kålås, J. A. og Lierhagen, S. (1992) *Terrestrisk naturovervåkning: Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge*. (NINA Oppdragsmelding 36). Trondheim: Norsk institutt for naturforskning (NINA). Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/oppdragsmelding/137.pdf> (Hentet: 25.august 2017).
- Kålås, J. A. og Lierhagen, S. (2003) *Terrestrisk naturovervåkning: Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01*. (NINA Oppdragsmelding 119). Trondheim: Norsk institutt for naturforskning (NINA). Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/oppdragsmelding/782.pdf> (Hentet: 25.august 2017).
- Lantzy, R. J. og Mackenzie, F. T. (1979) Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43(4), s. 511-525. doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(79\)90162-5](https://doi.org/10.1016/0016-7037(79)90162-5).

- Liapis, A. I. og Bruttini, R. (2007) Freeze Drying, i Mujumdar, A. S. (red.) *Handbook of industrial drying* 3. utg. Boca Raton: CRC Press, s. 257-262.
- Manahan, S. E. (2010) *Environmental Chemistry*. 9. utg. Boca Raton: CRC spress, s. 12-15, 29, 243-244, 261-262, 266-267, 494-495, 631-632.
- Mellor, J. D. (1978) *Fundamentals of freeze-drying*. London: Academic Press, s. 3-15.
- Miljødirektoratet (2012) *Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervaking/Skoger/Program-for-terrestrisk-naturovervaking-TOV/> (Hentet: 29.januar 2018).
- Myklebust, I., Nybø, S., Kålås, J. A. og Pedersen, H. C. (1993) Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway, *Science of The Total Environment*, 134(1), s. 135-139. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(05\)80012-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(05)80012-9).
- Myklebust, I. og Pedersen, H. C. (1999) Accumulation and Distribution of Cadmium in Willow Ptarmigan, *Ecotoxicology*, 8(6), s. 457-465. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1008912003597>.
- Nordberg, M. og Nordberg, G. F. (2016) Trace element research-historical and future aspects, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 38, s. 46-52. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.04.006>.
- Nygård, T., Steinnes, E. og Røyset, O. (2012) Distribution of 32 Elements in Organic Surface Soils: Contributions from Atmospheric Transport of Pollutants and Natural Sources, *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(2), s. 699-713. doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0895-5>.
- Pedersen, H. C., Fossøy, F., Kålås, J. A. og Lierhagen, S. (2006) Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*) populations, *Science of The Total Environment*, 371(1-3), s. 176-189. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.005>.
- Pedersen, H. C. og Hylland, K. (2006) Metallothionein levels in willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) populations with different natural loads of cadmium, *European Journal of Wildlife Research*, 53, s. 142-152. doi: <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0068-9>.
- Pedersen, H. C. og Karlsen, D. H. (2007) *Alt om rypa : biologi, jakt, forvaltning*. Oslo: Tun, s. 11-12, 18, 67.
- Rühling, Å. og Tyler, G. (1973) Heavy metal deposition in Scandinavia, *Water, Air, and Soil Pollution*, 2(4), s. 445-455. doi: <https://10.1007/bf00585089>.
- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J. og Crouch, S. R. (2004) *Fundamentals of Analytical Chemistry*. 8. utg. USA: Brooks/Cole Cengage Learning, s. 90-99, 115, 125-126 192-218, 839, 842-848, 868-871.
- Smith, D. og Nordberg, M. (2015) General Chemistry, Sampling, Analytical Methods, and Speciation, i Nordberg, G. F., *et al.* (red.) *Handbook on the Toxicology of Metals: General considerations*. 4. utg. Amsterdam: Academic Press, Elsevier, s. 34-35.

- Steinnes, E., Uggerud, H. T., Pfaffhuber, K. A. og Berg, T. (2016) *Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. National moss survey 2015*. (NILU report;28/2016 M-594). Kjeller: Norsk institutt for luftforskning (NILU). Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2435217> (Hentet: 10.februar 2018).
- Steinnes, E. og Uggerud, H. T. (2017) *Metal pollution around Norwegian industries studied by analysis of naturally growing moss samples. 2015 survey*. (NILU rapport;1/2017 M-715). Kjeller: Norsk institutt for luftforskning (NILU). Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2441675> (Hentet: 06.mars 2018).
- Thomas, R. (2013) *Practical guide to ICP-MS: a tutorial for beginners*. 3. utg. Boca Raton: CRC press, s. 1-4.
- Tokar, E. J., Boyd, W. A., Freedman, J. H. og Waalkes, M. P. (2013) Toxic Effects of Metals, i Klaassen, C., *et al.* (red.) *Toxicology: The Basic Science of Poisons*. 8. utg. New York: McGraw-Hill Publishing, Blacklick, s. 981-1030.
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P. og Peakall, D. B. (2012) *Principles of Ecotoxicology*. 4. utg. Boca Raton: CRC Press, s. 3-6, 42-44, 49-54, 125.
- Ward, N. I. (2000) Trace elements, i Fifield, F. W. og Haines, P. J. (red.) *Environmental Analytical Chemistry*. 2. utg. Oxford: Blackwell Science, s. 360-375.
- Wren, C. D., Nygård, T. og Steinnes, E. (1994) Willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) as a biomonitor of environmental metal levels in Norway, *Environmental Pollution*, 85(3), s. 291-295. doi: [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90050-7](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90050-7).

Vedlegg

Vedlegg A	Innsamlingslokaliteter	62
A.1	Informasjon om hver innsamlingslokalitet.....	62
A.2	Geografisk oversikt over innsamlingslokaliteter.....	64
A.3	Geografisk oversikt over sammenfallende lokaliteter over tid.....	65
A.4	Journalinformasjon for prøvematerialet.....	66
Vedlegg B	Instrumentspesifikasjoner	71
B.1	Fremgangsmåte og temperaturprofil for UltraCLAVE.....	71
B.2	Nøkkelparametere, spesifikasjoner og innstillinger for ICP-MS.....	72
Vedlegg C	Analyseresultater	73
C.1	Analyseresultater for utvalgte metaller i lever og nyre.....	73
C.2	Medianverdier for utvalgte metaller ved hver lokalitet.....	79
C.3	Medianverdier for utvalgte metaller over tid.....	82
Vedlegg D	Kvalitetskontroll	83
D.1	Analyse av referansemateriale.....	83

Vedlegg A Innsamlingslokaliteter

A.1 Informasjon om hver innsamlingslokalitet

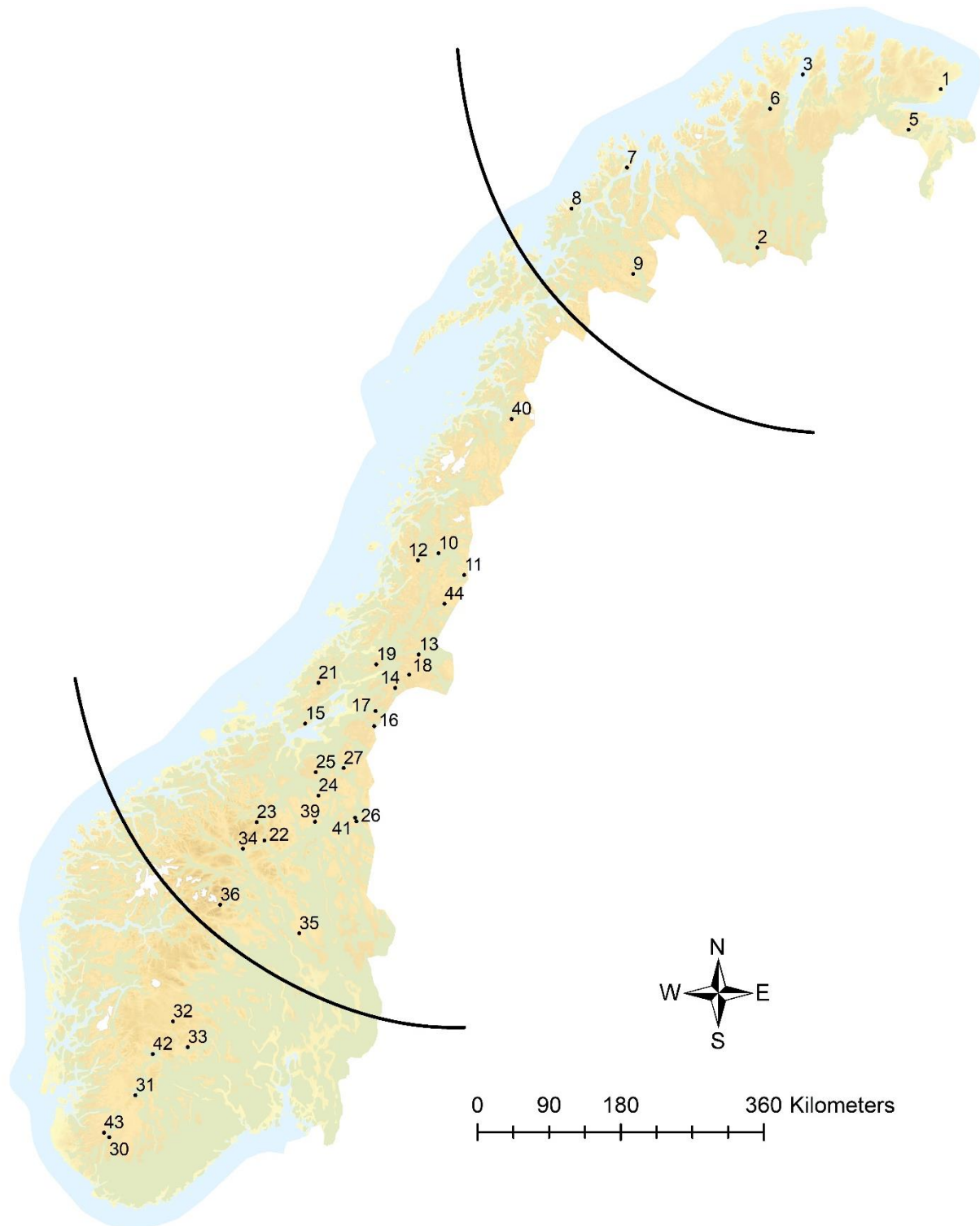
Tabell A.1.1: Oversikt over de 38 innsamlingslokalitetene for lirype i 2013-2016 sorterte etter lokalitetsnummer. **Lok** – lokalitetsnummer. **Fylk** – fylkesnummer (20 – Finnmark, 19 – Troms, 18 – Nordland, 17 – Nord-Trøndelag, 16 – Sør-Trøndelag, 10 – Vest-Agder, 8 – Telemark, 6 – Buskerud, 5 – Oppland, 4 – Hedmark). **UTM-koor.** – kartreferanse for innsamlingslokalitetene. **Kommune** – kommunenavn. **1990-2016** – avstand mellom lokalitetene fra 1990-91 til 2013-16. **2000-2016** – avstand mellom lokalitetene fra 2000-01 til 2013-16. **n**– antall individ fra aktuell lokalitet.

