

Nedfall av tungmetaller på Sør- og Vestlandet.

Jord- og moseprøver langs høydegradierer.

Rannveig Jørgensen

Master i realfag

Innlevert: mars 2017

Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Medveileder: Eiliv Steinnes, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Arbeidet med denne masteroppgaven er utført ved Institutt for kjemi ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) i perioden mai 2016 til mars 2017. Masteroppgaven markerer slutten på min tid som student ved lektorutdanningen.

Jeg ønsker med det å takke mine veiledere, professor Trond Peder Flaten og professor emeritus Eiliv Steinnes, for god veiledning og oppfølging i arbeidet med masteroppgaven. Deres raske tilbakemeldinger på mail, faglige veiledning og innspill i skriveprosessen har vært til stor nytte.

Takk til Syverin Lierhagen for analyse av alle prøvene med ICP-MS og gode forklaringer av alt datamaterialet.

En stor takk til min samboer Fredrik som gjennom hele studietiden har støttet og oppmuntret meg.

Og sist, men ikke minst, takk til alle LURinger og treningsvenner i NTNUI orientering jeg er blitt kjent med, dere har gjort mine fem år i Trondheim helt fantastiske.

Trondheim, 01.03.2017

Rannveig Jørgensen

Sammendrag

I denne masteroppgaven er det analysert jord- og moseprøver for å undersøke sammenhengen mellom tungmetallkonsentrasjoner og høyde over havet. Prøvene ble hentet langs 10 ulike høydegradienter på Sør- og Vestlandet i august og oktober i 1998. Ved hver lokalitet ble det hentet mellom 5 og 8 prøver av både jord (fra humuslaget) og etasjemose (*Hylocomium splendens*). På grunn av analyseutstyret som var tilgjengelig den gang måtte arbeidet begrenses, men på grunn av nyere instrumentering var det nå ønskelig å bestemme langt flere grunnstoffer i disse prøvene.

Konsentrasjonen av 61 grunnstoffer ble bestemt ved høyopløselig induktivt koplet plasma massespektrometri (HR-ICP-MS) i 60 jordprøver og 60 moseprøver fra de samme prøvepunktene etter dekomponering av prøvene i UltraClave. Oppgaven tar i hovedsak for seg tungmetallene Pb, Cd, Sn, Tl, As, Bi, Sb, Zn og Se. Disse metallene har langtransport fra andre steder i Europa som sin hovedkilde i norsk natur. Det er forventet at konsentrasjonen av disse tungmetallene øker med økt høyde over havet på grunn av orografisk nedbør. Korrelasjonsanalyser med signifikanstest og lineær regresjon er benyttet til å fremstille resultatene fra analysene for å undersøke om det er en positiv lineær sammenheng mellom konsentrasjonene og høyde over havet.

Resultatene fra de ulike lokalitetene og for de ulike metallene er varierende, men flere av lokalitetene og metallene viser høy korrelasjon og en jevn lineær økning i de grafiske fremstillingene. Av de diskuterte tungmetallene viser Pb, Sn og Bi en høy positiv korrelasjon mellom konsentrasjon og høyde over havet i både jord og mose ved flere av lokalitetene, mens Cd, Sb, As og Se viser en høy positiv korrelasjon i jord. Resultatene fra jordprøvene er mer entydige enn moseprøvene, noe som trolig kommer av at det var mer langtransportert forurensning tidligere, jordprøvene har akkumulert tungmetaller over lengre tid, mens moseprøvene reflekterer nedfallet over fire år (1995-1998). Mange faktorer kan ha påvirket resultatene siden lokalitetene har ulike nedbørsmengder, stigningsforhold og andre topografiske forhold, noe som kan forklare variasjonene i resultatene. Generelt virker det som de bratteste lokalitetene følger trenden i størst grad.

Summary

This master thesis investigates the relationship between heavy metal concentrations and altitude as found in soil and moss samples. The samples were collected along 10 grades in Southern and Western Norway in August and October 1998. At each locality between 5 and 8 samples of both soil (humus layer) and moss (*Hylocomium splendens*) were collected. The work at this time was limited due to the available equipment for analysis, but because of newer instrumentation it was now desirable to determine many more elements in this samples.

Concentrations of 61 elements were determined by high resolution inductively coupled plasma mass spectrometry (HR-ICP-MS) after decomposition of samples in UltraClave. The elements were determined in 60 soil samples and 60 moss samples collected from the same sampling points. The discussion covers the heavy metals Pb, Cd, Sn, Tl, As, Bi, Sb, Zn and Se. These elements have long range transport from other sites in Europe as their main source in Norwegian nature. The hypothesis in this thesis is that the concentrations of these heavy metals increases with altitude because of orographic precipitation. Correlation analysis with significance test and linear regression was used to present the results from the analysis to determine whether there is a positive linear relationship between heavy metal concentrations and altitude.

The results for the different localities and for different metals vary, but some of the sites and metals show high correlations and a smooth linear increase in the graphs. Of the discussed heavy metals Pb, Sn and Bi show the highest positive correlation in both soil and moss at several localities, while Cd, Sb, As and Se show a high positive correlation in soil. Thus, there seems to be a correlation between concentrations and altitude, but the results from the soil samples are more unambiguous than the moss samples. This is probably because it is like that it was more long range transport of pollutants earlier, the soil samples have accumulated heavy metals over a long time, while the moss samples reflect the deposition over four years (1995-1998). Many factors may have affected the results since the localities have different precipitation amount, gradient and other topographical conditions, that can explain the variations in the results. Generally, it seems like the steepest sites follow the trend to the greatest extend.

Innholdsfortegnelse

1 Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn og mål for oppgaven	1
1.2 Oppgavens struktur	2
2 Teori	3
2.1 Tungmetaller	3
2.2 Tungmetaller i atmosfæren.....	3
2.2.1 Naturlige kilder	4
2.2.2 Antropogene kilder.....	4
2.2.3 Atmosfærisk langtransport	4
2.2.4 Prosesser for avsetning	6
2.3 Tungmetaller i jord.....	6
2.3.1 Opptak av metaller i jord.....	7
2.4 Tungmetaller i mose.....	7
2.4.1 Opptak av metaller i mose.....	8
2.5 Orografisk nedbør	9
2.6 ICP-MS.....	10
2.6.1 Om metoden	10
2.6.2 Bruksområder	12
3 Eksperimentelt	13
3.1 Områdebeskrivelse	13
3.2 Tidligere arbeid med prøvene.....	14
3.2.1 Innsamling og forberedelser	14
3.2.2 Analyser	14
3.3 Analyser i denne masteroppgaven.....	15
3.3.1 Forberedelser av prøvemateriale	15
3.3.2 HR-ICP-MS.....	16
3.4 Databehandling.....	19
4 Metodevurdering	21
4.1 Feltarbeid.....	21
4.1.1 Prøver	22
4.2 Behandling og analyse av prøver	22
4.2.1 Uttak av prøver for analyse	22
4.2.2 Oppslutning	23
4.2.3 Kjemisk analyse	24

4.2.4 Kvalitetskontroll.....	24
4.2.5 Korrigering av vekt	26
4.2.6 Deteksjonsgrenser	27
4.3 Databehandling.....	28
4.3.1 Korrelasjonsanalyser	28
5 Resultater	31
5.1 Korrelasjonsanalyser	31
5.2 Grafisk fremstilling	32
6 Diskusjon	37
6.1 Diskusjon etter lokalitet.....	37
6.1.1 Bjerkreim.....	37
6.1.2 Brusand	38
6.1.3 Fitjar	39
6.1.4 Fusa	39
6.1.5 Jørpeland	40
6.1.6 Lista.....	40
6.1.7 Sandnes	41
6.1.8 Sokndal.....	41
6.1.9 Valen	42
6.1.10 Varhaug.....	42
6.2 Diskusjon etter metall.....	43
6.2.1 Pb.....	43
6.2.2 Cd	44
6.2.3 Sn.....	44
6.2.4 Tl	44
6.2.5 Bi	45
6.2.6 Zn	45
6.2.7 Sb.....	45
6.2.8 As	46
6.2.9 Se.....	46
6.3 Sammenfattende kommentarer.....	46
6.4 Kvalitetskontroll.....	49
7 Konklusjon	51
Referanser	53
Vedlegg - innholdsfortegnelse	57

1 Introduksjon

I 1998 ble det i et masterprosjekt (Helland, 1999) samlet jord- og moseprøver langs høydegradienter på Sør- og Vestlandet: fra Lista i sør til Fusa i nord. Det ble i hver høydegradient hentet 5-8 prøver i ulik høyde over havet for å undersøke sammenhengen mellom nedfall av tungmetaller og høyde over havet. Bratte fjellsider i Sør-Norge fører til at nedbøren her er av orografisk karakter, noe som betyr at det er større nedbørsmengde i høyden. Høyest avsetning av metaller korresponderer tett med den orografiske nedbøren (Steinnes, 2001), og de fleste grunnstoffene i mose som har atmosfærisk langtransport som hovedkilde korrelerte i en norsk studie signifikant med våtdeposisjon (Berg et al., 1995a). Analyser av både overflatejord og mose kan benyttes til å gi et bilde av nedfallet av tungmetaller. Atmosfærisk langtransport ser ut til å ha stor påvirkning på tilførselen av tungmetaller både til naturlig overflatejord og etasjemose (*Hylocomium Splendens*) i Sør-Norge (Steinnes, 1987; Steinnes et al., 2011).

1.1 Bakgrunn og mål for oppgaven

Bakgrunnen for oppgaven er at arbeidet den gang prøvene ble samlet måtte begrenses til få metaller på grunn av analyseutstyret som var tilgjengelig. På grunn av nyere instrumentering med ICP-MS er det nå mulig å bestemme mange flere grunnstoffer i samme analyse og ved lavere konsentrasjoner enn det som var mulig tidligere. Prøvene fra denne tiden ligger lagret ved Institutt for kjemi på NTNU og det er ønskelig å studere langt flere grunnstoffer.

Målet med denne oppgaven er å undersøke flere tungmetaller både i jord- og moseprøvene fra 1998 for å se om konsentrasjon av tungmetaller øker med økt høyde over havet. Fokuset i diskusjonen er på de ni grunnstoffene Pb, Cd, Sn, Tl, As, Bi, Sb, Zn og Se. Det er tidligere funnet en sterk korrelasjon mellom mengden nedbør og tungmetalldeposisjon. Undersøkelser i Alpene har indikert at det er en høy korrelasjon mellom høyde over havet og konsentrasjon av bly i mose (Zechmeister, 1995). Generelt finnes det få studier som har sett på forholdet mellom konsentrasjon av tungmetaller i mose og jord og høyde over havet. Hvordan høyde over havet påvirker nedfall av tungmetaller er dermed ikke godt kjent.

1.2 Oppgavens struktur

Denne masteroppgaven består av syv kapitler.

I kapittel 2 presenteres relevant teori for oppgaven. Teorien tar for seg tungmetaller i atmosfæren i forhold til naturlige og antropogene kilder, langtransporter forurensning og avsetning. Deretter presenteres teori om tungmetaller i mose og jord med fokus på opptaket av tungmetaller. Videre beskrives orografisk nedbør og til slutt teoretisk bakgrunn for analysemetoden som er brukt i masteroppgaven, ICP-MS.

I kapittel 3 presenteres det eksperimentelle arbeidet som er utført. Arbeidet i felt og analyser utført i 1998 vil kommenteres først, før arbeidet i forbindelse med denne masteroppgaven vil presenteres.

I kapittel 4 gjøres det en metodevurdering av arbeidet i oppgaven. Vurderingen av feltarbeidet vil være basert på masteroppgaven til Wenche Rosengren Helland (1999).

I kapittel 5 presenteres korrelasjonskoeffisienter og signifikans av disse for alle lokaliteter med ni metaller. Grafisk fremstilling (skatterplott med trendlinje) presenteres for Pb, Cd og Bi ved Fitjar, Jørpeland og Sandnes. De resterende grafene presenteres i vedlegg B.

I kapittel 6 vil resultatene diskuteres i fire hoveddeler. I den første delen diskuteres resultatene med utgangspunkt i hver enkelt lokalitet, deretter diskuteres resultatene med utgangspunkt i hvert enkelt metall. I hoveddel 3 vil diskusjonen av de to foregående delene diskuteres mer sammenfattende med et spesielt fokus på årsaker til avvik fra trenden. Diskusjonen avsluttes med en vurdering av kvalitetskontroll før oppgaven ender i en konklusjon i kapittel 7.

2 Teori

2.1 Tungmetaller

Det finnes mange ulike kjemiske stoffer som ses på som forurensning, deriblant ulike metaller. Hva som ses på som forurensning kommer an på situasjonen, men en definisjon er at en forurensning er et stoff som er tilstede over den naturlige konsentrasjonen. I de fleste tilfeller blir metaller forurensning etter menneskelig aktivitet. Begrepet tungmetaller brukes om metaller som opptrer som miljøgifter (Walker et al., 2012; Manahan, 2010). Tungmetaller er altså et begrep som brukes om grunnstoffer som vanligvis forbindes med forurensning, slik som Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn. Gruppen av metaller og metalloider som har relativt høy atommasse, større enn 5 g/cm^3 , refereres til som tungmetaller. Spormetaller er også et begrep som er mye benyttet, dette kommer av at tungmetallene normalt forekommer i spormengder i bergarter og jord (Alloway, 2012a; Alloway og Ayres, 1997). Noen av tungmetallene kalles essensielle sporelementer fordi de er essensielle for levende organismer i små konsentrasjoner, men i store konsentrasjoner er de giftige (Alloway og Ayres, 1997).

Det finnes en normal bakgrunnskonsentrasjon av tungmetaller i jord, sedimenter, vann og levende organismer, da disse grunnstoffene forekommer naturlig i bergarter og malmmineraler. Tilstedeværelse av metallet er dermed ikke nok bevis for forurensning, derfor må den relative konsentrasjonen vurderes. Ved forurensning blir konsentrasjonene unormalt høye i forhold til normale bakgrunnsnivå (Alloway og Ayres, 1997).

2.2 Tungmetaller i atmosfæren

Atmosfæren er sterkt involvert i transportprosesser av kjemiske stoffer i miljøet og for å kunne forstå disse prosessene må man vurdere kilder, transport, spredning og flukser av luftforurensning (Manahan, 2010). Konsentrasjoner av tungmetaller i atmosfæren påvirkes både av naturlige og antropogene kilder (Pacyna et al., 1984; Pacyna et al., 2009). Tungmetallene kan oppføre seg på flere ulike måter etter at de er sluppet ut i atmosfæren, for eksempel kan de eksistere som aerosolpartikler med diameter fra 5 nm til 20 μm . Partikler med diameter over 10 μm pleier og avsettes raskt, mens mindre partikler kan være i atmosfæren i 10-30 dager (Alloway og Ayres, 1997).

2.2.1 Naturlige kilder

Naturlige geokjemiske prosesser kan være en årsak til at tungmetaller kommer ut i miljøet (Alloway og Ayres, 1997). Vindblåst støv er den viktigste naturlige kilden til tungmetaller i atmosfæren. Vinderosjon, vulkaner, skogbranner, vegetasjon og havsprøyt er andre naturlige kilder (Pacyna et al., 1984).

2.2.2 Antropogene kilder

Som nevnt innledningsvis blir metaller som regel forurensninger på grunn av menneskelig aktivitet. Utslipp av tungmetaller påvirkes av prosesser der mineralressurser behandles ved høye temperaturer slik som fossilt brensel, smelting av malm og forbrenning av avfall (Pacyna et al., 2009). Hovedkildene til tungmetaller i atmosfæren er gruvedrift og smelting, metallurgisk industri, kjemisk og elektronisk industri, forbrenningsanlegg, forbrenning av kull og olje, røyk og andre utslipp fra både industriell- og boligoppvarming. Tungmetaller brukes både i elektronikk, maskiner og gjenstander som benyttes i dagliglivet, dermed kommer de ut i miljøet fra mange ulike antropogene kilder (Alloway og Ayres, 1997; Alloway, 2012b; Pacyna et al., 2009).

Gruvedrift og smelting frigjør metaller fra bergartene hvor de opprinnelig ble deponert fra vulkansk aktivitet eller erosjon. Menneskelig aktivitet forårsaker det meste av den globale spredningen av Zn, Pb, Cd og Hg (Walker et al., 2012). Forbrenning av bensin har vært den viktigste kilden til Pb derfor kommer forurensning av Pb hovedsakelig fra områdekilder, mens Cd hovedsakelig slippes ut fra punktkilder slik som smelteverk, kraftverk og avfallsforbrenningsanlegg (Pacyna et al., 2009).

2.2.3 Atmosfærisk langtransport

Tungmetaller slippes oftest ut i atmosfæren som komplekse partikler, metallfragmenter, primære oksider eller salter. Når tungmetallene er kommet ut i atmosfæren skjer det en gradvis spesiering som endrer tungmetallene (Rühling og Tyler, 2001). Zn, As, Cd, Sb, Tl, Pb og Bi er eksempler på tungmetaller som har langtransport fra andre steder i Europa som sin hovedkilde til nedfall i norsk natur. Konsentrasjonen av blant annet Zn, As, Cd, Sb og Pb er høyest langs kysten i Sør-Norge, med størst avsetning rundt Birkenes der det er omtrent 1400

mm nedbør/år. Disse tungmetallene har en høy anrikningsfaktor (Berg et al., 1995b; Berg et al., 1994).

Amundsen et al. (1992) undersøkte tungmetallene Zn, As, Se, Cd, Sb og Pb under en studie av luftkvalitet ved Birkenes. Birkenes har lite industriell aktivitet og en lav populasjonstetthet slik at den luftbårne konsentrasjonen av grunnstoffene stort sett skyldes langtransport av luftmasser fra områder 500-1000 km unna. Mønstrene for Zn, As, Cd og Pb viser klart at disse tungmetallene kommer fra langtransport av luftforurensninger fra tettbefolkede og industrialiserte områder i Europa. Ved bruk av sektoranalyse illustrerer studien sammenhengen mellom vindretning og langtransport til Norge, der ulike regioner undersøkes for bidrag til grunnstoffkonsentrasjon i luften. Et typisk mønster var høy konsentrasjon av grunnstoffer med antropogene kilder ifra halvparten av sektorene som omfavner Øst- og Vest-Europa, som gir et mål på bidragene fra disse områdene (Amundsen et al., 1992). Generelt avtar mesteparten av avsetningen av de langtransporterte tungmetallene fra sørligste Norge og nordover både på grunn av avtakende nedbørsmengde og avtakende konsentrasjon av antropogene sporelementer i nedbøren (Berg et al., 1994).

Atmosfærisk langtransport, etterfulgt av avsetning, er en kilde til forurensning av tungmetaller i jord. Som nevnt innledningsvis i kapittel 2.2 kan tungmetallpartiklene eksistere i atmosfæren i 10-30 dager, og i denne perioden kan de fraktes tusenvis av kilometer. Dette er årsaken til at man finner økte konsentrasjoner av Pb, Cd, Zn, As og Se i jord i Sør-Norge som er sluppet ut fra industrialiserte områder andre steder i Europa (Alloway og Ayres, 1997). En studie viser at tungmetaller som avgis i dampform fra høytemperaturkilder, slik som Se, As, Pb og Sb, fortrinnsvis kondenserer på små luftpartikler som har større overflate/vekt enn tyngre partikler og av den grunn transporteres de lengre i atmosfæren (Gladney et al., 1976). De sterkt anrikede tungmetallene Cd, Sb, As, Pb, Bi, Zn og til dels Tl er generelt flyktige grunnstoffer som kommer fra høytemperaturprosesser (forbrenning av fossilt brensel og metallsmelting) og siden de hovedsakelig er til stede i små og medium store aerosoler transporteres de over lange distanser (Berg et al., 1994).

I Sør-Norge ser atmosfærisk langtransport ut til å ha stor påvirkning på tilførselen av tungmetaller i de øverste 10-15 cm av humusrik, naturlig jord. Moseanalyser har vist at nedfallet av tungmetaller er mange ganger høyere i sørlige deler av Norge enn i andre deler av landet som er mindre utsatt for atmosfærisk langtransport av forurensninger. Analyse av jord

på de samme stedene viste at for grunnstoffer som er assosiert med atmosfærisk langtransport var det lignende nedfallsmønstre som i moseundersøkelsen (Steinnes, 1987). Den atmosfæriske transporten fra andre deler av Europa er en betydelig kilde til nedfall av V, Zn, As, Cd og Pb i Norge (Steinnes et al., 2011).

2.2.4 Prosesser for avsetning

Siden atmosfærisk langtransport kan resultere i at partikler transporteres over svært lange avstander er atmosfærisk avsetning den mest utbredte formen for forurensning. Avsetningen kan skje både i form av våt- og tørrdeposisjon (Alloway, 2012b), men i det meste av Norge er våtdeposisjon viktigst (Aas et al., 2012). Våtdeposisjon inkluderer nedfall både som regn, snø, tåke og skydråper, mens tørrdeposisjon består av partikkeldeposisjon og gass-sorpsjon (Bergkvist et al., 1989). I Norge påvirker topografiske forhold nedfallet av tungmetaller (Aas et al., 2012). Luftens bevegelse er en viktig faktor i spredningen av luftforurensning og dersom luften stagnerer kan luftforurensning bygges opp i lokale regioner. Ulike meteorologiske fenomener avgjør om forurensning fra punktkilder stiger i atmosfæren og spres eller om de avsettes nære kilden, spesielt er vind og luftstrømmer sterkt involvert siden vinden spres forurensninger. Rådende vindretning er en viktig faktor som avgjør hvilke områder som er mest påvirket av en luftforurensningskilde (Manahan, 2010).

2.3 Tungmetaller i jord

Jord er et komplekst heterogent materiale som består av mineraler og organisk materiale, vann- og gasskomponenter. Jord er et viktig medium i terrestriske økosystemer, da den er essensiell for veksten av planter og degraderingen og resirkulering av død biomasse. Det organiske materialet består av levende organismer, dødt plantemateriale og humus. Mineralene stammer som regel fra forvitret berggrunn (Alloway, 1995). Humus er det organiske produktet av dyr og planters forråtnelse og er et heterogent materiale som er tydelig konsentrert i de øvre 20 cm i mesteparten av mineraljord (Young, 2012). All jord inneholder organisk materiale, men mengden kan variere stort. Enkelte typer kan inneholde så mye som 95 % organisk materiale, mens andre typer kan inneholde så lite som 1 % organisk materiale (Schnitzer, 1978; Manahan, 2010). Det uorganiske materialet i jorden består av mineralpartikler utledet fra bergarter eller sedimenter og er enten dannet fra berggrunnen eller fraktet dit med vind, vann eller is (Rowell, 1994).

Atmosfærisk langtransport er en av kildene til tungmetallforurensning i jord (Alloway, 2012b). Studier av jordprofiler viser at overflatejord i Sør-Norge er sterkt anrikt med Pb, Cd og As i forhold til dypere jordlag (Steinnes, 1987). Undersøkelser har også vist at konsentrasjon av Zn, As, Cd og Pb i overflatejord i Sør-Norge er høyt korrelert, der de høyeste konsentrasjonene er funnet 20 til 40 km fra kysten. Nedfallshastigheten av disse metallene er høyest nær kysten (Steinnes et al., 1989).

2.3.1 Opptak av metaller i jord

Tungmetaller adsorberes sterkt av både organiske og uorganiske kolloidebestanddeler i jorda og tungmetallene kan derfor ha en spesielt langvarig effekt i jord (Young, 2012; Alloway og Ayres, 1997). Adsorpsjon er den viktigste prosessen som påvirker oppførselen og biotilgjengelighet av metaller i jord. Bindingen kan blant annet skje ved kationbytte, spesifikk adsorpsjon, medfelling og organisk kompleksing (Alloway, 1995). Selektiviteten til adsorbentene i jord og sedimenter kan variere noe mellom mineraler og med pH, men for toverdige metaller er rekkefølgen typisk $Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$ (Alloway og Ayres, 1997). Ved høy pH er styrken av metallbinding til humussyrer høyere fordi humus er negativt ladd og tiltrekkes derfor kationer. Tilstedeværelsen av organisk materiale har vist seg å være viktig for metallbindingen i jord (Young, 2012). Høyere innhold av organisk karbon øker retensjonen av tungmetaller i jorden (Lair et al., 2007).

Humuslaget i jorden er som regel flere centimeter dypt og humus er et vanlig brukt medium for prøvetaking i geokjemiske undersøkelser. Det er identifisert fire ulike kilder til metaller i det organiske overflatelaget: luftbåren forurensning, blanding med underliggende jord (bioturbasjon), overføring fra mineraljord ved opptak i planterøtter og deretter retur til humuslaget, og atmosfærisk overføring fra marint miljø. For å undersøke bidraget fra luftbåren forurensning kan forholdet i konsentrasjon mellom humuslaget og uberørt jord undersøkes. Undersøkelser i Sør-Norge har indikert sterk påvirkning fra atmosfærisk langtransport på konsentrasjonen av Pb, Zn og Cd i jorda (Steinnes og Njåstad, 1995).

2.4 Tungmetaller i mose

Nedfall av tungmetaller fra atmosfærisk langtransport kan overvåkes ved å analysere mose, som fanger både atmosfæriske partikler og løste ioner, slik som Na^+ og Mg^{2+} , i nedbør i sine blader (Alloway, 2012b; Gjengedal og Steinnes, 1990). Artene etasjemose (*Hylocomium*

splendens) og *Pleurozium schreberi* er mye brukt i moseundersøkelser. Under norske forhold virker *Hylocomium splendens* å ha høyere tendens til å akkumulere flere grunnstoffer enn *Pleurozium schreberi*, og derfor er det *Hylocomium splendens* som benyttes i nedfallsundersøkelsene i Norge. Analyse av mose har vært benyttet for å registrere nedfall av tungmetaller i Norge siden 1977. Metoden er egnet til å undersøke nedfall i stor geografisk skala siden prøvetakingen er enkel og analysene er relativt enkle (Berg og Steinnes, 1997; Steinnes et al., 2011). Mosemetoden beskriver tidstrender i atmosfærisk nedfall av en rekke metaller på en tilfredsstillende måte. Etasjemose har et tydelig skille mellom hvert årlige skudd, noe som gjør det enkelt å vite alderen til segmentet som er prøvetatt (Rühling og Steinnes, 1998).

2.4.1 Opptak av metaller i mose

Tungmetaller vil akkumuleres i etasjemose siden etasjemosen har høy kapasitet til å ta opp og holde på mange tungmetaller. En eksperimentell studie av Schaug et al. (1990) har vist at sorpsjon og retensjon i etasjemosen generelt følger rekkefølgen Cu, Pb > Ni > Co > Zn, Mn. Mose ses på som nyttig for å overvåke atmosfærisk nedfall av metaller siden mose ikke har rotsystem og dermed tar den imot ubetydelige bidrag av tungmetaller ved direkte opptak fra jord (Schaug et al., 1990; Rühling og Tyler, 1970), da mosen tar opp næringsstoffer via bladverket direkte fra nedbør og tørrdeposisjon (Rühling og Tyler, 1968; Steinnes et al., 2011). En studie av Berg et al. (1995a) undersøkte våtdeposisjon av grunnstoffer med atmosfærisk langtransport som sin hovedkilde i mose. Alle de undersøkte grunnstoffene, med unntak av As og Mo, korrelerte signifikant med våtdeposisjon, noe som betyr at metallinnholdet reflekterer det atmosfæriske nedfallsmønsteret. Flere av grunnstoffene så også ut til å kunne være påvirket av sjøsalt (Berg et al., 1995a). Kationer, slik som Na⁺ og Mg²⁺ kan muligens påvirke opptaket av tungmetaller, i tillegg forstyrrer Cl⁻ opptaket. Høyt innhold av sjøsalt kan altså føre til lavere opptak av tungmetaller (Gjengedal og Steinnes, 1990).

I tillegg til atmosfærisk langtransport er det også andre kilder til tungmetaller i mose som er av betydning. Dette gjør at det alltid vil være et bakgrunnsnivå av grunnstoffer som finnes i naturen. Likevel er det enkelt å identifisere trekk i materialet som har med luftforurensning å gjøre (Steinnes et al., 2011). Kilder til tungmetaller i mose kan i tillegg til atmosfærisk langtransport være lokale punktkilder, mineralpartikler fra vindblåststøv fra lokal jord, opptak

i røtter i vaskulære planter fra jord med overføring til mose og naturlige sporelement kretsløp (Berg et al., 1995a).