Lok	Fylk	UTM-koor.	Kommune	1990-2016	2000-2016	n
1	20	33W 1071180 7859380	Nord-Varanger	<10 km	<10 km	4
2	20	33W 840400 7660500	Kautokeino	20 km	<10 km	8
3	20	33W 897600 7877900	Porsanger	<10 km	-	6
5	20	33W 1030600 7808400	Sør-Varanger	<10km	-	6
6	20	33W 856610 7834870	Kvalsund	-	-	6
7	19	33W 676800 7760900	Karlsøy	<10 km	<10 km	7
8	19	33W 606787 7709264	Tranøy	-	-	5
9	19	33W 684500 7627200	Målselv	<10 km	<10 km	6
10	18	33W 439730 7276241	Grane	-	-	6
11	18	33W 472100 7249000	Hattfjelldal	-	-	5
12	18	33W 413900 7267320	Vefsn	-	-	6
13	17	33W 414900 7149000	Lierne	-	-	6
14	17	33W 385300 7107100	Steinkjer	20 km	20 km	6
15	17	33W 272100 7062300	Leksvik	-	-	4
16	17	33W 359000 7059000	Verdal	-	-	3
17	17	33W 360500 7078000	Verdal	-	-	6
18	17	33W 402800 7123900	Snåsa	-	-	3
19	17	32W 651530 7137300	Snåsa	-	<10 km	1
21	16	33W 288800 7113590	Åfjord	<10 km	-	6
22	16	33W 221000 6915500	Oppdal	<10 km	<10 km	7
23	16	32W 520400 6926000	Oppdal	<10 km	<10 km	6
24	16	33W 288800 6971800	Midtre Gauldal	<10 km	-	4
25	16	32W 588338 6995244	Midtre Gauldal	<10 km	<10 km	2
26	16	32W 645000 6938600	Røros	<10 km	-	2
27	16	32W 622917 7003725	Selbu	-	-	5

Tabell A.1.1: Fortsettelse.

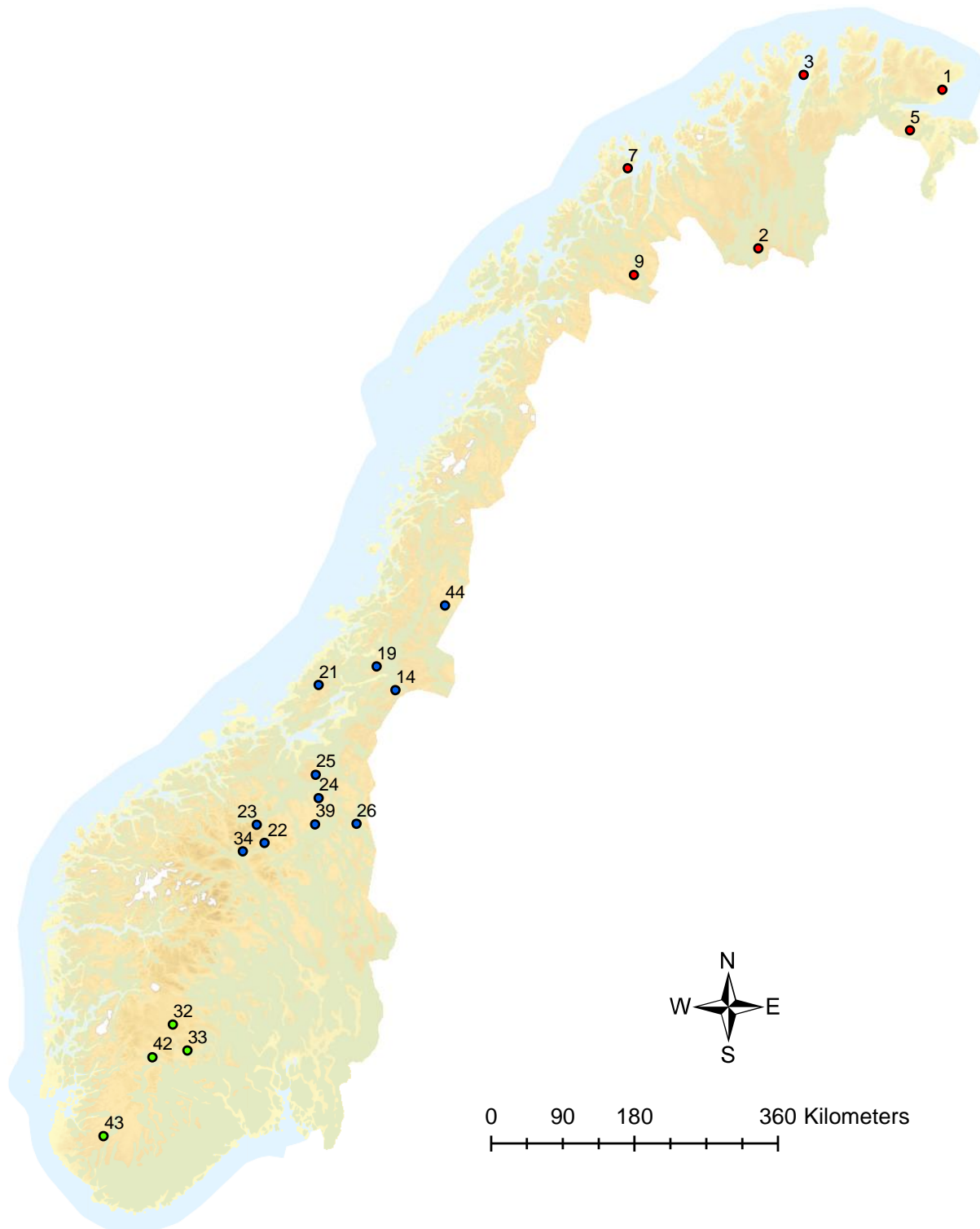
Lok	Fylk	UTM-koor.	Kommune	1990-2016	2000-2016	n
30	10	33W 025800 6542500	Sirdal	-	-	6
31	10	33W 058700 6595200	Valle	-	-	2
32	6	33W 106000 6688000	Nore og Uvdal	<10 km	<10 km	4
33	8	32W 460000 6636850	Vinje	<10 km	<10 km	3
34	5	33W 194000 6905000	Lesja	<10 km	<10 km	5
35	5	32W 586371 6791882	Ringebu	-	-	1
36	5	33W 165300 6834600	Lom	-	-	4
39	4	33W 284600 6939000	Tolga	<10 km	-	4
40	18	33W 531600 7445000	Saltdal	-	-	6
41	16	32W 643000 6943000	Røros	-	-	6
42	8	33W 080500 6647000	Vinje	20 km	20 km	6
43	10	32W 365200 6520700	Lund	20 km	20 km	3
44	17	32W 729700 7221400	Røyrvik	<10 km	<10 km	2

A.2 Geografisk oversikt over innsamlingslokaliteter



Figur A.2.1: Geografisk oversikt av innsamlingslokaliteter for lirype i tidsperioden 2013-2016. Lokalitetsnummer som gitt i *Tabell A.1.1*. Linjene indikerer den egendefinerte inndelingen mellom regionene i oppgaven (nedenfra og opp: Sør-, Midt- og Nord-Norge).

A.3 Geografisk oversikt over sammenfallende lokaliteter over tid



Figur A.3.1: Geografisk oversikt av sammenfallende lokaliteter for lirype i tidsperiodene 1990-91, 2000-01 og 2013-2016. Lokalitetsnummer som gitt i *Tabell A.1.1*. Fargeprikkene indikerer den egendefinerte inndelingen av regionene i oppgaven (grønn – Sør-Norge, blå – Midt-Norge og rød – Nord-Norge).

A.4 Journalinformasjon for prøvematerialet

Tabell A.4.1: Journalinformasjon om hvert enkelt individ sortert etter fylkesnummer. **JNR** – journalnummer. **Fylk** – fylkesnummer, som i *Tabell A.1.1*. **Lok** – lokalitetsnummer, som i *Tabell A.1.1*. **Kj** – kjønn (1 - hann, 2 hunn). **Vekt** – vekt av individ (gram). **Amu** – ammunisjonstype (1 - stålhagl, 2 – blyhagl, 3 – bismuth, 4 – tungsten, 5 – tinnhagl, 6 - annet). **Dato** – dato for felling. **Frys** – tid fra felling til nedfrysing (timer).