2.5 Orografisk nedbør

I tillegg til at langtransporterte grunnstoffer har høy konsentrasjon i mose i Sør-Norge, er det også blitt funnet en rask avtakende konsentrasjon med økende avstand fra kysten. Høyest konsentrasjoner i jord er, som nevnt i kapittel 2.3, funnet 20 til 40 kilometer fra kysten og korresponderer med høy årlig orografisk nedbør. Mengden metall som deponeres avhenger av både mengden nedbør og metallinnholdet i luften (Berg et al., 1995a; Steinnes et al., 1989). For å vurdere våtdeposisjon med hensyn på høyde over havet er både nedbørsmengde og nedbørskjemi viktig (Lovett og Kinsman, 1990). I Sør-Norge fører de bratte fjellsidene til at nedbøren er av orografisk karakter og dette gir større nedbørsmengde i høyden. Høyest nedfall av metaller korresponderer ganske tett med den orografiske nedbøren (Steinnes, 2001).

Orografisk nedbør er nedbør som dannes når luften passerer høyt land og dermed presses til værs. Denne nedbøren kommer fra lave skyer på vindsiden av fjellene og det kan bli store nedbørsmengder her. Orografisk nedbør gir altså mer nedbør på vindsiden i høyden, mens lesiden blir liggende i regnskyggen (Weston og Fowler, 1991; Karlsen og Solerød, 2006). En studie av Pb i jord versus høyde i fjerntliggende områder viste at våtdeposisjon av Pb tenderer til å øke med økende høyde over havet, og da primært på grunn av den orografiske økningen i nedbørsmengde og skyer (Lovett og Kinsman, 1990).

Det er i flere studier blitt funnet en sterk korrelasjon mellom orografi, mengden våtdeposisjon og nedbørens sammensetning (Fowler et al., 1988; Zechmeister, 1995; Weston og Fowler, 1991). Fowler et al. (1988) undersøkte sammensetning av nedbør i vestlige fjellsider i Nord-England. Undersøkelsen viste merkbare endringer i både mengde og sammensetning av nedbøren når orografiske skyer var til stede og det var en vestlig eller sør-vestlig vind. Nedbøren på toppen av fjellsiden overskred nedbøren ved 250 moh. i gjennomsnitt med en faktor på 2. Fjellene langs kysten i Norge er, på samme måte som de vestvendte fjellene i nord-vest Skottland, vanligvis innhyllet i orografiske skyer. Det er også funnet indikasjoner på at sky- og regnvannkjemien i stor grad er kontrollert av hvor luften kommer ifra og omfanget av kilder til luftforurensninger som ligger langs vindbanen.

Generelt har få studier sett på korrelasjonen mellom mengden nedbør og tungmetallnedfall. Zechmeister (1995) fant imidlertid en sterk korrelasjon mellom mengden nedbør og tungmetallnedfall, der nedbøren ser ut til å være hovedkilden for tungmetaller i høyden. Mengden nedbør øker mer eller mindre regelmessig med økende høyde i Alpene, undersøkt fra 350 moh. til 2260 moh. Undersøkelsen i Alpene indikerte at det er en høy korrelasjon mellom høyde over havet og konsentrasjon av Pb i mose. Økningen av tungmetaller med høyde kan kun observeres tydelig der det er svak lokal påvirkning av forurensning (Zechmeister, 1995). En studie utført i Alpene i Italia ved 1000-2200 moh. viste imidlertid ikke et tydelig mønster i variasjonen av nedbør i forhold til høyde over havet. Konsentrasjonen av antropogene forurensninger, spesielt Cd og Pb, hadde høyest konsentrasjon midt på gradienten (1400-1800 moh.), noe som muligens kan forklares av at skydekket kan ligge hyppigere ved denne høyden (Gerdol og Bragazza, 2006).

2.6 ICP-MS

I denne masteroppgaven er høyoppløselig induktivt koblet plasma massespektrometri (HR-ICP-MS, *High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*) benyttet for analysene av tungmetaller i jord- og moseprøver. ICP-MS er en rask analyseteknikk som er benyttet i stor skala siden den kom på markedet, både for rutineanalyser og for forskning på ulike områder. ICP-MS benyttes for bestemmelse av grunnstoffer og kan bestemme mer enn 70 grunnstoffer på få minutter. Analyseteknikken tilbyr ekstremt lave deteksjonsgrenser, under ng/kg-området. Dette gjør ICP-MS svært attraktiv sammenlignet med andre sporelementteknikker, som for eksempel flamme-atomabsorpsjon (F-AAS) og induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektroskopi (ICP-OES). En annen fordel med ICP-MS er at den høye temperaturen i plasmaet gjør det mulig å håndtere både enkle og komplekse matriser med minimalt av matriseeffekter og man kan få informasjon om isotoper (Wolf, 2005; Thomas, 2004; Skoog et al., 2004).

2.6.1 Om metoden

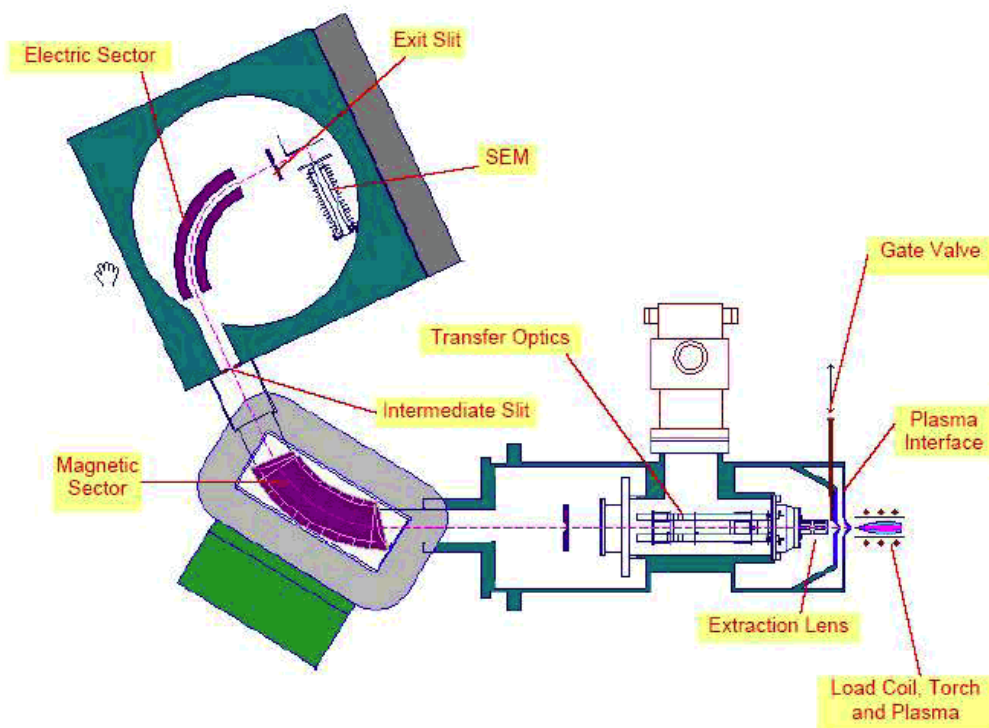
ICP-MS kombinerer en høy-temperatur ICP (Inductively Coupled Plasma) kilde med et massespektrometer. Denne ICP-kilden konverterer grunnstoffene i prøven fra atomer til ioner og ionene blir ved hjelp av massespektrometeret separert og detektert. Et plasma er en oppvarmet, delvis ionisert gass som inneholder relativt høye konsentrasjoner av ioner og elektroner. Prøven introduseres normalt i plasma som en aerosol. I ICP-fakkelen strømmer

det argongass og når en gnist settes på strippest elektroner av slik at det dannes argonioner. Plasmaet er en god ionekilde, da temperaturen typisk er rundt 6000-10 000 K. Når aerosolen er introdusert i plasma konverteres den først til gassatomer og deretter ioniseres den mot enden av plasma. Grunnstoffet som nå er konvertert til ioner transporteres til massespektrometeret. (Thomas, 2004; Wolf, 2005; Skoog et al., 2004).

I systemet er det elektrostatiske linser som fokuserer ionene mot inngangen til massespektrometeret. Både ionene og de elektrostatiske linsene er positivt ladd slik at ionestrålen kollimeres. I massespektrometeret separeres ionene på bakgrunn av deres masse-ladnings-forhold. Kvadrupol massespektrometer er det mest brukte, men det er også blitt mer vanlig å bruke høy-oppløselige massespektrometre (Thomas, 2004; Wolf, 2005; Skoog et al., 2004).

I detektoren konverteres ionene til elektriske pulseringer som telles av målingskretser som er integrerte. Størrelsen på pulseringen samsvarer med mengden analyttioner i løsningen. Dette benyttes så til sporelementbestemmelse ved å sammenligne ionesignalet med kjente kalibrerings- eller referansestandarder (Thomas, 2004). Kalibrering gjøres ofte ved å benytte standardløsninger der forholdet mellom konsentrasjonen av analytten og analytisk respons bestemmes (Skoog et al., 2004). Instrumentet kalibreres ved å måle intensiteten til grunnstoffene i flere kjente kalibreringsstandarder, der løsningene representerer konsentrasjoner som er sannsynlige i prøvene som skal analyseres. Når hele området av kalibreringsstandarder og blankprøver er analysert lager programvaren en kalibreringskurve som måler intensitet versus konsentrasjon for hvert grunnstoff i standardløsningene. Prøvene med ukjente konsentrasjoner analyseres og analyttkonsentrasjonen beregnes ut ifra kalibreringskurven (Thomas, 2004).

I HR-ICP-MS benyttes både en elektrisk sektor og en magnetisk sektor for å separere og fokusere ionene mot inngangen av massespektrometeret. Den elektriske sektoren er kun spredende med hensyn på ioneenergi, mens den magnetiske sektoren er dispergerende med hensyn på både ioneenergi og masse, og fokuserer ionene med spredningsvinkler fra inngangsspalten. Den elektriske sektoren fokuserer ionene mot utgangsspalten. Dette kalles et dobbeltfokuserende høyoppløselig massespektrometer. Oppløsningen kan varieres ved å justere bredden av inngangsspalten og utgangsspalten til spektrometeret (Wolf, 2005). I figur 2.6.1 vises en oversikt over komponentene i et HR-ICP-MS instrument.



Figur 2.6.1: En oversikt over grunnleggende komponenter i Finnigan Element HR-ICP-MS instrument. Massespektrometeret består av både en magnetisk og en elektrisk sektor (Thermo Finnigan, San Jose, CA, hentet fra <https://crustal.usgs.gov/laboratories/icpms/intro.html> [10.01.2017]).

Deteksjonsgrense (LOD – *Limit of Detection*) er den laveste konsentrasjonen av grunnstoffet som kan måles i instrumentet. Deteksjonsgrenser kan deles inn i to hovedgrupper: instrumentdeteksjonsgrense (IDL) og blankdeteksjonsgrense (BDL), der den verdien som er høyest av IDL og BDL bestemmer deteksjonsgrensen. BDL er normalt definert ved $3 \cdot \text{standardavvik}$ for blankprøvene. IDL er regnet ut fra deteksjonskraften til instrumentet uavhengig av ekstra faktorer slik som forurensning av prøver. Deteksjonsgrense (LOD) er typisk begrenset av blankprøvene (Lierhagen, 2014).

2.6.2 Bruksområder

ICP-MS har mange bruksområder og er godt egnet for analyse av mange grunnstoffer der de fleste grunnstoffer kan detekteres godt under deler per milliard (ppb-nivå). HR-ICP-MS kan ha enda lavere deteksjonsgrenser siden bakgrunnsnivåene i instrumentene er ekstremt lave. Bruk av høyopløselige massespektrometre er blitt mer vanlig i ICP-MS fordi effekter av interferenser som skyldes masseoverlapp kan elimineres eller reduseres. ICP-MS benyttes blant annet i elektronikkindustrien, i geokjemi, i miljøanalyser og i biologisk og medisinsk forskning (Skoog et al., 2004; Wolf, 2005).

3 Eksperimentelt

I kapittel 3.1 og 3.2 beskrives arbeidet som ble utført i 1998/1999. Deretter blir arbeidet utført i forbindelse med denne masteroppgaven presentert i kapittel 3.3. og 3.4.

3.1 Områdebeskrivelse

Innsamling av prøvene som er analysert og registrering av høyde over havet ble utført i august og oktober 1998 av hovedfagsstudent Wenche Rosengren Helland og professor Eiliv Steinnes. Prøvene fra denne tiden er lagret ved Institutt for kjemi, NTNU. Prøvene som analyseres i denne oppgaven omfatter høydegradienter fra 10 steder på Sør- og Vestlandet: Fusa, Fitjar, Valen, Jørpeland, Sandnes, Varhaug, Brusand, Bjerkheim, Sokndal og Lista (Fig. 3.1). Det ble tatt totalt 66 jordprøver og 66 moseprøver fra de samme lokalitetene og ved hver lokalitet ble prøvene samlet inn langs en høydegradient med fem til åtte prøvepunkter. De fem nordligste lokalitetene ble prøvetatt i august, mens de resterende ble dekket i oktober (Helland, 1999). I denne oppgaven er prøvene fra Hidra utelatt, altså undersøkes ti høydegradienter med totalt 60 jordprøver og 60 moseprøver. I vedlegg A er en oversikt over høydegradientene og kart over disse presentert.



Figur 3.1. Kart som viser geografisk oversikt over de ti lokalitetene på Sør- og Vestlandet. I øvre høyre hjørne vises et kart over Norge hvor utsnittet er markert.

3.2 Tidligere arbeid med prøvene

3.2.1. Innsamling og forberedelser

Jordprøvene ble tatt i områder hvor humuslaget var minst 4-5 cm dypt. To prøver ble skåret ut ved hvert sted og disse ble satt sammen til én lokalitetsprøve og oppbevart i plastposer med lynlås. Ved berøring av jordprøvene ble det benyttet engangshansker for å unngå kontaminering med metaller. Moseprøvene ble hentet nær tilhørende jordprøver der et ukjent antall småprøver av mose ble tatt ved hvert prøvepunkt, satt sammen og lagt i plastposer. I utgangspunktet ble det hentet *Hylocomium splendens*, men ved fire punkter ble det hentet *Pleurozium schreberi* og en ukjent type mose, trolig fordi *Hylocomium splendens* ikke eksisterte på disse stedene. Ved en lokalitet på Brusand ble det hentet to separate moseprøver, merket BR-5A (*Pleurozium schreberi*) og BR-5B (*Hylocomium splendens*), og disse ble analysert hver for seg (Helland, 1999).

I laboratoriearbeidet ble det benyttet polyetylenhansker og rene papirunderlag ved behandling av jord- og moseprøvene. Utstyret ble både såpevasket og syrevasket med salpetersyre (HNO₃) før det ble skylt minimum seks ganger med ionebyttet vann eller i syrevaskemaskin og tørket i tørkeskap ved 50 °C. Før filtrering av syreoppluttede prøver ble filterpapir vasket med HNO₃ (6M, to ganger) og skylt minimum seks ganger med ionebyttet vann (Helland, 1999).

Både jord- og moseprøvene ble tørket i papirposer. Jordprøvene ble tørket i ca. 1 uke i tørkerom ved 30-40 °C til de var helt tørre. Etter tørking ble jordprøvene knust med en treklubbe, siktet (2mm), veid og deretter overført til plastposer med lynlås. Moseprøvene ble tørket ved romtemperatur på arbeidsbenk i laboratoriet og deretter rensset. Skuddene fra 1998 sammen med skuddene for 1995-1997 ble overført til plastposer med lynlås (Helland, 1999).

3.2.2 Analyser

Glødetap

Glødetap av jordprøvene ble bestemt under arbeidet med prøvene i 1998. En porselensdigel ble tørket (550 °C, 15 min), avkjølt og veid. Omtrent ett gram jordprøve ble veid opp i digelen. Prøvene ble deretter tørket i tørkeskap (105 °C) over natten, avkjølt, veid og plassert i glødeovn. Ved bruk av ligning 3.1 ble glødetapet bestemt (Helland, 1999).

$$\text{Glødetap i \%} = \frac{\text{vekttap}(g) \times 100\%}{\text{tørrvekt}(g)} \quad (3.1)$$

Vekttapet er gitt ved: (vekt av jordprøven før gløding) – (vekt av jordprøven etter gløding). Tørrvekten er vekten av jordprøven etter tørking (Helland, 1999). Glødetapsverdiene er gitt i vedlegg D.1. Glødetapet er i denne oppgaven benyttet til å korrigere vekten av jordprøvene på grunn av ulik spesifikk vekt ved å estimere mengde humus og mengde mineraljord. Korrigeringen av vekt for jordprøvene er beskrevet i kapittel 4.2.5.

Grunnstoffanalyser

Konsentrasjoner av Pb og Cd ble bestemt for alle prøvene i 1998 og et utvalg av prøvene ble analysert for As, Sb, Fe, Zn, Cu og Hg. AAS-flammeteknikk ble benyttet for bestemmelse av Pb i både jord- og moseprøvene og Cd i jordprøvene. Bestemmelse av Cd i moseprøver og noen jordprøver ble utført ved Grafittovn-AAS. I tillegg ble et utvalg av lokalitetene (Fitjar, Jørpeland og Lista) analysert for Pb, Cd, As, Sb, Fe, Zn, Cu og Hg ved bruk av HR-ICP-MS. Korrelasjonskoeffisienter ble presentert for alle de bestemte tungmetaller, men kun et utvalg ble presentert grafisk. Siden 1998 er prøvene ligget lagret i kjelleren ved Institutt for kjemi, NTNU, i plastposer med lynlås som er ligget oppbevart i pappesker.

3.3 Analyser i denne masteroppgaven

3.3.1 Forberedelser av prøvemateriale

Underprøver fra de lagrede jord- og moseprøvene ble tatt ut for analysene. Ved uttak av jordprøvene ble det tømt direkte fra plastposene de lå lagret i, mens for moseprøvene ble årets skudd (1998) og skuddene fra de tre foregående årene tatt med i prøven. Moseprøvene ble håndtert med polyetylenhansker for å unngå kontaminering. Jordprøvene (200-300 mg) og moseprøvene (300-500 mg) ble overført og nøyaktig veid i perfluoralkoxy plast-(PFA)-rør. PFA-rørene stod lagret med fortdynnet HNO₃ når de ikke var i bruk og de ble vasket to ganger med Milli-Q-vann før innveilingen. Oppslutning av prøvene ble utført ved å tilsette konsentrert HNO₃ (UltraPure grade, destillert med Milestone SubPur, 9 mL 50 % v/v), lokk ble plassert på rørene før de ble satt i en karusell og videre dekomponert i UltraClave (Milestone UltraClave). Programmet med temperatur- og trykkprofil for dekomponeringen er vist i vedlegg E.

UltraClave er en mikrobølgeteknikk som kan benyttes før analyse med ICP-MS, da det normalt kreves en homogen løsning for å utføre ICP-MS (Kingston og Walter, 1998). I dekomponeringen er temperaturen koke- (eller dekomponerings) punktet for syren. Konsentrert salpetersyre (HNO₃) er et sterkt oksidasjonsmiddel som løser alle vanlige metaller, med unntak av aluminium og krom (Skoog et al., 2004).

Når dekomponering var utført ble prøvene kakket på lokket og overført fra UltraClave-rørene til en fortynningsflaske av PFA. UltraClave-rørene ble fylt to ganger med MQ-vann som så ble overført til fortynningsflasken for å få med hele prøveløsningen. I fortynningsflasken ble prøveløsningene fortynnet med MQ-vann til 108 mL (total vekt på 109.8 ± 0.5 g). Eventuelle avvik større enn ± 0.5 g ble notert ned og korrigert for. Fortynningsflasken ble ristet og det ble tatt ut en mindre prøve av de ferdige løsningene, som ble overført til polypropylenrør (15 mL). Rørene ble vasket med prøveløsningen før de ble fylt opp. Mellom hver prøve ble fortynningsflasken vasket to ganger med MQ-vann og ristet tørr.

3.3.2 HR-ICP-MS

Konsentrasjoner av 61 grunnstoffer i både jord- og moseprøvene ble bestemt ved hjelp av et *High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer* (HR-ICP-MS, Element 2 fra Thermo Scientific, Bremen, Tyskland) med PrepFAST (ESI) injeksjonssystem. Spesifikasjoner for instrumentet er presentert i tabell 3.3.1 og innstillinger i tabell 3.3.2 (Lierhagen, 2014). Det ble utført en analyse per prøve, men for å undersøke reproduserbarheten ble det tilfeldig valgt ut jordprøver fra to lokaliteter og moseprøver fra to lokaliteter som ble analysert i tre paralleller.

Tabell 3.3.1: Spesifikasjoner for HR-ICP-MS, Element 2 fra Thermo Scientific.

Instrumentdel	Spesifikasjon
Autoprøvetaker	SC2 DX med ULPA filter
Prøveintroduksjon	prepFAST
Forstøver	PFA-ST
Spraykammer	Quarts baffled micro cyclonic
Kjøling	PC ^{3x}
Fakkell	Kvarts
Injektor	Kvarts 2,5mm
Prøvekjegle	Aluminium
Skimmerkjegle	Aluminium type X-skimmer
RF-(Radiofrekvens)-effekt	1350W

Tabell 3.3.2: Innstillinger for HR-ICP-MS.

Type	Spesifikasjon
Kjølegass	15,5 L/min
Hjelpegass	1,1 L/min
Prøvegass 1 (forstøver)	0,75 L/min
Prøvegass 2 (T-tilkobling)	0,55 L/min
Tilleggsgass – 10 % metan i argon	0,0004 L/min

Tre ulike standard referansematerialer ble analysert sammen med prøvene i tre paralleller av hver for å undersøke nøyaktigheten av analysemetoden. Referansematerialene var Tobacco INCT-OBTL-5, Tobacco INCT-PVTL-6 og Soil Res GBU 07408, der de to først nevnte består av tobakksblader og ble oppsluttet som moseprøver (300-500 mg) mens sistnevnte består av humusmateriale og ble oppsluttet som jordprøve (200-300 mg). I analysesekvensen ble det plassert inn 11 blankprøver for å sjekke for kontaminering. Blankprøvene besto av HNO₃, altså samme reagens som ble benyttet i de andre prøvene. Både referansematerialene og blankprøvene fulgte samme prosedyre med oppslutning og analyse som resten av prøvene.

Kalibrering

HR-ICP-MS må kalibreres før analysene av prøvene utføres. For nærmere beskrivelse av kalibrering, se kapittel 2.6.1. Det ble under analysene i forbindelse med denne oppgaven benyttet to sett kalibreringsløsninger, PS-ClBrI og PS-70, fra to ulike produsenter levert av ESI. Det ene settet benyttes som kalibreringsløsninger og det andre for kvalitetskontroll. PS-70 inneholder 70 grunnstoffer og det ble laget fire ulike løsninger av denne kalibreringsløsningen for å dekke konsentrasjonsområdet for prøvene.

Kalibreringsløsningene var matriks-matchet mot prøven på grunn av syrestyrke (0.6M HNO₃) og hovedgrunnstoffene i kalibreringsløsningene, Na (160 mg/L) og K (115 mg/L). Matriks-matching metoden forsøker å kopiere prøvematriks ved å addere hovedbestanddelene i matriks til standardløsningene og blankprøvene. Matriks er mediet som inneholder analytten. Matrikseffekter er interferenser som er forårsaket av utenforliggende specier i matriks og disse kan introduseres av prøven, men også av reagenser og løsemidler som er brukt (Skoog et al., 2004). Na og K ble tilsatt kalibreringsløsningene fra enkeltgrunnstoffstandarder 10 000 ppm fra Spectra Pure. Det ble benyttet tre ulike oppløsninger (lav, medium og høy) i analysene for å unngå interferenser. Målte isotoper er vist i tabell 3.3.3 (Lierhagen, 2014).

Analysene med ICP-MS ble utført av senioringeniør Syverin Lierhagen ved Institutt for Kjemi på NTNU.

Tabell 3.3.3: Oversikt over målte isotoper som diskuteres i oppgaven og oppløsning for disse.

Oppløsning	Isotop
Lav	Cd111
	Sn118
	Tl205
	Pb208
	Bi209
	Se82
Middels	Zn67
	Sb121
Høy	As75

Deteksjonsgrenser

Deteksjonsgrense (LOD) er typisk begrenset av blankdeteksjonsgrense (BDL) (Lierhagen, 2014). BDL er benyttet for alle grunnstoffene som er diskutert i denne oppgaven, dermed er ikke instrumentdeteksjonsgrense (IDL) benyttet.

3.4 Databehandling

Korrelasjonsanalyse og lineær regresjon ble utført på analyseresultatene for å se på hvordan konsentrasjon av metaller korrelerer med høyde over havet. Signifikansen til korrelasjonsanalysene er også undersøkt og presentert. Databehandlingen, det vil si korrelasjonsanalyser, fremstillingen av grafer og signifikanstest, er utført i Excel 2011/2013. En metodevurdering av korrelasjonsanalyser er gitt i kapittel 4.3.1 – Korrelasjonsanalyser. Nettsiden ut.no er benyttet til fremstillingen av kartene som er presentert i vedlegg A.3.

4 Metodevurdering

4.1 Feltarbeid

Siden denne masteroppgaven innebærer analyse av prøver som ble tatt i 1998 var lokalitetene som undersøkes og vurderes allerede valgt ut og feltarbeidet er altså ikke utført i forbindelse med denne oppgaven. Hovedmålet med innsamlingen av jord- og moseprøvene var å få informasjon om langtransportert forurensning. Prøvene ble tatt i god avstand fra veier og bebyggelse slik at de skulle være uten lokal antropogen påvirkning og de ble samlet inn over et relativt kort tidsrom, fra august til oktober i 1998. Med utgangspunkt i dette ble det antatt at lokalitetene var representative for området de representerer (Helland, 1999). Økning i tungmetallkonsentrasjoner med økt høyde over havet kan kun ses klart i områder med svak lokal forurensning og resultater kan derfor ikke bekreftes i områder med sterk lokal forurensning (Zechmeister, 1995).

Lokalitetene for prøvetakingen ble valgt med utgangspunkt i to faktorer, der den ene faktoren er at lokalitetene får mye nedbør og at denne nedbøren har med seg langtransportert forurensning som blant annet inneholder tungmetaller. Den andre faktoren er at det finnes en høydegradient som ligger så nære kysten at skyene kommer til området uten å treffe andre høyder, slik at mesteparten av nedbøren vil falle ned i dette området (Helland, 1999).

Underveis i feltarbeidet er det flere tiltak som bør gjøres for å hindre kontaminering av prøvene, blant annet ved å ha prøvene i egnede beholdere. Polyetylenposer er passende for bestemmelse av de fleste tungmetaller for å minimere prøveforurensning, men polyetylen bør imidlertid ikke benyttes dersom kvikksølv skal bestemmes, da kvikksølv kan passere gjennom polyetylen (Davidson, 2012; Ure, 1995). Det kan være en utfordring å hente inn representative jordprøver fordi jorda ikke er uniform i felten og egenskaper kan variere med dypet i et jordprofil. Prøvetaking av jord innebærer ofte å ta flere prøveenheter fra felten og kombinere disse enhetene til én prøve representativ for felten (Ure, 1995; Rowell, 1994). Ved henting av jordprøvene som er analysert i denne oppgaven ble det tatt to jordprøver på hvert sted som ble slått sammen til én prøve (Helland, 1999).

Kvalitetskontroll og kvalitetssikring er noe som benyttes for å kvantifisere og minimere feil i alle faser av miljøstudier, inkludert feltarbeidet. Feil i feltarbeidet kan skje ved prøvetakingen, håndteringen eller forberedelsene, der feil i prøvetakingen som regel er mye større enn feil i

forberedelser, håndtering og analyser (Crépin og Johnson, 1993). Siden feltarbeidet er utført i 1998 ligger dette utenfor kontrollen i denne oppgaven, men er basert på beskrivelsene i hovedfagsavhandlingen til Helland (1999), der metoden for innsamling og materialer som er brukt er beskrevet.

Kontaminering av prøver er en risiko gjennom hele arbeidet og kan skje både ved prøvetaking, eksperimentelt arbeid, pakking og transport og i forberedelsen til analyser. Siden det alltid må brukes et materiale for å håndtere og samle prøver er det umulig å unngå all kontaminering. Kontamineringen kan imidlertid begrenses ved å benytte materialer med lavt innhold av grunnstoffer som er viktig i analysene (Ure, 1995). Det er ikke undersøkt om det finnes tungmetaller i plastposene med lynlås eller papirposene prøvene lå lagret i.

4.1.1 Prøver

Hver jordprøve veide mellom 110 og 855 gram etter tørking i 1998. Variasjon i både størrelsen (arealet) og sammensetningen (andel mineralmateriale) av de enkelte prøvene er årsaken til de store ulikhetene i vekt. Det ble i prøvetakingen av mose forsøkt å unngå å få med mose som vokste direkte på jord, dette for å unngå kontaminering med jordpartikler. Siden trær og busker kan hindre regndråper å treffe mosen ble det forsøkt å finne mose som ikke vokste i skyggen av trær og busker (Helland, 1999). I analysene av mose ble årets skudd (1998) og skuddene fra de tre årene før tatt med i prøvene. Størrelsen på skuddene var ulike noe som gjør at mengden av årets skudd kan ha variert i analysene.