JNR	Fylk	Lok	Kj	Vekt	Amu	Dato	Frys
320107	20	1	M	676	2	10.09.2016	52
320108	20	1	M	626	2	14.09.2016	1,5
320109	20	1	M	582	2	12.09.2016	4,5
320110	20	1	M	696	2	10.09.2016	52
320123	20	2	M	598	2	15.09.2016	<24
320124	20	2	F	476	2	15.09.2016	<24
320125	20	2	F	402	2	15.09.2016	<24
320126	20	2	M	564	2	15.09.2016	<24
320127	20	2	F	448	2	15.09.2016	<24
320128	20	2	M	595	2	15.09.2016	<144
320129	20	2	M	603	2	15.09.2016	<144
320130	20	2	F	500	2	15.09.2016	<144
320111	20	3	M	616	1	16.09.2014	5,5
320112	20	3	F	596	1	16.09.2014	6,5
320113	20	3	F	482	5	16.09.2014	4,5
320114	20	3	M	657	3	16.09.2014	6,5
320115	20	3	M	540	5	16.09.2014	<24
320116	20	3	M	624	1	16.09.2014	6
320117	20	5	M	660	2	12.09.2016	32
320118	20	5	F	520	2	11.09.2016	47,5
320119	20	5	F	514	2	10.09.2016	80
320120	20	5	F	536	2	10.09.2016	81
320121	20	5	F	528	2	11.09.2016	54,5
320122	20	5	M	616	2	12.09.2016	34
320101	20	6	M	658	2	28.09.2016	5,5
320102	20	6	F	532	2	10.09.2016	73,5
320103	20	6	F	574	2	11.09.2016	51,5
320104	20	6	M	668	2	14.09.2016	6
320105	20	6	M	565	2	11.09.2016	52
320106	20	6	M	640	2	10.09.2016	72,5
319101	19	7	F	702	6	11.09.2015	<48
319102	19	7	M	608	6	25.09.2015	<24

Tabell A.4.1: Fortsettelse.

JNR	Fylk	Lok	Kj	Vekt	Amu	Dato	Frys
319103	19	7	M	630	6	14.09.2015	<24
319104	19	7	M	590	6	14.09.2015	<24
319105	19	7	M	562	6	11.09.2015	<48
319106	19	7	M	656	6	25.09.2015	<24
319107	19	7	M	546	6	25.09.2015	<24
319114	19	8	M	658	6	21.09.2016	117
319115	19	8	F	584	2	25.09.2016	8
319116	19	8	M	628	2	15.09.2016	99
319117	19	8	M	650	2	23.09.2016	54
319118	19	8	F	548	2	24.09.2016	33
319108	19	9	M	644	6	13.10.2015	-
319109	19	9	M	612	1	11.09.2015	53,5
319110	19	9	M	618	2	13.09.2015	4
319111	19	9	M	510	2	12.09.2015	29
319112	19	9	M	594	2	13.09.2015	4
319113	19	9	M	526	2	11.09.2015	56
318116	18	10	F	550	2	10.09.2016	95
318117	18	10	M	662	2	12.09.2016	47
318118	18	10	F	542	2	12.09.2016	47
318119	18	10	M	554	2	10.09.2016	<120
318120	18	10	M	558	2	10.09.2016	92
318121	18	10	F	644	2	12.09.2016	45
318134	18	11	M	640	2	10.09.2016	50
318135	18	11	F	526	2	12.09.2016	76
318136	18	11	F	566	2	12.09.2016	5
318137	18	11	F	528	2	12.09.2016	76
318138	18	11	M	678	2	12.09.2016	5
318122	18	12	M	570	2	18.09.2016	51,5
318123	18	12	F	580	2	17.09.2016	73,2
318124	18	12	M	580	2	17.09.2016	75,5
318125	18	12	M	478	2	17.09.2016	75,5
318126	18	12	M	604	2	17.09.2016	<96
318127	18	12	M	600	2	18.09.2016	<72
318128	18	40	M	578	2	4.-6.10.2016	-
318129	18	40	F	556	2	4.-6.10.2016	-
318130	18	40	F	604	2	4.-6.10.2016	-
318131	18	40	M	577	2	4.-6.10.2016	-
318132	18	40	F	514	2	4.-6.10.2016	-

Tabell A.4.1: Fortsettelse.

JNR	Fylk	Lok	Kj	Vekt	Amu	Dato	Frys
318133	18	40	M	609	2	4.-6.10.2016	-
317113	17	13	M	638	6	-	-
317114	17	13	M	582	6	-	-
317115	17	13	F	570	6	-	-
317116	17	13	F	574	6	-	-
317117	17	13	M	628	6	-	-
317118	17	13	-	644	6	-	-
317101	17	14	M	548	6	22.11.2014	<24
317102	17	14	M	572	3	11.10.2014	32
317103	17	14	F	545	3	22.11.2014	7,5
317104	17	14	F	564	3	23.11.2014	6
317105	17	14	F	540	3	10.10.2014	51
317106	17	14	-	500	3	23.11.2014	9
317119	17	15	M	628	3	10.09.2015	151
317120	17	15	M	654	3	11.09.2015	131
317121	17	15	M	636	3	11.09.2016	28
317122	17	15	M	576	6	10.09.2016	-
317126	17	16	F	520	3	10.09.2016	144
317127	17	16	F	510	2	19.10.2016	54
317128	17	16	M	604	3	12.09.2016	99
317107	17	17	M	552	2	11.09.2016	73
217108	17	17	M	706	2	11.09.2016	73
317109	17	17	M	572	6	28.08.2016	8
317110	17	17	M	650	6	28.09.2016	0
317111	17	17	M	616	2	11.09.2016	73
317112	17	17	M	698	2	11.09.2016	73
317123	17	18	M	636	2	21.09.2016	76,5
317124	17	18	M	626	2	21.09.2016	77,5
317125	17	18	M	646	2	21.09.2016	77,5
317126	17	19	M	696	6	10.-15.09.2015	-
317128	17	44	M	612	2	26.09.2016	46
316101	16	21	M	622	4	09.10.2014	3
316102	16	21	M	676	4	14.10.2014	23
316103	16	21	F	522	4	14.10.2014	22
316104	16	21	F	510	4	14.10.2014	-
316105	16	21	F	492	4	14.10.2014	21,5
316106	16	21	F	544	4	14.10.2014	24
316131	16	22	M	580	2	06.09.2015	8,5

Tabell A.4.1: Fortsettelse.

JNR	Fylk	Lok	Kj	Vekt	Amu	Dato	Frys
316132	16	22	M	582	5	11.09.2015	-
316133	16	22	M	498	2	06.09.2015	10
316134	16	22	M	500	1	10.09.2013	<72
316135	16	22	M	496	1	10.09.2013	<72
316136	16	22	M	616	3	11.09.2014	7
316137	16	22	M	506	5	11.09.2015	-
316117	16	23	F	482	3	20.09.2016	-
316118	16	23	M	596	1	21.09.2016	-
316119	16	23	M	526	1	21.09.2016	-
316121	16	23	M	552	1	21.09.2016	-
316120	16	23	M	562	1	20.-22.09.2016	-
316122	16	23	F	502	6	-	-
316112	16	24	M	484	3	17.09.2014	11
316113	16	24	M	610	3	15.09.2014	25
316114	16	24	M	542	3	15.09.2014	30
316115	16	24	F	512	3	17.09.2014	9,5
316138	16	25	M	532	3	14.09.2014	24
316139	16	25	F	530	3	10.09.2014	11
316129	16	26	M	530	2	12.09.2016	4
316130	16	26	F	552	2	12.09.2016	6
316107	16	27	F	602	2	28.09.2016	52
316108	16	27	M	668	2	14.09.2016	146
316109	16	27	F	562	2	08.10.2016	30
316110	16	27	M	580	2	13.09.2016	168
316111	16	27	M	574	2	13.09.2016	168
316123	16	41	M	588	2	26.09.2016	2
316124	16	41	M	572	2	31.09.2016	5,5
316125	16	41	M	632	2	15.09.2016	23
316126	16	41	F	558	2	21.09.2016	7,5
316127	16	41	F	552	2	30.09.2016	25
316128	16	41	M	584	2	15.09.2016	30
310103	10	30	F	506	2	24.09.2016	6
310104	10	30	M	646	2	24.09.2016	8
310105	10	30	M	632	2	24.09.2016	10
310106	10	30	-	492	2	1.10.2016	4
310107	10	30	M	584	2	03.10.2016	6
310108	10	30	F	502	2	03.10.2016	7,5
310101	10	31	F	484	2	10.-13.09.2016	<120

Tabell A.4.1: Fortsettelse.

JNR	Fylk	Lok	Kj	Vekt	Amu	Dato	Frys
310102	10	31	F	510	2	10.-13.09.2016	<120
310109	10	43	M	612	2	15.09.2016	<24
310110	10	43	M	612	2	01.10.2016	<24
310111	10	43	F	460	2	15.09.2016	<24
317127	10	43	M	614	2	27.09.2016	-
305110	9	35	M	636	3	23.10.2016	3
308105	8	33	M	475	6	12.09.2016	-
308106	8	33	M	556	6	14.09.2016	-
308107	8	33	F	498	6	14.09.2016	-
308108	8	42	F	512	6	-	-
308109	8	42	M	610	6	-	-
308110	8	42	M	616	6	-	-
308111	8	42	F	500	6	-	-
308112	8	42	M	600	6	-	-
308113	8	42	M	560	6	-	-
308101	6	32	M	590	3	19.09.2014	<168
308102	6	32	F	510	3	18.09.2014	<192
308103	6	32	M	552	3	19.09.2014	<168
308104	6	32	M	588	3	18.09.2014	<192
305101	5	34	F	526	2	15.09.2015	6
205102	5	34	M	510	2	15.09.2015	5
305103	5	34	M	596	2	15.09.2015	6
305104	5	34	M	492	2	15.09.2015	5,5
305105	5	34	M	482	2	15.09.2015	5,5
305106	5	36	F	460	2	02.2017	-
305107	5	36	M	578	2	02.2017	-
305108	5	36	M	552	2	02.2017	-
305109	5	36	F	576	2	02.2017	-
304101	4	39	F	536	2	04.10.2016	<24
304102	4	39	M	610	2	10.09.2016	3,5
304103	4	39	M	624	2	04.10.2016	5
304104	4	39	M	512	2	07.10.2016	2