4.2 Behandling og analyse av prøver

Prøvene i oppgaven ble oppsluttet med HNO_3 i UltraClave og analysert med HR-ICP-MS.

4.2.1 Uttak av prøver for analyse

Jord- og moseprøvene som er analysert i forbindelse med denne masteroppgaven er ligget lagret i pappesker ved Institutt for Kjemi på NTNU. Jordprøvene var lagret i plastposer med lynlås og moseprøvene var lagret i papirposer, men skuddene fra 1995-1998 (årets skudd sammen med skuddene for de tre årene før) ble rensset og overført til plastposer med lynlås (Helland, 1999). Jordprøvene hadde delt seg noe i posene slik at det var finkornet øverst og større korn i bunnen. Posene ble derfor ristet før det ble tatt ut en del av prøvene for analyse.

Uttak av jordprøvene kan være en feilkilde da det er mulig at posene ikke ble ristet godt nok, i tillegg ble det tømt fra posene og det var derfor utfordrende å hente ut en representativ prøve.

4.2.2 Oppslutning

Både jord- og moseprøvene ble oppsluttet med HNO_3 og dekomponert i UltraClave (en mikrobølgeteknikk) før analyse med HR-ICP-MS. Det kreves normalt en homogen løsning for å utføre ICP-MS. Heterogene prøver som jord- og moseprøver må derfor løses opp slik at prøven blir homogen på molekylærnivå (Kingston og Walter, 1998). Resultatene i oppgaven er basert på denne dekomponeringen.

Salpetersyre (HNO_3), som er et sterkt oksidasjonsmiddel, ble benyttet for oppløsningen av prøvene. Siden jord inneholder organisk materiale og sulfider er det nødvendig å bruke en oksiderende syre. HNO_3 løser imidlertid ikke silikater fullstendig, men løser tungmetaller som ikke er bundet i silikater, noe mange tungmetaller ikke er. Alle vanlige metaller med unntak av aluminium og krom vil løses med HNO_3 (Ure, 1995; Skoog et al., 2004). Jordmatriks består i stor grad av silikater og for total oppløsning kreves det en prosedyre som kan løse opp disse materialene. Flussyre (HF) har evne til å løse opp silikater (Ure, 1995), men er ekstremt giftig og kan gi alvorlig skade ved hudkontakt (Skoog et al., 2004). Siden HNO_3 ikke løser silikater er det en mulighet at analyseresultatene ikke viser det totale innholdet av metaller i prøvene.

Mikrobølgeoppløsningsprosedyrer har i økende grad erstattet konvensjonelle ovn- og varmeplatemetoder. Oppløsningen utføres med forbedret oksidasjonspotensiale som oppnås ved høye temperaturer for å gi raskere oppløsning (Ure, 1995). UltraClave foregår i lukket beholder, noe som er en fordel da høyere temperatur utvikles i lukket beholder som en konsekvens av økende trykk. Det unngås i tillegg fordampningstap, noe som gjør at man kan bruke signifikant mindre mengder av reagens og dermed redusere interferenser av reagensforurensninger (Skoog et al., 2004).

Det er flere mulige feilkilder ved dekomponering av prøver. Det ene er ufullstendig oppløsning av analyttene da prøven ideelt sett burde løses fullstendig. En annen feilkilde er tap av analytt ved fordampning. Prøven kan også få tilført analytt som løsemiddelforurensning, dette kan spesielt gi signifikante feil dersom analytten kun er tilstede i spormengder.

Forurensning fra reaksjon av løsemiddelet med veggene i rørene er også en mulighet (Skoog et al., 2004).

4.2.3 Kjemisk analyse

Analysene i denne masteroppgaven er utført med HR-ICP-MS. Denne metoden har lave deteksjonsgrenser som det er gjort rede for i teorikapittel 2.6. Oppgaven har som mål å analysere flere tungmetaller fra jord- og moseprøvene som ble hentet i 1998 og er dermed en videreføring av arbeidet som ble utført av Helland (1999). Omfanget den gang måtte begrenses på grunn av analyseutstyret som var tilgjengelig. Nyere instrumentering med ICP-MS gjør det nå mulig å bestemme mange grunnstoffer i samme analyse og ved lavere konsentrasjoner enn det som var mulig i 1998/1999.

4.2.4 Kvalitetskontroll

Kvalitet handler om at analyseteknikken yter som den skal. Kjemiske data må være av tilstrekkelig kvalitet slik at konsentrasjonene som rapporteres ikke blir mistenkelige, og kvaliteten på konsentrasjonene bør derfor vurderes. Kvalitetskontroll kan blant annet innebære bruk av referansemateriale, standarder og repeterende analyser. Repeterende analyser kan brukes til å si om prosessen er under kontroll (Graham, 1993).

Sertifisert referansemateriale ble benyttet for å sjekke om metoden var under kontroll og kvaliteten på analysene. Systematiske feil, som er instrument-, metode- eller menneskelige feil kan estimeres ved å bruke referansemateriale. Sertifisert referansemateriale er materiale hvor en eller flere metallkonsentrasjoner er blitt fastsatt ved ulike prosedyrer. Dette er en metode for å teste nøyaktigheten av en analysemetode. Nøyaktighet indikerer nærhet av målingen til den sanne eller aksepterte verdien. Det er viktig å velge et referansemateriale med så lik sammensetning som prøvene som mulig. En begrensning er at referansematerialene kun eksisterer i begrensede jordtyper og analytter (Skoog et al., 2004; Ure, 1995; Davidson, 2012). I denne oppgaven er Tobacco INCT-OBTL-5, Tobacco INCT-PVTL-6 og Soil Res GBW 07408 benyttet som referansematerialer. Resultatene fra analysene av referansematerialene er vist i vedlegg F.1.

Kvalitetskontrollen omfatter også analyser av passende blankprøver for å sjekke for forurensninger, da reagenser i analyser kan inneholde forurensninger. Syrer, destillert vann og

deionisert vann som benyttes må ha høy renhet som bør undersøkes ved å benytte blankprøver (Ure, 1995). En ideell blankprøve er identisk prøvene, men uten analytten, imidlertid kan dette være umulig i praksis på grunn av komplekse prøver, dermed består blankprøver enten av samme løsemiddel som i prøvene eller samme løsemiddel og reagensene som er benyttet i prøveprepareringen (Skoog et al., 2004). I analysene ble det plassert 11 blankprøver på ulike steder i dekomponeringen i UltraClave og analysene. Analysene av blankprøvene er vist i vedlegg C.3. Dersom blankprøvene har gjennomsnittskonsentrasjon over deteksjonsgrensen for de enkelte metallene er blankverdiene trukket fra prøvene (Lierhagen, 2014).

Ved analytiske metoder bør også presisjonen av analysene undersøkes. Repeterbarhet eller reproducerbarhet er andre ord som benyttes om presisjon. For å kunne beskrive presisjon tilstrekkelig må man samle data med hensyn på flere analyser over tid av samme prøve. Reproducerbarhet kan defineres som evnen en analytisk metode har til å gi det samme resultatet flere ganger og kan beregnes ved å benytte relativt standardavvik (Graham, 1993). For å undersøke reproducerbarheten i analysene ble det utført homogenitetstest der det ble oppsluttet tre paralleller av fire ulike prøver – to jordprøver og to moseprøver som ble tilfeldig valgt. Resultatene fra disse analysene er vist i vedlegg F.2.

Beregninger for kvalitetskontroll

Dette kapitlet presenterer beregningene som er utført i forbindelse med kvalitetskontroll. Alle beregningene er utført i Excel 2013 (Windows). Resultatene fra kvalitetskontrollen vurderes i kapittel 6.4. Analyseresultatene for de tre referansematerialene og homogenitetstestene ble benyttet til å beregne gjennomsnittsverdi for noen utvalgte metaller (\bar{x}), standardavvik (s) og relativt standardavvik (RSD). I tillegg ble det beregnet avvik fra sertifisert verdi ved å benytte analysene av referansematerialene. Beregning av gjennomsnitt er vist i ligning 4.1, standardavvik er vist i ligning 4.2, relativt standardavvik i ligning 4.3 og avvik fra sertifisert verdi i ligning 4.4 (Skoog et al., 2004).

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (4.1)$$

Her er \bar{x} det aritmetiske gjennomsnittet og n er antall prøver.

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (4.2)$$

n er antall prøver, x_i er prøve nummer i og \bar{x} er gjennomsnittet av verdiene. Standardavvik brukes for å rapportere presisjon og måler spredning i et datasett (Skoog et al., 2004).

$$RSD(\%) = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100\% \quad (4.3)$$

Ved beregning av RSD benyttes standardavviket (s) og gjennomsnittet (\bar{x}). Relativt standardavvik gir ofte et tydeligere bilde av datakvaliteten enn absolutt standardavvik, s (Skoog et al., 2004).

$$\frac{(\text{Sann verdi} - \text{målt verdi})}{\text{Sann verdi}} * 100 \% \quad (4.4)$$

Sann verdi er konsentrasjonen av referansemateriale oppgitt av produsenten, mens målt verdi er gjennomsnittskonsentrasjon fra analysene av de tre referansematerialene.

4.2.5 Korrigerings av vekt

Som beskrevet i teorikapitlet består jord av både organisk og uorganisk materiale og jordprøver kan derfor ha ulikt innhold av ulike organiske materialer, noe som kan medføre ulik spesifikk vekt (tetthet) og utgjøre en usikkerhetsfaktor i analyser av tungmetaller. For å redusere usikkerhetsfaktoren ble vekten av jordprøvene korrigert ved hjelp av glødetap. Vekt av organisk materiale kan bestemmes ved å gløde jorden, da kan vekttapet av organisk materiale fra mineralfraksjonen bestemmes (Schulte, 1995). Glødetap kan dermed benyttes for å estimere mengden av humus og mengde mineraljord og for å videre kunne beregne relativ vekt av jordprøvene. Tettheten av humus ble antatt å være på $0,1 \text{ kg/dm}^3$ og tettheten av mineraljord ble antatt å være $1,3 \text{ kg/dm}^3$. Glødetap ble estimert av Helland (1999), og er vist i vedlegg D.1. Tettheten av hver jordprøve ble beregnet som vist i ligning 4.5.

$$\text{Spesifikk vekt} = \text{glødetap} \times 0,1 \text{ kg/dm}^3 + (1 - \text{glødetap}) \times 1,3 \text{ kg/dm}^3 \quad (4.5)$$

Videre ble konsentrasjonene av grunnstoffene beregnet på arealbasis, med verdier for de øverste 10 cm av jorda. Dette er beregnet som vist i ligning 4.6.

$$\text{Vekt (på arealbasis)} = (\text{spesifikk vekt}) \times 1 \text{ dm} \quad (4.6)$$

For å finne konsentrasjon av grunnstoffer på arealbasis (mg/m^2) multipliserer man ligning 4.6 med konsentrasjonene i mg/kg gitt fra ICP-MS-analysene som er vist i vedlegg C.1. På denne måten finner man konsentrasjonen av metallene i jorda korrigert for ulik spesifikk vekt. Konsentrasjoner i jordprøvene korrigert for ulik spesifikk vekt er presentert i vedlegg D.2.

4.2.6 Deteksjonsgrenser

Støyen i ICP-MS-instrumentet er kun 0.2 tellinger per minutt, men når man starter instrumentet vil prøvene øke dette nivået på grunn av minneeffekter i prøveintroduksjonssystemet. Dette kalles grunnlinjen (EB – Elemental baseline) og den vil kunne variere mye mellom ulike grunnstoffer, med høy EB for grunnstoffer med høy konsentrasjon. Dersom instrumentet forurenses med et grunnstoff vil deteksjonsgrensen (LOD) øke og LOD er derfor alltid en funksjon av nivå og variasjon av EB. LOD er gitt for ulike grunnstoffer og er deteksjonsgrensen ved best oppnådd kvantifiseringsdeteksjonsgrense (QL) ved et rent instrument, dette kalles instrumentdeteksjonsgrense (IDL). LOD er oftest begrenset av blankprøver, noe som gjelder alle tungmetallene som diskuteres i denne oppgaven. Deteksjonsgrensene er gitt i tabell 4.2.6 (Lierhagen, 2014).

Tabell 4.2.6: Deteksjonsgrense for grunnstoffene analysert ved ICP-MS, som er diskutert i oppgaven.

Isotop	Vegetasjon (mg/kg)	Jord (mg/kg)
Pb208	0,0006	0,0011
Cd111	0,0006	0,0011
Sn118	0,0003	0,0005
Tl205	0,0001	0,0001
Bi209	0,0003	0,0005
Zn67	0,0124	0,0213
Sb121	0,0006	0,0011
As75	0,0078	0,0133
Se82	0,0156	0,0266

4.3 Databehandling

Databehandlingen av korrelasjonsanalysene og lineær regresjon er utført i Excel 2013 (Windows) og 2011 (Mac).

4.3.1 Korrelasjonsanalyser

Lineær regresjon og korrelasjonsanalyser er to vanlige metoder for å undersøke forholdet mellom kvantitative variabler (Dukkipati, 2011). I denne masteroppgaven er det de to variablene høyde over havet og metallkonsentrasjon som skal undersøkes ved lineær regresjon og korrelasjonsanalyser. Korrelasjon, eller samvariasjon, undersøker den lineære sammenhengen mellom to variabler. Regresjon er bruken av statistisk metode for å bestemme linjen som passer best gjennom et datasett. Et scatter-diagram plottes og ved regresjon finner man den linjen som passer best gjennom punktene. Korrelasjon måler i hvilken grad regresjonslinjen passer til punktene, der korrelasjonen blir positiv når regresjonslinjen er positiv. Korrelasjon kvantifiseres gjennom korrelasjonskoeffisienten, r (Rowell, 1994), og er et mål på avhengigheten mellom to variabler (Lillestøl, 1991).

Korrelasjonsanalyser ser altså på det gjensidige forholdet mellom to variabler ved å regne ut korrelasjonskoeffisienten. Korrelasjonskoeffisienten beregnes som vist i ligning 4.7. $COV(X,Y)$ er kovariansen (Løvås, 2004). X er i denne oppgaven høyde over havet og Y er metallkonsentrasjon.

$$\rho(X,Y) = Corr(X,Y) = \frac{COV(X,Y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (4.7)$$

ρ ligger alltid mellom -1 og 1 og verdien forteller hvor sterk lineær sammenheng det er mellom X og Y . Dersom det ikke er en lineær sammenheng mellom variablene vil korrelasjonen være nær null. Ved høy korrelasjon er verdiene nære -1 eller 1. Fortegnet angir retningen for sammenhengen, dersom ρ er positiv betyr det at en stor verdi av X følges av en stor verdi av Y . (Løvås, 2004). I denne oppgaven skal det undersøkes om metallkonsentrasjon øker med økende høyde over havet, altså vil det kun være verdier nær +1 som gir god korrelasjon.

Kovarians og standardavvik kan estimeres med utgangspunkt i n observasjoner. En estimering av ρ kan derfor beregnes ved å benytte ligning 4.8, der S_{XY} er estimert kovarians og S_X og S_Y er estimerte standardavvik. Kvaliteten på r øker dersom antall observasjoner øker (Løvås, 2004). Ved perfekt positiv korrelasjon er $r = +1$ (Rowell, 1994).

$$r = \frac{S_{XY}}{S_x S_Y} \quad (4.8)$$

I oppgaven er signifikansen til korrelasjonskoeffisientene regnet ut ved bruk av t-test, gitt i ligning 4.9 (Graham, 1993).

$$t = \frac{r \times \sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}} \quad (4.9)$$

t-verdien benyttes for å bestemme signifikansen av korrelasjonskoeffisienten. $n-2$ kalles frihetsgrader, der n er antall observasjoner (Graham, 1993). Denne verdien brukes som p-verdi, der 0.05, 0.01 og 0.001 er p-verdiene som benyttes i denne oppgaven. P-verdi på 0.05 tilsvarer et signifikansnivå på 5 %, 0.01 på 1 % og 0.001 på 0,1 %. En p-verdi på 0,05 indikerer at det er 5 % sannsynlighet for at det vi har observert bare er tilfeldig (Fenton og Neil, 2013).

Korrelasjonskoeffisienter er beregnet i Excel ved å benytte funksjonen PEARSON(kolonne1;kolonne2), der kolonne 1 tilsvarer høyde over havet for lokaliteten og kolonne 2 tilsvarer metallkonsentrasjonen i mose- eller jordprøvene ved lokaliteten. T-testen et utført med funksjonen TFORDELING(t, frihetsgrader, sider), der frihetsgrader er $n-2$. Det ble benyttet en tosidig t-test.

5 Resultater

I dette kapitlet presenteres resultatene fra korrelasjonsanalysene for de ti høydegradientene. Beskrivelse av de ulike lokalitetene er gitt i vedlegg A. Korrelasjonskoeffisienter vil presenteres for Pb, Cd, Sn, Tl, Bi, Zn, Sb, As og Se. Grafisk fremstilling vil vises for et utvalg av lokalitetene i dette kapitlet, mens de resterende er presentert i vedlegg B. De tre signifikansnivåene som benyttes for korrelasjonskoeffisientene er $p < 0.05$, $p < 0.01$ og $p < 0.001$. I vedlegg C er dataene fra analysene vist for både jord-, mose- og blankprøver. Konsentrasjoner i jordprøvene etter korrigeringsfaktor for ulik spesifikk vekt er presentert i vedlegg D.1.

Stigningsforhold og gjennomsnittlig årsnedbør for de ulike høydegradientene er gitt i vedlegg A.2. Stigningsforholdene viser høydeforskjellen mellom laveste og høyeste punkt i forhold til hvor langt det er mellom punktene i luftlinje. Det minste stigningsforholdet er på 3,18 m/moh., mens det største er på 35,8 m/moh. Når stigningsforholdet er 3,18 m/moh. betyr det at for hver høydemeter er det 3,18 lengdemeter, altså forteller et lavt stigningsforhold at gradienten er bratt. Gjennomsnittlig årsnedbør er hentet fra Eklima og er beregnet fra 1961-1990. Fusa, Bjerkreim og Valen har de største nedbørsmengdene på henholdsvis 2070 mm/år, 2358 mm/år og 2515 mm/år. De øvrige lokalitetene har nedbørsmengder mellom 1147 mm/år og 1685 mm/år.

5.1 Korrelasjonsanalyser

Det ble beregnet korrelasjonskoeffisienter for forholdet *høyde over havet – konsentrasjon av tungmetall* for både jord- og moseprøver. Resultatene for moseprøvene er gitt i tabell 5.1.1 og resultatene for jordprøvene er gitt i tabell 5.1.2.

Tabell 5.1.1: Korrelasjon med signifikans for moseprøvene. Signifikansnivå er gitt ved * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ og *** $p < 0.001$.

Lokalitet	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
Bjerkreim	-0,708	0,106	0,054	0,696	0,545	0,033	-0,754	0,250	-0,118
Brusand	0,492	0,059	0,024	0,290	0,469	-0,128	0,371	-0,049	0,629
Fitjar	0,871*	0,061	0,766	0,455	0,880**	-0,138	0,804*	0,857*	0,566
Fusa	0,453	0,661	0,320	0,222	0,639	0,253	0,420	-0,631	0,428
Jørpeland	0,851*	0,670	0,882*	0,526	0,843*	-0,854	0,551	0,422	0,858*
Lista	0,840*	0,882*	0,966**	0,019	0,991***	0,262	0,600	0,885*	0,991***
Sandnes	-0,094	0,115	0,742	0,021	0,860*	-0,677	0,662	0,674	0,622
Sokndal	0,460	0,326	0,724*	0,577	0,746*	0,077	0,447	0,306	0,102
Valen	0,651	0,196	0,754*	0,560	0,760*	-0,728	0,288	0,553	0,586
Varhaug	0,662	0,253	0,796*	-0,304	0,835*	0,789*	0,572	0,722	0,640

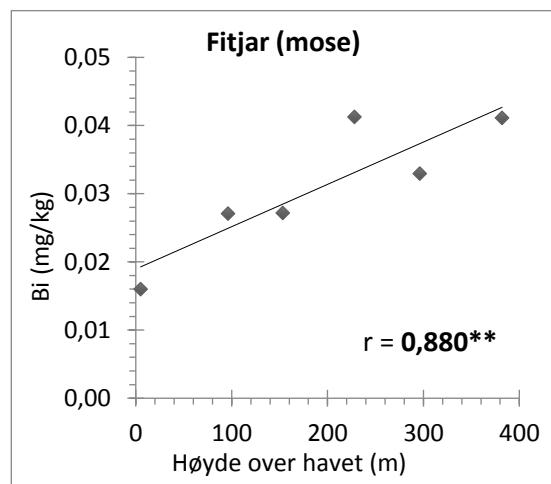
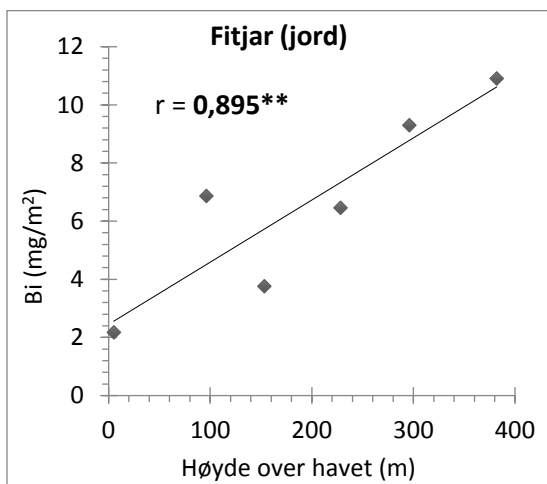
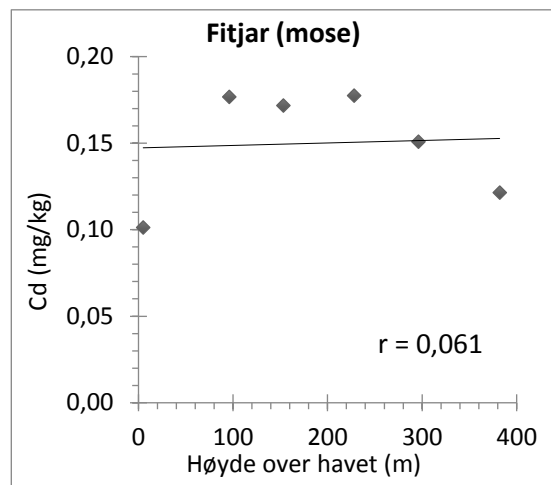
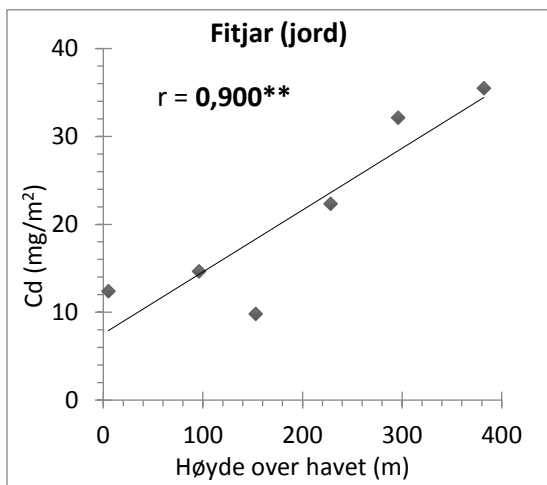
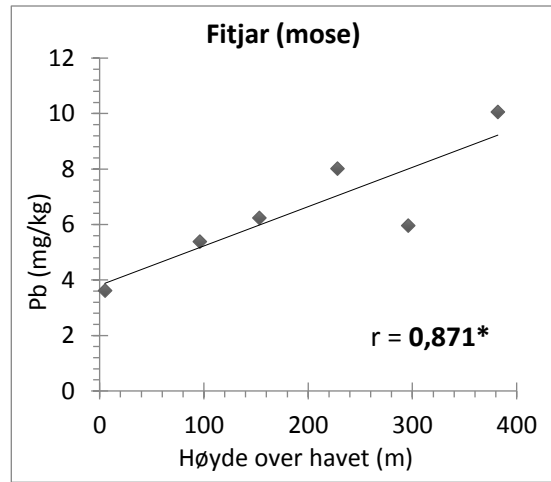
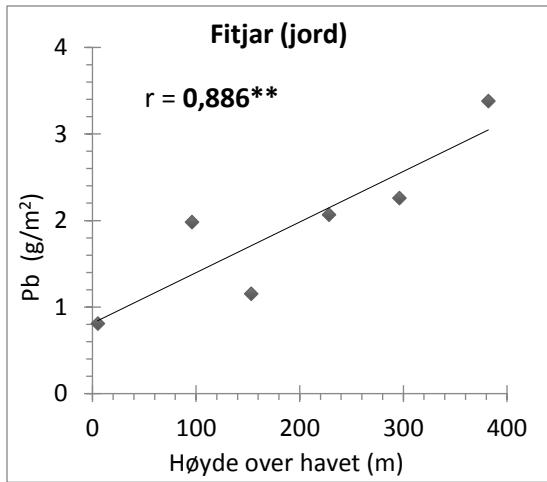
Tabell 5.1.2: Korrelasjon med signifikans for jordprøvene. Signifikansnivå er gitt ved * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ og *** $p < 0.001$.

Lokalitet	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
Bjerkreim ¹	0,952**	0,489	0,915*	0,879*	0,995***	0,744	0,988***	0,937**	0,777
Brusand	0,688	0,780*	0,761	0,260	0,597	0,768	0,954***	0,498	0,444
Fitjar	0,886**	0,900**	0,850*	-0,015	0,895**	0,964***	0,653	0,802*	0,874*
Fusa	0,875*	0,383	0,814*	0,532	0,904**	0,112	0,567	0,844*	0,586
Jørpeland	0,907*	0,857*	0,923**	0,483	0,909*	0,474	0,925**	0,942**	0,895*
Lista	0,148	0,864*	0,738	-0,509	-0,510	-0,936	0,845*	-0,921	-0,523
Sandnes	0,956**	0,686	0,810	0,831*	0,885*	0,888*	-0,518	0,927**	0,871*
Sokndal	0,707*	0,804*	0,773*	0,676	0,681	0,289	0,715*	0,262	0,516
Valen	0,110	0,156	-0,133	-0,405	0,045	-0,009	0,732*	-0,251	-0,095
Varhaug	0,941**	0,689	0,887**	0,947**	0,919**	0,729	0,762	0,916**	0,955***