Vedlegg B Instrumentspesifikasjoner

B.1 Fremgangsmåte og temperaturprofil for UltraCLAVE



MLS Microwave Report

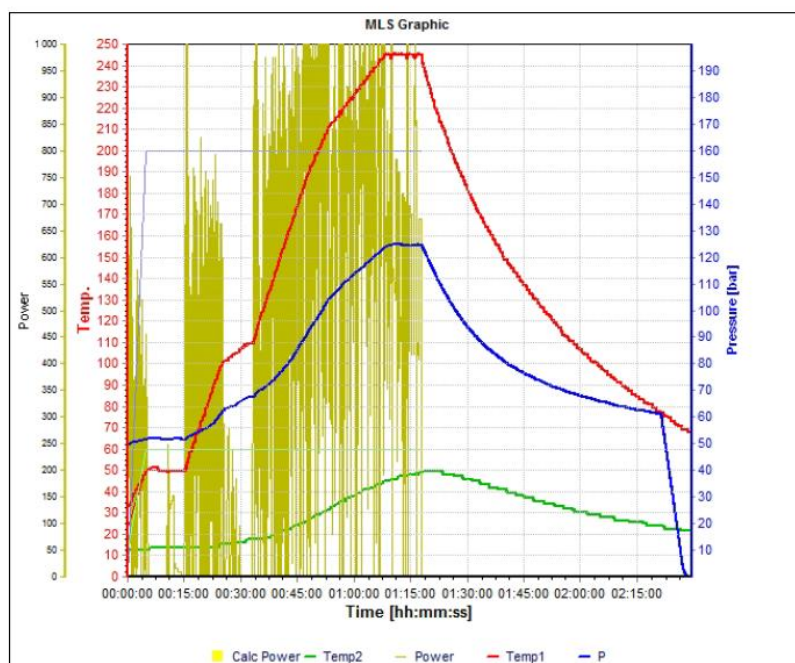
Application: ultraCLAVE

Report 16.06.2017 14:06:11

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2017\PROJECT NOT FINISHED\IEKSTERNT\Hans C Pedersen\1052-41-80-Pedersen pnr 38 74.dpr

MLS Milestone
www.milestonesrl.com



Parameter

```

Load pressure: 50.0 bar
Release temp.: 78.0 °C
Release pressure: 10.0 bar/min
Cooling : ON
Auto open : OFF
Cooling on Temp.: 40.0 °C
Ground load : 300 30 2
Ventilation time: 01:11:35
    
```

Remark:

UltraClave run nr 1052, vila 41-80
 Prosedyre , ca 300 mg prove ble tilsatt 5 ml 50% HNO₃ v/v, digested according to shown temperature pfofile, the diluted to 50 ml, this solution is the ready for ICP-MS.
 Project, Hans C Pedersen TOV Goose pnr 1-323, tis digest pnr 38-74.

MW Program

Step	Time [hh:mm:ss]	Temp 1 [°C]	Temp 2 [°C]	Press [bar]	Engery [Watt]
1	00:05:00	50	60	160	1 000
2	00:10:00	50	60	160	1 000
3	00:10:00	100	60	160	1 000
4	00:08:00	110	60	160	1 000
5	00:15:00	190	60	160	1 000
6	00:05:00	210	60	160	1 000
7	00:15:00	245	60	160	1 000
8	00:10:00	245	60	160	1 000

Figur B.1.1: Fremgangsmåte og temperaturprogram for UltraCLAVE under dekomponeringen av lever- og nyreprøvene.

B.2 Nøkkelparametere, spesifikasjoner og innstillinger for ICP-MS

Tabell B.2.1: Nøkkelparametere for opptak og skylling av prøver.

Parameter	Spesifikasjon
Prøveopptak (sek)	3
Prøve «aspirating» hastighet (mL/sek)	0.84
Prøveløkke (µL)	500
Programmert skylleløkke (sek)	5
Flushing sampling probe in flush station 1 (sek)	2
Read delay (sek)	-20

Tabell B.2.2: Spesifikasjoner for HR-ICP-MS, Element 2 fra Thermo Scientific.

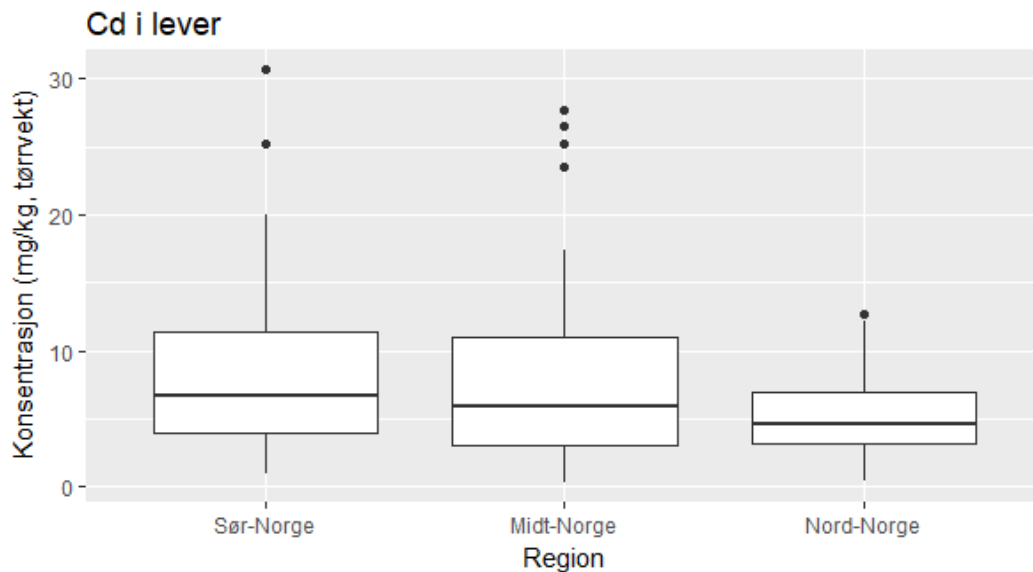
Instrumentdel	Spesifikasjon
Autoprøvetaker	SC2 DX med ULPA filter
Prøveintroduksjon	PrepFAST
Forstøver	PFA-ST med ca. volumområdet fra 50-700 µL/min
Spraykammer	Kvarts
Kjøling	PC ^{3x} – Peltier kjøle- og varmeinntakssystem
Fakkell	Kvarts, demonterbar med o-ringer
Injektor	Kvarts, 2.5 mm med o-ringer, ES-1024-0250
Prøvekjegle	Aluminium ES-3000-18032
Skimmerkjegle	Aluminium type X-skimmer ES-3000-1805 X
RF-(Radiofrekvens)-effekt i W	1350

Tabell B.2.3: Innstillinger for HR-ICP-MS, Element 2 fra Thermo Scientific.

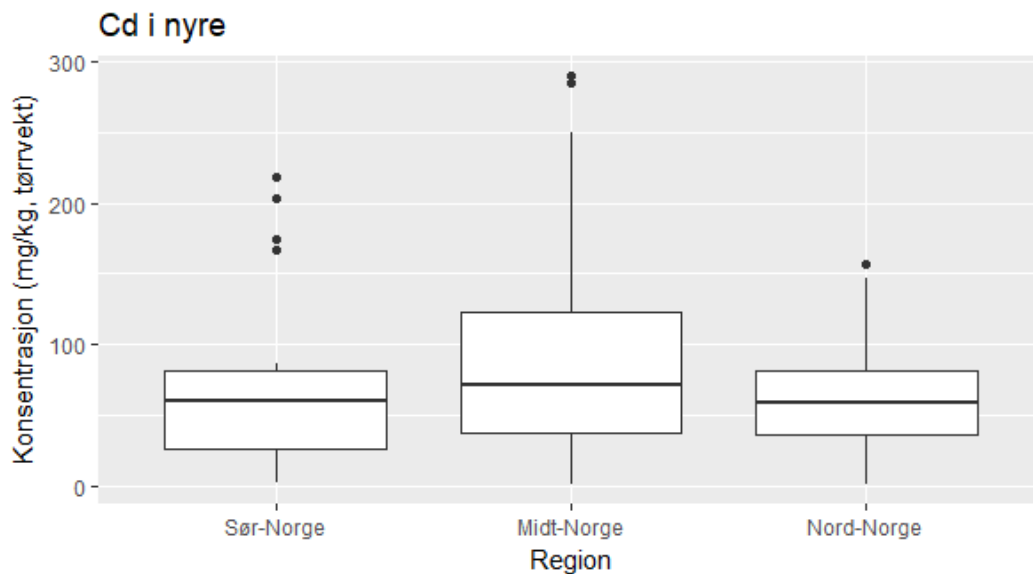
Type	Spesifikasjon
Kjølegass	15.5
Hjelpegass	1.1
Prøvegass 1 (forstøver)	0.75
Prøvegass 2 (T-tilkobling)	0.55
Tilleggsgass – 10 % metan i argon	“Approx 0.0004 CH ₄ , corresponds to approx. 0.04% in the sample gas”

Vedlegg C Analyseresultater

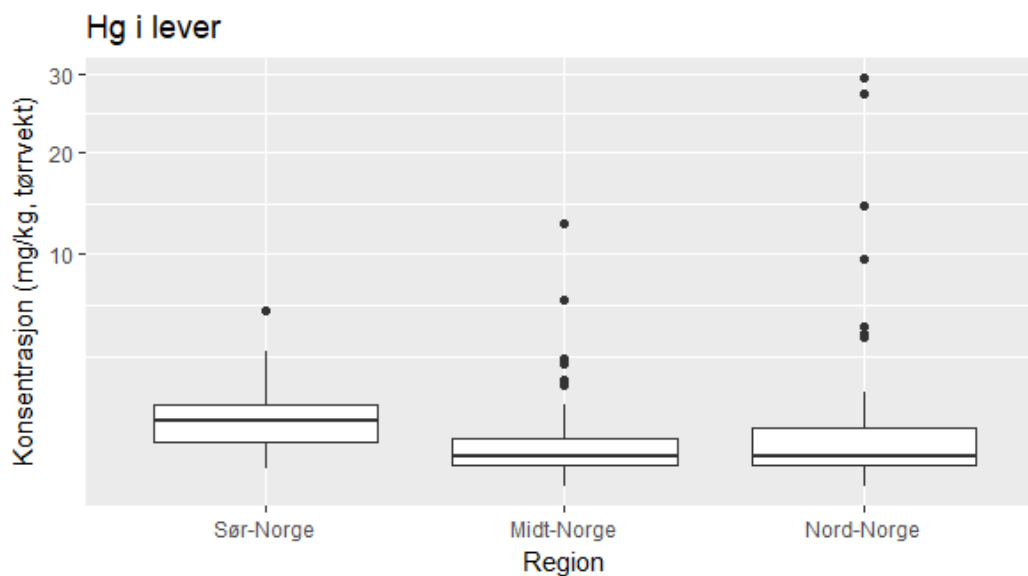
C.1 Analyseresultater for utvalgte metaller i lever og nyre



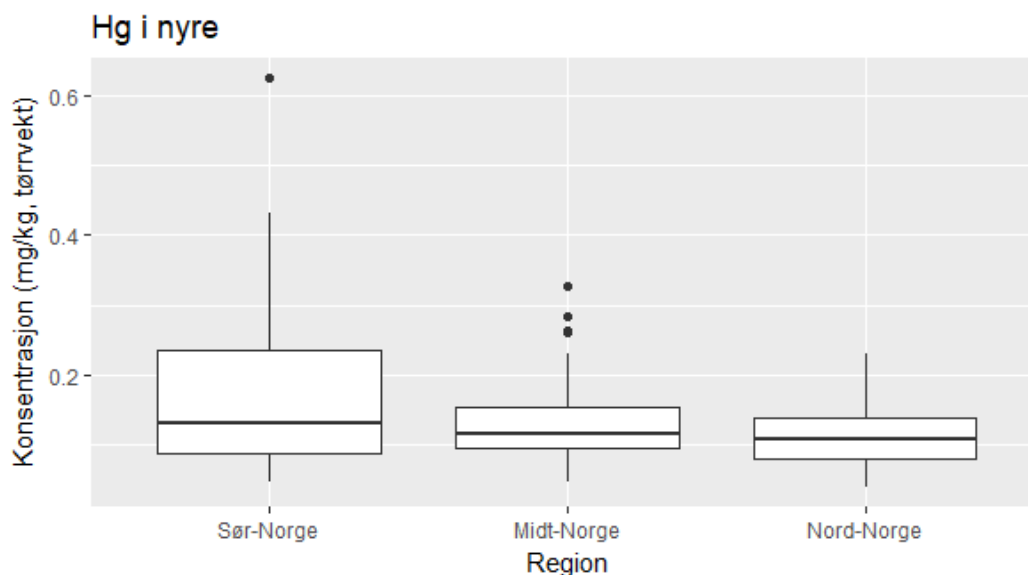
Figur C.1.1: Analyseresultater for konsentrasjonene av Cd i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



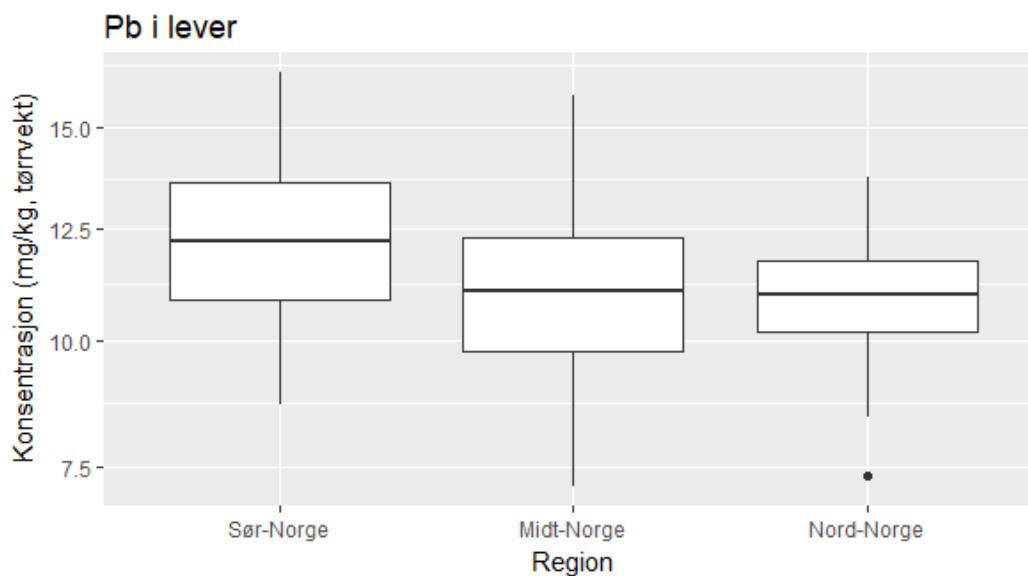
Figur C.1.2: Analyseresultater for konsentrasjonene av Cd i nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



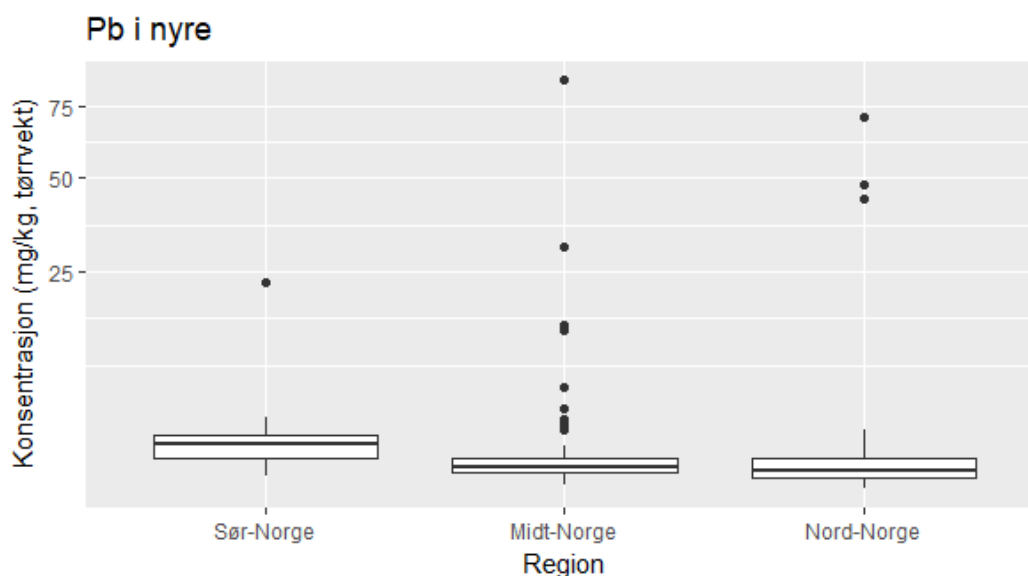
Figur C.1.3: Analyseresultater for konsentrasjonene av Hg i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



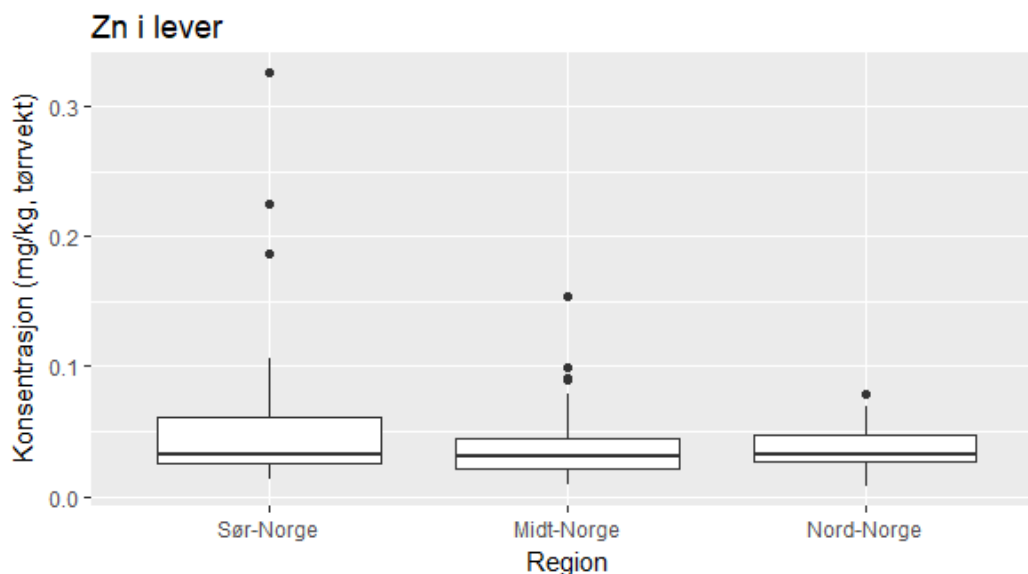
Figur C.1.4: Analyseresultater for konsentrasjonene av Hg i nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