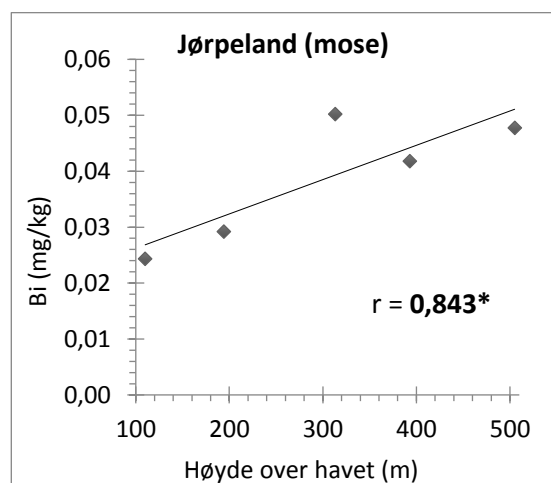
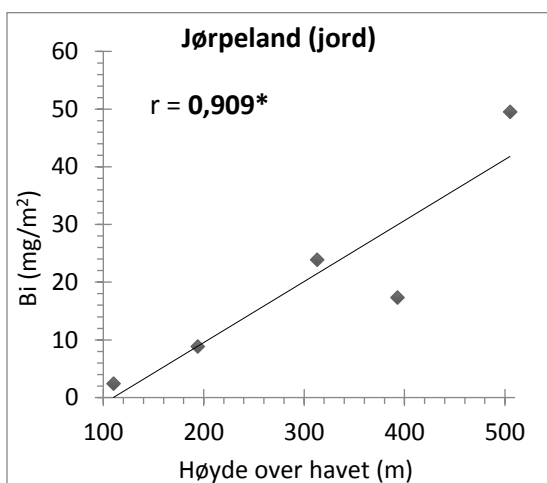
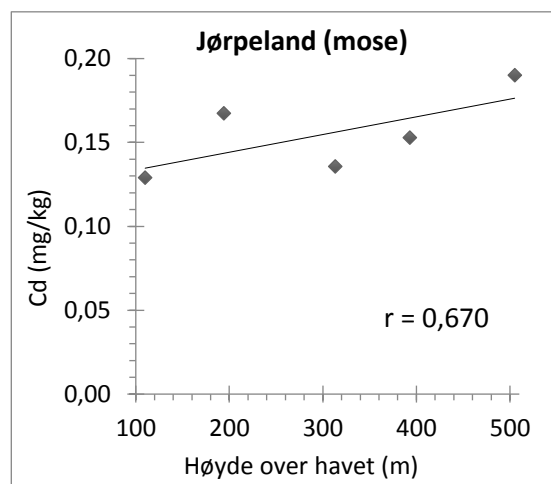
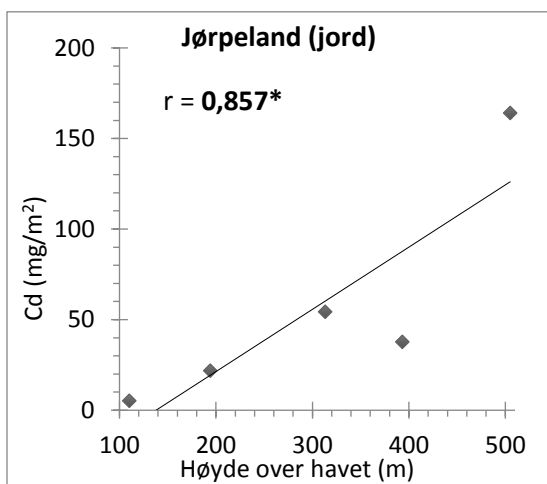
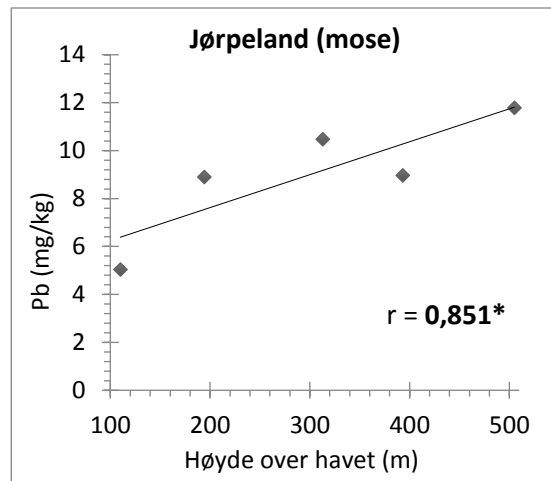
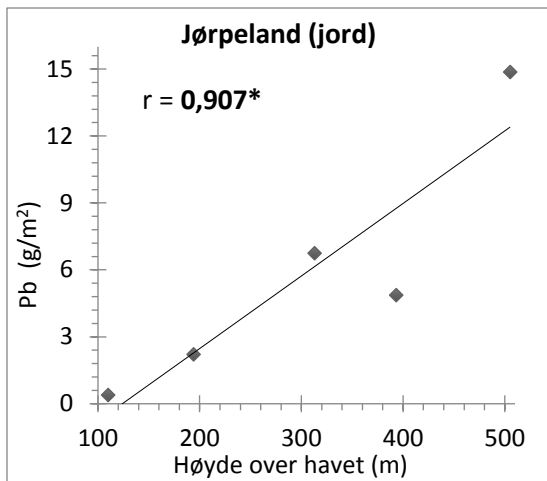
¹Ved beregning av korrelasjonskoeffisienter ved Bjerkreim er BJ-3 utelatt.

5.2 Grafisk fremstilling

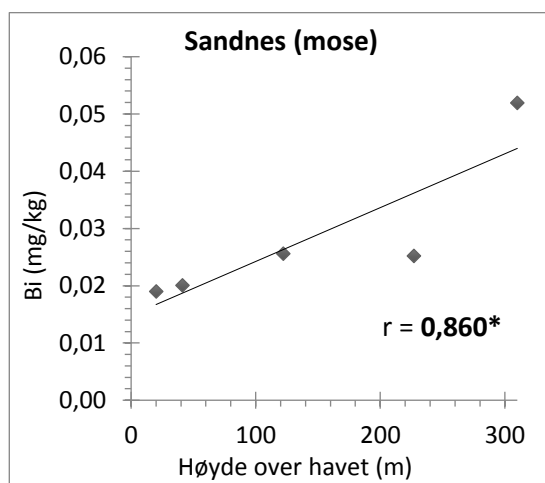
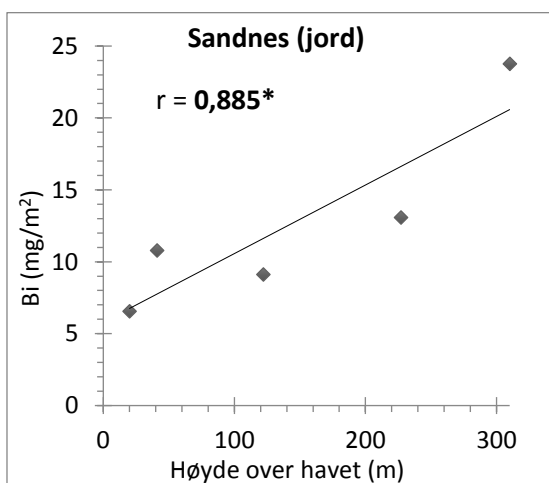
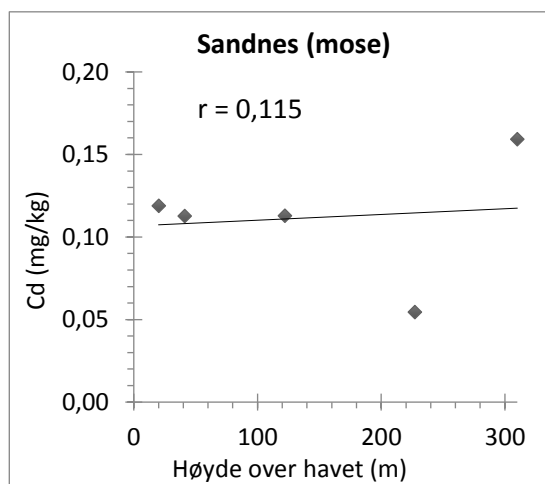
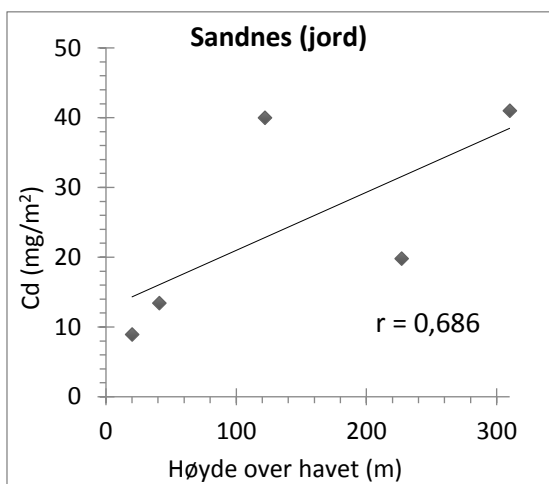
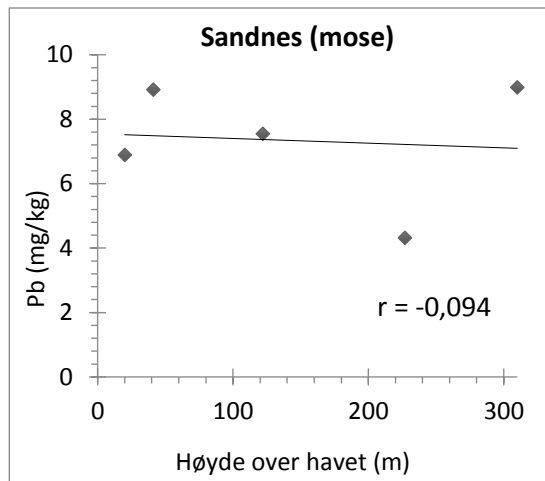
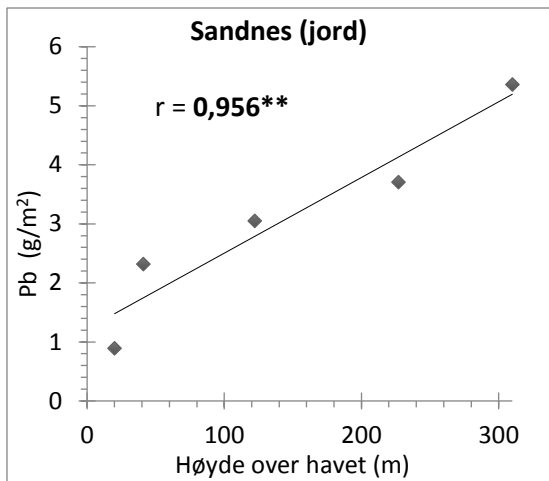
I dette kapitlet presenteres et utvalg av de grafiske fremstillingene. Utvalget som presenteres her er noen av de metallene og lokalitetene som har vist de tydeligste trendene i jordprøvene og til dels i moseprøvene. De resterende grafene er presentert i vedlegg B. Lokalitetene som er valgt fremstilt i dette kapitlet er Fitjar, Jørpeland og Sandnes med tungmetallene Pb, Cd og Bi for både jord- og moseprøvene. Alle jordprøvene har signifikant korrelasjon, mens ingen av lokalitetene har signifikant korrelasjon for Cd i moseprøvene.



Figur 5.2.1: Grafisk fremstilling av Pb, Cd og Bi ved Fitjar. Jordprøvene er vist i venstre kolonne og moseprøvene til høyre. Korrelasjonskoeffisienter er vist ved trendlinjene.



Figur 5.2.2: Grafisk fremstilling av Pb, Cd og Bi ved Jørpeland. Jordprøvene er vist i venstre kolonne og moseprøvene til høyre. Korrelasjonskoeffisienter er vist ved trendlinjene.



Figur 5.2.3: Grafisk fremstilling av Pb, Cd og Bi ved Sandnes. Jordprøvene er vist i venstre kolonne og moseprøvene til høyre. Korrelasjonskoeffisienter er vist ved trendlinjene.

6 Diskusjon

Diskusjonskapitlet er delt inn i fire hoveddeler. I kapittel 6.1 diskuteres resultatene fra hver av de ti lokalitetene. I kapittel 6.2 diskuteres resultatene med utgangspunkt i de ulike metallene, deretter vil årsaker til avvik diskuteres generelt for alle lokalitetene og metallene med utgangspunkt i kapittel 6.1 og 6.2, før det avsluttes med en vurdering av kvalitetskontroll. I dette kapitlet vil begrepet trenden benyttes når tungmetaller viser økende konsentrasjon med økende høyde over havet. Diskusjonen tar for seg tungmetallene Pb, Cd, Sn, Tl, Bi, Zn, Sb, As og Se. Det er tidligere vist at det finnes økte konsentrasjoner av blant annet Pb, Cd, Zn, As og Se i jord i Sør-Norge som opprinner fra industrialiserte områder andre steder i Europa (Alloway og Ayres, 1997).

6.1 Diskusjon etter lokalitet

I dette kapitlet vil de ulike metallene diskuteres med utgangspunkt i hver enkelt lokalitet der resultatene fra både jord- og moseprøvene vil vurderes sammen med stigningsforhold og eventuelt nedbørmengden. Generelt ser det ut til at jordprøvene viser mer entydige resultater sammenlignet med moseprøvene ved de fleste lokalitetene og at de bratteste lokalitetene i størst grad viser økende konsentrasjon med økt høyde over havet.

6.1.1 Bjerkreim

Bjerkreim er en relativt bratt lokalitet med stigningsforhold på 8,92 m/moh. og har en gjennomsnittlig årsnedbør på 2358 mm. I utgangspunktet så det ikke ut til å være noen tydelig sammenheng mellom metallkonsentrasjoner og høyde over havet verken i jord- eller moseprøvene. Jordprøvene har maksimumsverdier på BJ-3 for alle metallene med unntak av Cd og Sb, trolig på grunn av kontaminering av prøven enten fra lokale kilder eller under felt- eller laboratoriearbeidet da konsentrasjonene er 2-5 ganger høyere enn de øvrige punktene. Ved å utelukke BJ-3 økte den lineære sammenhengen betraktelig. Jordprøvene viser da høy korrelasjon mellom metallkonsentrasjon og høyde over havet for alle metallene, der det kun er Cd, Zn og Se som ikke har signifikant korrelasjon. Den grafiske fremstillingen av jord viser at alle metallene, med unntak av Zn og Cd, har økende konsentrasjon med økt høyde over havet. Spesielt følger Pb, Bi, Sb og As denne trenden i stor grad. De fleste jordprøvene har imidlertid høyere konsentrasjon på BJ-6 enn BJ-5. Helland (1999) gjorde den samme observasjonen av

Pb og siden BJ-6 ligger ved bebyggelse og vei kan lokal forurensning være en mulig årsak til dette.

Resultatene for moseprøvene er mindre entydige med lave korrelasjoner, med unntak av Bi og Tl som har korrelasjon på henholdsvis 0,696 og 0,545. Grafisk er det liten sammenheng å se mellom jord- og moseprøvene. Ved BJ-1 og delvis for BJ-2 synker konsentrasjonen av metallene i mose, med unntak av for Tl, selv om dette er de to prøvepunktene som ligger høyest. Konsentrasjonen av Pb i mose ligger på 12 mg/kg ved BJ-6, en konsentrasjon som er høyere enn de fleste Pb-konsentrasjoner ved de andre lokalitetene. Det er dermed mulig at det er lokale forurensninger som er årsaken til lav korrelasjon i moseprøvene.

6.1.2 Brusand

Brusand er en relativt flat gradient med et stigningsforhold på 28,8 m/moh. og er den lokaliteten som følger den generelle trenden i minst grad. Signifikansen er lav for alle moseprøvene og i jordprøvene er det kun Sb og Cd som har en signifikant korrelasjon, men studeres den grafiske presentasjonen er det kun Sb har jevnt økende konsentrasjonen med økt høyde over havet. Grafisk presentasjon av jordprøvene viser at konsentrasjonene avviker fra trenden ved BR-2 og BR-3, mens de fire andre punktene for både Pb, Cd, Sn, Tl, Bi og As og til dels for Cd ser ut til å følge den generelle trenden. Topografiske forhold og rådende værforhold kan være en mulig forklaring på hvorfor BR-2 og BR-3 avviker fra trendlinjene, da det ut i fra kartet ser ut som BR-2 ligger litt i «le» bak en høyde og dermed kan få mindre nedbør, men forskjeller i vegetasjon kan også være en forklaring på at konsentrasjonene synker ved BR-2 og BR-3. Flere prøvepunkter kunne muligens gitt tydeligere resultater.