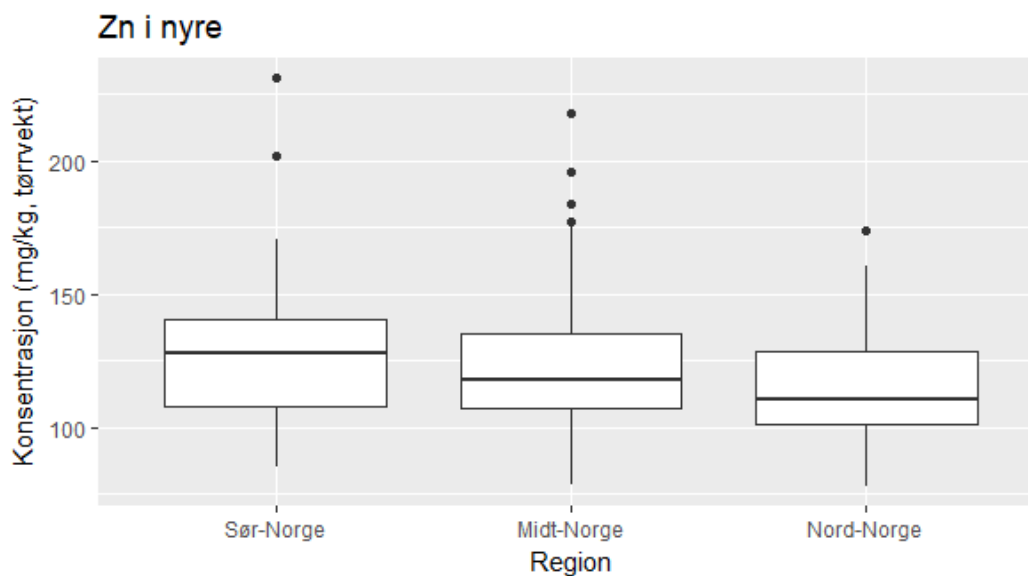
Figur C.1.5: Analyseresultater for konsentrasjonene av Pb i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



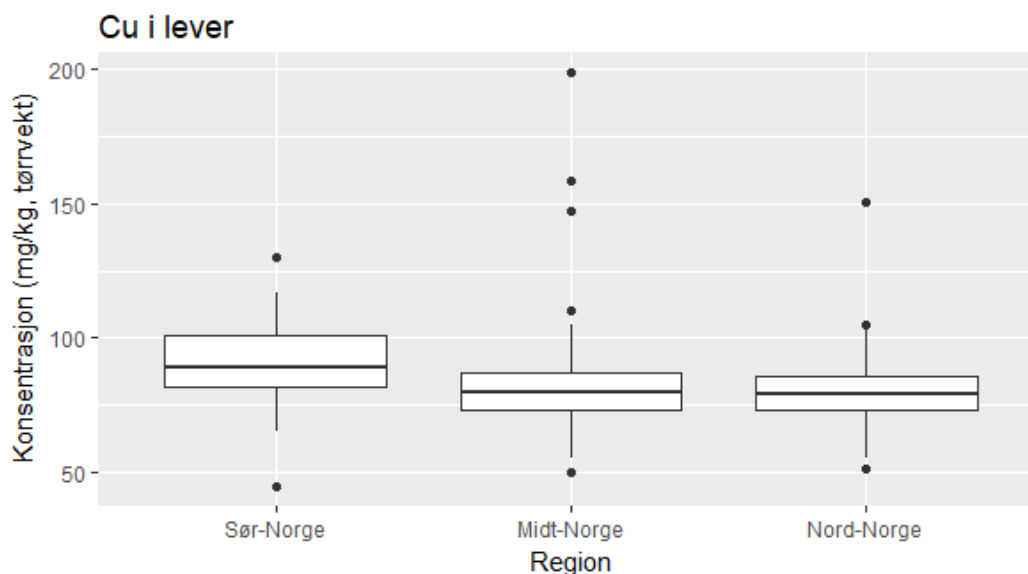
Figur C.1.6: Analyseresultater for konsentrasjonene av Pb i nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



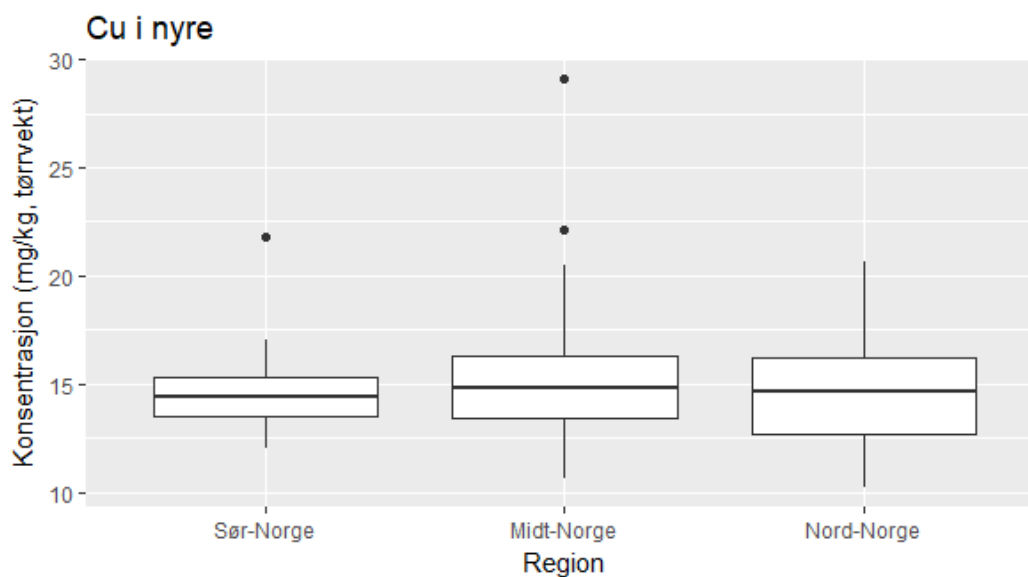
Figur C.1.7: Analyseresultater for konsentrasjonene av Zn i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



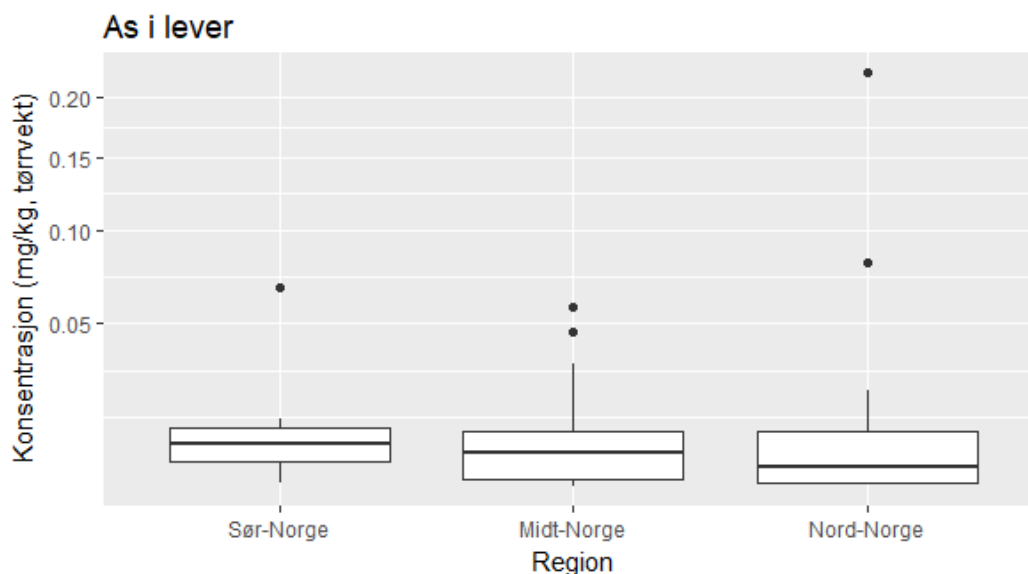
Figur C.1.8: Analyseresultater for konsentrasjonene av Zn i nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



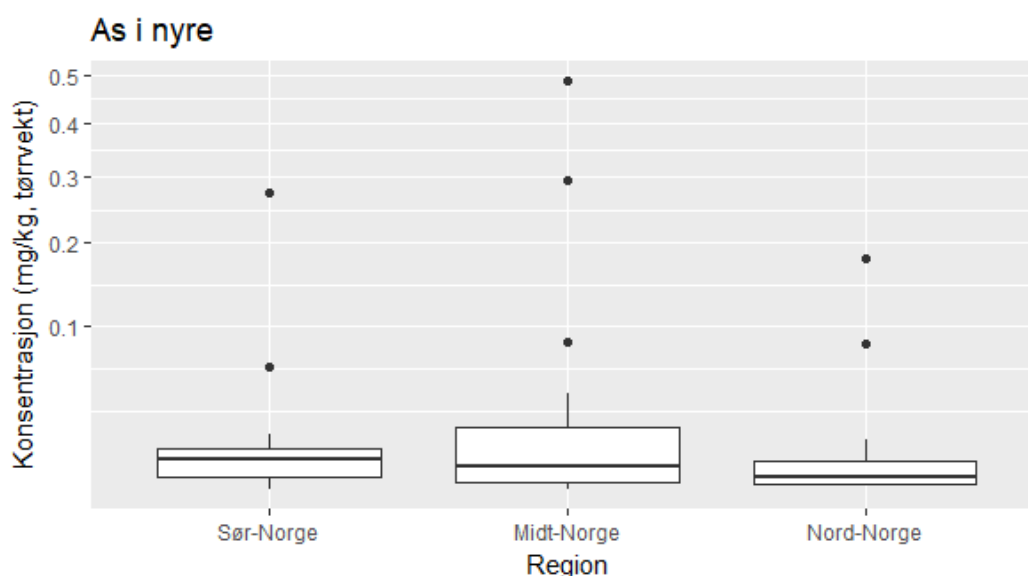
Figur C.1.9: Analyseresultater for konsentrasjonene av Cu i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



Figur C.1.10: Analyseresultater for konsentrasjonene av Cu i nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



Figur C.1.11: Analyseresultater for konsentrasjonene av As i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.



Figur C.1.12: Analyseresultater for konsentrasjonene av As i nyre fra lirype (mg/kg, tørrvekt) (y-akse) i perioden 2013-2016 for hver region (Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge) (x-akse). Boksen inneholder 50 % av fordelingen (25-75 persentil), den tykke linjen indikerer medianverdien, de vertikale linjene (*whiskers*) er maksimums- og minimumsverdier når outliers (som definert av programmet R) er ekskludert. Outliers er markert med punkter.

C.2 Medianverdier for utvalgte metaller ved hver lokalitet

Tabell C.2.1: Medianverdier for konsentrasjonene av de utvalgte metallene i lever fra lirype fra hver lokalitet (mg/kg, tørrvekt). Sortert fra nord til sør. **Reg** – Regioner (Nord-Norge, Midt-Norge og Sør-Norge), som gitt i **Figur A.2.1**. **Lok** – innsamlingslokalitet som gitt i **Tabell A.1.1** og **Figur A.2.1**. **n** – antall analyserte individ, som gitt i **Tabell A.1.1**. **Medianverdier** – medianverdier for konsentrasjonene av hvert av de utvalgte metallene (Cd, Hg, Pb, Zn, Cu og As) (mg/kg, tørrvekt).

Reg	Lok	n	Medianverdier					
			Cd	Hg	Pb	Zn	Cu	As
Nord-Norge	1	4	7,58	0,040	0,39	72,6	10,5	0,007
	3	6	4,02	0,027	0,12	83,5	10,8	<0,004
	5	6	4,62	0,032	2,66	74,1	10,5	0,004
	6	6	3,70	0,034	0,34	80,7	11,5	<0,004
	7	7	3,97	0,030	1,50	83,2	11,5	<0,004
	2	8	4,9	0,056	0,30	75	10,7	<0,004
	8	5	6,11	0,028	0,29	96,9	11,3	<0,004
	9	6	10,43	0,031	0,22	84,6	10,9	<0,004
	Midt-Norge	40	6	10,12	0,022	0,30	91,0	12,3
10		6	8,05	0,019	0,27	79,3	10,3	0,006
12		6	4,58	0,020	0,70	91,5	11,2	<0,004
11		5	12,58	0,014	0,26	81,9	10,2	0,012
44		2	9,0	0,028	0,56	91	13,5	0,022
13		6	5,32	0,027	0,35	78,4	10,6	<0,004
19		1	7,06	0,030	0,52	87,1	14,3	<0,004
18		3	5,89	0,036	0,83	76,1	9,6	0,004
14		6	6,76	0,038	0,73	68,0	10,6	0,005
21		6	1,81	0,038	0,63	68,3	9,1	<0,004
16		3	5,67	0,029	0,53	77,5	11,8	<0,004
17		6	4,47	0,030	0,19	74,0	10,7	<0,004
15		4	2,56	0,029	0,33	71,9	10,1	<0,004
27		5	5,46	0,038	0,32	95,6	13,3	<0,004
25		2	3,74	0,037	0,53	85,7	12,7	<0,004
24		4	1,24	0,031	0,15	72,1	10,8	<0,004
26		2	2,33	0,034	0,31	69,1	10,2	<0,004
41		6	11,46	0,033	0,38	84,4	11,3	<0,004
39		4	10,87	0,050	0,36	73,8	10,8	<0,004
23		6	4,70	0,060	0,13	83,5	11,7	<0,004
22	7	14,35	0,015	0,16	80,7	10,5	<0,004	
34	5	11,29	0,050	0,22	81,0	11,5	<0,004	
36	4	16,72	0,090	0,73	89,9	12,3	<0,004	
35	1	8,5	0,029	1,05	90	13,0	0,005	

Tabell C.2.1: Fortsettelse.

Reg	Lok	n	Medianverdier					
			Cd	Hg	Pb	Zn	Cu	As
Sør-Norge	32	4	4,41	0,034	0,59	93,0	12,0	<0,004
	33	3	2,80	0,062	0,55	82,4	12,3	0,006
	42	5	19,96	0,187	1,24	107,3	14,9	0,007
	31	2	6,28	0,022	0,87	83,4	11,6	0,006
	43	3	10,0	0,033	1,31	103	14,1	0,014
	30	6	4,80	0,023	1,33	77,0	10,7	0,011

Tabell C.2.2: Medianverdier for konsentrasjonene av de utvalgte metallene i nyre fra lirype fra hver lokalitet (mg/kg, tørrvekt). Sortert fra sør til nord. **Reg** – Regioner (Nord-Norge, Midt-Norge og Sør-Norge) som gitt i **Figur A.2.1**. **Lok** – innsamlingslokalitet, som gitt i **Tabell A.1.1** og **Figur A.2.1**. **n** – antall analyserte individ, som gitt i **Tabell A.1.1**. **Medianverdier** – medianverdier for konsentrasjonene av hvert av de utvalgte metallene (Cd, Hg, Pb, Zn, Cu og As) (mg/kg, tørrvekt).

Reg	Lok	n	Medianverdier					
			Cd	Hg	Pb	Zn	Cu	As
Nord-Norge	1	4	94,7	0,126	0,32	120	15,5	0,006
	3	6	31,1	0,048	0,07	104	13,7	0,004
	5	5	41,1	0,072	1,91	102	13,6	<0,004
	6	6	46,8	0,121	0,31	112	13,9	<0,004
	7	7	37,4	0,123	1,31	110	14,2	<0,004
	2	8	66,5	0,112	0,34	108	15,4	<0,004
	8	5	82,1	0,098	0,31	145	15,0	<0,004
	9	6	130,7	0,122	0,60	145	17,2	<0,004
Midt-Norge	40	6	102,3	0,094	0,37	120	15,0	<0,004
	10	6	102,5	0,093	0,54	127	14,3	0,006
	12	6	49,8	0,127	0,89	114	13,9	<0,004
	11	5	143,8	0,078	0,58	137	16,3	0,013
	44	2	111,4	0,114	0,41	138	15,0	0,018
	13	6	68,0	0,105	0,41	118	13,5	<0,004
	19	1	60,5	0,074	0,90	116	14,9	<0,004
	18	3	82,7	0,095	1,17	121	14,5	0,008
	14	6	36,1	0,144	0,42	108	13,1	<0,004
	21	6	7,8	0,150	0,53	98	15,2	<0,004
	16	3	86,6	0,102	0,42	150	17,5	<0,004
	17	6	56,7	0,112	0,33	109	14,5	<0,004
	15	4	28,5	0,157	0,69	108	14,5	<0,004
27	4	46,2	0,117	1,82	119	13,1	0,007	

Tabell C.2.2: Fortsettelse.

Reg	Lok	n	Medianverdier					
			Cd	Hg	Pb	Zn	Cu	As
Midt-Norge	25	2	34,9	0,147	0,69	101	13,8	<0,004
	24	4	5,7	0,096	0,22	90	13,6	<0,004
	26	2	46,6	0,065	1,27	114	14,0	0,023
	41	6	149,6	0,112	0,48	133	16,2	<0,004
	39	4	124,2	0,121	0,77	126	16,9	0,004
	23	6	64,3	0,150	0,24	109	14,9	<0,004
	22	7	230,4	0,104	0,22	152	17,0	<0,004
	34	5	178,4	0,163	0,37	141	15,3	<0,004
	36	4	148,8	0,274	0,57	181	21,0	<0,004
	35	1	121,8	0,259	1,16	146	17,1	<0,004
Sør-Norge	32	4	39,5	0,082	1,26	106	13,5	<0,004
	33	3	11,6	0,148	0,62	103	14,7	0,004
	42	6	170,7	0,356	1,17	167	14,8	<0,004
	31	2	56,5	0,094	1,46	121	14,4	0,009
	43	3	72,7	0,156	1,46	115	14,1	0,012
	30	6	38,0	0,122	2,36	122	14,5	0,013

C.3 Medianverdier for utvalgte metaller over tid

Tabell C.3.1: Medianverdier for konsentrasjonene i lever fra lirype (mg/kg, tørrvekt) over tid. **Metall** – de utvalgte metallene i oppgaven (Cd, Pb, Hg, As, Zn, og Cu). **Region** – egendefinert inndeling av prøvelokalitetene (Sør-, Midt- og Nord-Norge) som gitt i

Figur A.3.1 i Vedlegg A. Tidsperiode - tidsperioden for de tre kartleggingene (1990-1991, 2000-2001 og 2014-2016).

Metall	Region	Tidsperiode		
		1990-91	2000-01	2013-2016
Cd	Nord-Norge	4,93	8,36	4,76
	Midt-Norge	6,60	6,63	5,19
	Sør-Norge	7,77	7,50	10,30
Hg	Nord-Norge	0,024	0,045	0,032
	Midt-Norge	0,041	0,031	0,038
	Sør-Norge	0,028	0,032	0,045
Pb	Nord-Norge	0,44	0,63	0,40
	Midt-Norge	0,80	0,32	0,29
	Sør-Norge	2,66	1,54	1,02
Zn	Nord-Norge	86,6	89,3	78,8
	Midt-Norge	90,0	87,1	76,1
	Sør-Norge	88,6	92,3	97,5
Cu	Nord-Norge	11,8	12,9	11,0
	Midt-Norge	13,7	11,9	11,1
	Sør-Norge	11,2	12,5	12,8
As	Nord-Norge	-	<0,04	<0,004
	Midt-Norge	-	<0,04	<0,004
	Sør-Norge	-	<0,04	0,006

Vedlegg D Kvalitetskontroll

D.1 Analyse av referansemateriale

Tabell D.1.1: Analyseresultater for Bovine liver (1577b). Analysene ble kjørt 4 ganger. **Sertifisert verdi** – den sertifiserte verdien for referansematerialet fra leverandøren (mg/kg, tørrvekt) (verdi i kursiv er infoverdi fra leverandør av referansematerialet). \bar{x} – gjennomsnittsverdi for analyseresultatet (mg/kg, tørrvekt) (se *Formel 4.2* i **underkapittel 4.3.1**). **S** – standardavvik for analyseresultatet (mg/kg, tørrvekt) (se *Formel 4.3* i **underkapittel 4.3.2**). **RSD** – relativt standardavvik i prosent (%) for analyseresultatet (<10, 10-25, >25) (se *Formel 4.4* i **underkapittel 4.3.2**). **Avvik** – avviket mellom analyseresultat og sertifiserte verdien i prosent (%) (se *Formel 4.1* i **underkapittel 4.3.1**).

Isotop	Sertifisert verdi	Analyseresultat			Avvik
		\bar{x}	S	RSD	
⁷ Li	-	0,169	0,00292	1,7	-
⁹ Be	-	0,00060	0,00012	20,5	-
¹¹ B	-	0,545	0,0346	6,3	-
Se82	0,73 ± 0,06	0,72	0,0100	1,4	98
⁸⁹ Y	-	0,00101	0,00006	6,3	-
⁹⁰ Zr	-	0,00408	0,00043	10,5	-
¹¹⁴ Cd	0,5 ± 0,03	0,51	0,00527	1,0	102
⁹⁸ Mo	3,50 ± 0,300	3,60	0,0217	0,6	103
¹¹⁸ Sn	-	0,0201	0,00091	4,5	-
¹³³ Cs	-	0,0114	0,00039	3,4	-
¹⁴⁰ Ce	-	0,0198	0,00071	3,6	-
¹⁴¹ Pr	-	0,00201	0,00010	4,8	-
¹⁴⁶ Nd	-	0,00775	0,00046	6,0	-
¹⁴⁷ Sm	-	0,00096	0,00011	11,8	-
¹⁵⁹ Tb	-	0,00006	0,00001	8,5	-
¹⁶³ Dy	-	0,00027	0,00011	40,9	-
¹⁶⁵ Ho	-	0,00004	0,00001	30,2	-
¹⁶⁶ Er	-	0,00012	0,00004	31,3	-
¹⁶⁹ Tm	-	0,00001	0,000003	20,8	-
¹⁷² Yb	-	0,00008	0,00005	54,3	-
¹⁷⁵ Lu	-	0,00002	0,000001	5,4	-
¹⁷⁸ Hf	-	0,00009	0,00006	65,4	-
¹⁹⁷ Au	-	0,00005	0,00002	45,3	-
¹⁸² W	-	0,00410	0,00047	11,4	-

Tabell D.1.1: Fortsettelse.

Isotop	Sertifisert verdi	Analyseresultat			Avvik
		\bar{x}	S	RSD	
²⁰² Hg	0,0030	0,0044	0,00035	8,0	146
²⁰⁵ Tl	-	0,00291	0,00014	4,7	-
²⁰⁸ Pb	0,129 ± 0,004	0,113	0,0085	7,6	87
²³² Th	-	0,00040	0,00008	20,1	-
²³⁸ U	-	0,00065	0,00005	6,9	-
²³ Na	2 420 ± 60	2 346	9,14	0,4	97
²⁵ Mg	601 ± 28	600	4,42	0,7	100
²⁷ Al	1 ± 3	0,754	0,0347	4,6	75
²⁹ Si	-	11,1	4,48	40,4	-
³¹ P	11 000 ± 300	11 203	117	1,0	102
³⁴ S	7 850 ± 60	7 771	129	1,7	99
³⁹ K	9 940 ± 200	9 700	66,6	0,7	98
⁴⁴ Ca	116 ± 4	110	1,18	1,1	95
⁴⁵ Sc	-	0,00064	0,00007	11,3	-
⁴⁹ Ti	-	0,0929	0,0127	13,7	-
⁵¹ V	0,12	0,10	0,0032	3,2	80
⁵³ Cr	-	0,225	0,041	18,4	-
⁵⁵ Mn	10,5 ± 1,7	10,1	0,18	1,8	97
⁵⁶ Fe	184 ± 15	180	2,10	1,2	98
⁵⁹ Co	0,25	0,23	0,0034	1,5	92
⁶⁰ Ni	-	0,326	0,0979	30,1	-
⁶³ Cu	160 ± 8,00	156	3,73	2,4	98
⁶⁶ Zn	127 ± 16	123	1,4	1,2	97
⁶⁹ Ga	-	0,00177	0,00014	7,9	-
⁸⁵ Rb	13,7 ± 1,10	13,0	0,17	1,3	95
⁸⁸ Sr	0,136 ± 0,001	0,130	0,005	3,4	95
¹⁰⁹ Ag	0,039 ± 0,007	0,041	0,001	2,8	105
¹²¹ Sb	0,003	0,003	0,0004	13,4	100
¹³⁷ Ba	-	0,0477	0,0026	5,4	-
¹³⁹ La	-	0,0105	0,00063	6,0	-
⁷⁵ As	0,050	0,0455	0,0031	6,9	91
⁹³ Nb	-	0,00032	0,00005	17,0	-

Tabell D.1.2: Analyseresultater for Chicken (BGW-10018). Analysene ble kjørt 3 ganger. **Sertifisert verdi** – den oppgitte verdien for referansematerialet fra leverandøren (mg/kg, tørrvekt) (verdi i kursiv er infoverdi fra leverandør av referansematerialet). \bar{x} – gjennomsnittsverdi for analyseresultatet (mg/kg, tørrvekt) (se *Formel 4.2* i **underkapittel 4.3.1**). **S** – standardavvik for analyseresultatet (mg/kg, tørrvekt) (*Formel 4.3* i **underkapittel 4.3.2**). **RSD** – relativt standardavvik i prosent (%) (<10, 10-25, >25) for analyseresultatet (se *Formel 4.4* i **underkapittel 4.3.2**). **Avvik** – avviket mellom analyseresultat og sertifiserte verdi i prosent (%) (se *Formel 4.1* i **underkapittel 4.3.1**).

Isotop	Sertifisert verdi	Analyseresultat			Avvik
		\bar{x}	S	RSD	
⁷ Li	0,034 ± 0,007	0,028	0,0002	0,7	83
⁹ Be	0,0013	0,0007	0,0002	293	52
¹¹ B	0,76 ± 0,13	0,51	0,008	1,6	66
⁸² Se	0,49 ± 0,06	0,54	0,009	1,7	110
⁸⁹ Y	0,005	0,004	0,0003	6,4	85
⁹⁰ Zr	-	0,0120	0,0017	14,2	-
¹¹⁴ Cd	0,005	0,004	0,0011	28,4	78
⁹⁸ Mo	0,110 ± 0,010	0,100	0,0020	1,9	91
¹¹⁸ Sn	-	0,0059	0,0026	43,4	-
¹³³ Cs	0,07 ± 0,013	0,06	0,0014	2,4	84
¹⁴⁰ Ce	0,06 ± 0,01	0,05	0,002	3,7	82
¹⁴¹ Pr	0,0028 ± 0,0006	0,0022	0,00009	4,3	77
¹⁴⁶ Nd	0,0095 ± 0,0035	0,0067	0,00021	3,1	70
¹⁴⁷ Sm	0,0013 ± 0,0005	0,0008	0,00007	8,6	63
¹⁵⁹ Tb	0,00023	0,00013	0,00002	15,5	56
¹⁶³ Dy	0,0011 ± 0,0004	0,0007	0,00005	6,8	60
¹⁶⁵ Ho	0,00026	0,00013	0,00002	16,9	50
¹⁶⁶ Er	0,0008	0,0004	0,00003	7,0	46
¹⁶⁹ Tm	0,00011	0,00004	0,000002	4,1	38
¹⁷² Yb	0,0007	0,0004	0,00006	18,2	50
¹⁷⁵ Lu	0,0001	0,0001	0,00002	39,3	55
¹⁷⁸ Hf	-	0,00033	0,00001	4,0	-
¹⁹⁷ Au	-	0,00009	0,00007	82,9	-
¹⁸² W	-	0,00207	0,00075	36,4	-
²⁰² Hg	0,0036 ± 0,0015	0,0046	0,00095	20,6	128
²⁰⁵ Tl	0,011	0,011	0,00031	2,8	101

Tabell D.1.2: Fortsettelse.

Isotop	Sertifisert verdi	Analyseresultat			Avvik
		\bar{x}	S	RSD	
²⁰⁸ Pb	0,11 ± 0,02	0,06	0,008	13,1	54
²³² Th	0,0045	0,0014	0,00004	2,9	31
²³⁸ U	0,0030	0,0018	0,00010	5,3	61
²³ Na	1 440 ± 90	1 327	18,6	1,4	92
²⁵ Mg	1 280 ± 100	1 186	7,73	0,7	93
²⁷ Al	160 ± 3	100	5,69	5,7	62
²⁹ Si	130	22	1,1	5,0	17
³¹ P	9 600 ± 80	9 134	48,1	0,5	95
³⁴ S	8 600 ± 50	8 448	88,1	1,0	98
³⁹ K	14600 ± 600	13 815	273	2,0	95
⁴⁴ Ca	220 ± 20	176	7,97	4,5	80
⁴⁵ Sc	0,0045	0,0010	0,00022	20,8	23
⁴⁹ Ti	-	0,835	0,0528	6,3	-
⁵¹ V	0,06	0,009	0,00062	6,9	15
⁵³ Cr	0,59 ± 0,11	0,26	0,023	8,7	44
⁵⁵ Mn	1,65 ± 0,07	1,34	0,0202	1,5	81
⁵⁶ Fe	31,0 ± 3,0	22,0	1,4	6,5	71
⁵⁹ Co	0,01	0,007	0,00056	7,9	70
⁶⁰ Ni	0,15 ± 0,03	0,09	0,014	15,4	61
⁶³ Cu	1,46 ± 0,12	1,27	0,038	3,0	87
⁶⁶ Zn	26,0 ± 1,0	25,0	0,288	1,2	96
⁶⁹ Ga	-	0,0207	0,00155	7,5	-
⁸⁵ Rb	33 ± 2,00	32,0	0,369	1,2	97
⁸⁸ Sr	0,61 ± 0,08	0,45	0,0165	3,6	74
¹⁰⁹ Ag	-	0,00013	0,00014	114,6	-
¹²¹ Sb	-	0,0022	0,00031	14,1	-
¹³⁷ Ba	1,5 ± 0,4	1,1	0,160	14,6	73
¹³⁹ La	0,024 ± 0,004	0,018	0,00134	7,4	75
⁷⁵ As	0,109 ± 0,013	0,116	0,00330	2,8	106
⁹³ Nb	0,006	0,001	0,00025	20,8	20