Den grafiske framstillingen av moseprøvene viser samme tendenser som i jord, der konsentrasjonen blir lavere ved BR-2 og BR-3 og støtter opp forklaringen med topografiske forhold. De fire øvrige punktene følger imidlertid ikke den generelle trenden på samme måte som i jordprøvene, med unntak av Sb som også i mose har den høyeste korrelasjonen. Generelt er korrelasjonen lav i moseprøvene og grafisk vises ingen spesiell trend. Høydeforskjellene kan være en av årsakene til at det ikke vises noen tydelig trend for verken jord- eller moseprøvene. Sammenlignes Brusand med Bjerkreim er det stor forskjell i stigningsforholdene.

6.1.3 Fitjar

Høydegradienten på Fitjar er relativt bratt med et stigningsforhold på 9,58 m/moh. Pb, Cd, Sn, Bi, Zn og Se har høy korrelasjon i jordprøvene der alle punktene ligger omtrent på trendlinjen. Imidlertid er konsentrasjonen ved FI-5 forhøyet og FI-4 noe lav for Sb, Bi og Se i både jord og mose, og for Pb, Cd og Sn i jord. Ved å studere kartet over Fitjar kan det se ut som FI-4 ligger skjermet til i et søkk, noe som kan påvirke nedfallet av tungmetaller, altså er topografiske forhold en mulig årsak til avviket slik som ved Brusand og flere prøvepunkter kunne gitt klarere resultater. Enkelte metallkonsentrasjoner avviker også ved FI-2 og FI-3, der konsentrasjonen synker ved FI-2 og FI-3 har en forhøyet konsentrasjon, dette gjelder Pb, Cd, Sn, Bi, Sb og Se i mose og Sb i jord. Disse avvikene kan trolig også forklares av topografien, spesielt kan det se ut som FI-3 ligger i åpent område mens FI-2 ligger i skog og dermed er mer skjermet for nedbør på grunn av vegetasjonen.

Moseprøvene viser en økende konsentrasjon med økt høyde over havet, men resultatene er ikke like tydelig som i jordprøvene. Både Pb, Bi, Tl og Sn har høy korrelasjon i mosen, der Pb og Bi har signifikant korrelasjon. Den grafiske fremstillingen av Bi og Sn i mose viser at punktene ligger nære trendlinjen, men den høyeste verdien er ved FI-3. Totalt sett følger Pb, Sn og Bi i stor grad den generelle trenden i både jord og mose, og Se, Sb og As følger trenden i relativt stor grad, men med noe mer avvikende punkter.

6.1.4 Fusa

Stigningsforholdet på Fusa er på 4,48 m/moh. altså er dette en av de bratteste gradientene i tillegg til at gjennomsnittlig årsnedbør på 2070 mm. I stort sett alle jord- og moseprøvene er det gjennomgående høyere konsentrasjon på FU-6 enn FU-5, noe som trolig kan tilskrives lokal påvirkning. Resultatene fra jordprøvene viser signifikant korrelasjon for både Pb, Sn, Bi og As mens ingen metaller i mose har signifikant korrelasjon. Pb, Sn, Bi og til en viss grad Cd viser samme mønstre i de grafiske fremstillingene for jord. I moseprøvene er ikke den lineære sammenhengen for disse metallene like tydelig som i jord, men mønstrene for disse metallene i moseprøvene er også like. Konsentrasjonen i jordprøvene for disse metallene er høyere ved FU-4 enn FU-3, noe som kan komme av at FU-3 ligger i le bak *Storskarsnuten*. De fire metallene Tl, Zn, As og Se viser relativt like mønstre i den grafiske framstillingen av jordprøvene, der det er forhøyede konsentrasjoner på FU-4 og til en viss grad på FU-6, mens

de fire øvrige punktene har en jevnt økende konsentrasjon med høyde over havet. De samme mønstrene er ikke å se i moseprøvene.

6.1.5 Jørpeland

Korrelasjonskoeffisientene for jordprøvene på Jørpeland er over 0,5 for både Pb, Bi, Se, Cd, Sn og Sb, der de tre sist nevnte er signifikante. Høydegradienten er bratt med et stigningsforhold på 8,18 m/moh. Alle jordprøvene, med unntak av Tl og Zn, følger den generelle trenden i stor grad, men både Pb, Cd, Sn, Bi og Se har høyere konsentrasjoner på JØ-3 enn JØ-2, i tillegg er JØ-1 forhøyet i forhold til trendlinjen. Moseprøvene viser den samme trenden som jordprøvene, men trendlinjene er flatere og både Pb, Sn, Tl, Bi og Zn viser høyere konsentrasjon ved JØ-3 i forhold til JØ-2. Zn og Tl følger ikke den generelle trenden verken i mose- eller jordprøvene. I 1911 ble det startet opp et stålverk på Jørpeland som også var i drift når prøvene ble tatt. (Nomac, 2015). Dette er lokal industri som kan ha påvirket resultatene på Jørpeland. Zn har blant annet en signifikant negativ korrelasjon i moseprøvene, noe som muligens kan tilskrives stålverket.

6.1.6 Lista

Resultatene fra Lista skiller seg ut fra de øvrige lokalitetene da korrelasjonskoeffisientene i moseprøvene enn i jordprøvene. Dette er en relativt slak gradient med stigningsforhold på 19,1 m/moh. og gjennomsnittlig årsnedbør på 1147 mm, noe som er den laveste nedbørsmengden blant lokalitetene. Det er kun Cd og Sb som har signifikant positiv korrelasjon i jordprøvene ved Lista, mens moseprøvene viser signifikante korrelasjoner både for Pb, Cd, Sn, As, Bi og Se. Den grafiske presentasjonen av jordprøvene viser liten eller ingen sammenheng mellom metallkonsentrasjon og høyde over havet. Lokal forurensning kan være en mulig årsak til dette. Både Tl, Bi, Zn, As og Se viser negative korrelasjoner i jordprøvene og både Zn og As har signifikant negativ korrelasjon. Cd og Sb viser signifikant positiv korrelasjon, men ser man på variasjonene mellom punktene er det ingen tydelig gradient selv om konsentrasjonene øker med økt høyde over havet.

Den grafiske presentasjonen av Pb, Cd, Sn og Bi i moseprøvene viser derimot tydelige gradienter der punktene ligger på eller svært nære trendlinjen. Signifikansnivået varierer mellom 0,05 og 0,001 selv om alle fire metallene har korrelasjonskoeffisient på over 0,80. Dette kommer av at det kun er fem prøvepunkter og det vil da kreves høyere korrelasjon for at

resultatet skal være signifikant, for eksempel viser Zn en forhøyet verdi på LI-5, mens de øvrige punktene ligger nære trendlinjen. I 1971 startet Alcoa et aluminiumsverk på Lista (Alcoa, 2015). Resultatene fra Lista kan dermed være påvirket av utslipp fra denne lokale kilden. En annen forklaring på de tydelige gradientene i moseprøvene kan være at lokaliteten ligger nære åpent hav noe som kan gi flere sjøsaltkationer (Na^+ og Mg^{2+}) ved de laveste punktene som konkurrerer om bindingssteder på mosen (Gjengedal og Steinnes, 1990), da kan konsentrasjoner av tungmetaller øke tydelig med avstand fra havet selv om deposisjonen ikke øker spesielt med høyde over havet.

6.1.7 Sandnes

Sandnes viser i stor grad en sammenheng mellom resultatene for jord- og moseprøvene. Dette er den bratteste lokaliteten med et stigningsforhold på 3,18 m/moh. I jordprøvene har alle metallene signifikant korrelasjon, med unntak av Cd, Sn og Sb. Punktene for Sn følger imidlertid trendlinjen godt, men med en høy verdi ved SA-4J. Den grafiske framstillingen viser økende konsentrasjon med økt høyde over havet, men med noen variasjoner ved enkelte punkter, for eksempel øker konsentrasjonen av Tl, Bi, As og Se i jord med økt høyde over havet, men konsentrasjonene ved SA-4 er høyere enn ved SA-3.

Den grafiske presentasjonen viser lignende trender for alle metaller i både jord og mose, med unntak av Cd og Sb i jord og Zn og Tl i mose, som ikke viser en klar sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over havet. I moseprøvene er det kun Bi som har signifikant korrelasjon og årsaken til dette kan være at moseprøvene generelt har lave konsentrasjoner av metaller, noe som gjør at enkelte punkter kan avvike i større grad. For eksempel har Pb, Cd, Sn og Bi en lav konsentrasjon ved SA-2M mens de øvrige punktene har en økende konsentrasjon med økt høyde over havet, men dette ene punktet gjør at korrelasjonen senkes betraktelig.

6.1.8 Sokndal

Sokndal har et stigningsforhold på 30,2 m/moh. og er dermed en svært slak lokalitet. Grafisk presentasjon av gradientene ved Sokndal viser ingen klar trend verken i jord- eller moseprøvene. Både Tl, Bi, Se, Pb, Cd, Sn og Sb har høy positiv korrelasjon der de fire sist nevnte er signifikante. De har dermed en tydelig gradient når trendlinjen studeres alene, men ved å se på variasjonen mellom punktene er imidlertid ikke resultatene like entydige. SO-3 og

SO-4 avviker fra trenden der konsentrasjonen avtar for alle metallene i jordprøvene med unntak av Sb, Pb, Cd og Sn følger trenden i større grad med unntak av disse to punktene.

Sn og Bi har signifikant korrelasjon i moseprøvene, men samtidig er det ingen jevn økning mellom hvert punkt. Blant annet har SO-5, SO-6 og SO-7 omtrent like konsentrasjoner og SO-4 har lave verdier noe som også er tilfellet for flere av metallene i jordprøvene. Hvilke punkter som avviker fra trendlinjen varierer mellom jord- og moseprøvene, det er dermed heller ingen klar sammenheng mellom resultatene i jord og mose.

6.1.9 Valen

Valen skiller seg ut fra de andre lokalitetene på samme måte som Lista, men Valen har imidlertid en mye brattere gradient med et stigningsforhold på 5,56 m/moh. og i tillegg har Valen høyeste gjennomsnittlige årsnedbør på 2515 mm. Korrelasjonskoeffisientene for metallene i moseprøvene er generelt høyere enn i jordprøvene. I jordprøvene er det kun Sb som har signifikant korrelasjon og den grafiske framstillingen av Sb viser at konsentrasjonen øker med høyde over havet med punktene liggende langs trendlinjen, men med litt lav verdi på VA-3 og en noe høy verdi på VA-2. De øvrige metallene i jord viser omtrent de samme mønstrene, men det er ingen tydelig økning i konsentrasjoner med økt høyde over havet.

Moseprøvene viser en klarere lineær sammenheng mellom metallkonsentrasjoner og høyde over havet, spesielt gjelder dette for Pb, Sn, Tl og Bi, men kun Sn og Bi har signifikant korrelasjon. Selv om disse metallene som helhet viser en gradient er det variasjoner i punktene som avviker noe fra trendlinjen, for eksempel har Pb, Cd, Sn og Bi høyere konsentrasjon ved VA-7 enn VA-6. I nærheten av Valen ligger aluminiumsverket på Husnes som hadde oppstart i 1965 (Hydro, 2016) og lokal påvirkning fra dette kan ikke utelukkes, spesielt siden resultatene på Valen skiller seg ut fra de øvrige lokalitetene er det stor sannsynlighet for at det er lokale forhold som har påvirket.

6.1.10 Varhaug

Varhaug er den slakeste lokaliteten med et stigningsforhold på 35,8 m/moh. Jordprøvene fra Varhaug viser imidlertid en korrelasjon på over 0,68 for alle metallene, der det kun er Cd, Zn og Sb som ikke har signifikant korrelasjon, altså virker jordprøvene å ha en høy lineær sammenheng mellom metallkonsentrasjonene og høyde over havet. Ved å studere variasjonen

mellom de ulike punktene er det imidlertid noen avvik fra trendlinjene, for eksempel viser Cd og Zn avvik fra trendlinjen ved VAR-1 og VAR-3 og Sb har et avvik ved VAR-2. Konsentrasjonene for de øvrige metallene i jord øker relativt jevnt med økende høyde over havet.

I moseprøvene er det kun Sn, Bi og Zn som har signifikant korrelasjon. Grafisk ser konsentrasjonen av Sn og Bi ut til å følge den generelle trenden, men med noe avvikende verdier på VAR-3 og VAR-2. Noen av de øvrige metallene i mose har også nokså høy korrelasjon, men den grafiske fremstillingen viser variasjoner som avviker fra trendlinjene. Spesielt har flere av metallene relativt lik eller avtakende konsentrasjon ved de fire første punktene før det blir et hopp i konsentrasjonen ved VAR-2.

6.2 Diskusjon etter metall

I dette kapitlet vil de ni metaller diskuteres og ses i sammenheng mellom de ulike lokalitetene. Resultatene fra flere av lokalitetene har spesielt vist at Pb, Sn og Bi følger trenden i stor grad i både jord og mose, mens Cd, Sb, As og Se følger trenden i relativt stor grad i jord.

6.2.1 Pb

Resultatene for Pb er varierende i både jord- og moseprøvene, men mange av lokalitetene viser en høy korrelasjon både i jord og mose. Alle lokalitetene har en positiv korrelasjon, med unntak av mose ved Brusand og Sandnes. Korrelasjonsanalysene og de grafiske fremstillingene av Pb virker å støtte forventningen om at konsentrasjonen øker med høyde over havet, spesielt i jordprøvene. Av alle lokalitetene er det kun Fitjar og Jørpeland som har signifikant korrelasjon både i jord og mose, der konsentrasjonen øker relativt jevnt med høyde over havet. I jordprøvene ser metallkonsentrasjonen ut til å øke med høyde over havet, med unntak av for Lista og Valen, der det trolig er lokale påvirkninger som er årsaken til at lokalitetene ikke følger den samme trenden. Resultatene fra Brusand er heller ikke helt tydelige i tillegg til at noen av lokalitetene har forhøyde konsentrasjoner ved det laveste punktet. De bratteste lokalitetene følger trenden i størst grad.

Moseprøvene følger trenden i mindre grad, der det kun er grafiske presentasjoner for Fitjar, Jørpeland og Lista som tydelig viser en sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over

havet. Flere av de andre lokalitetene har også korrelasjonskoeffisienter på nærmere 0,5 eller høyere, men en del av punktene avviker fra trendlinjen. Flere prøvepunkter kunne muligens gitt mer entydige resultater.

6.2.2 Cd

Cd viser noe mer varierende resultater i forhold til Pb, spesielt i moseprøvene ved flere av lokalitetene vises ingen klar sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over havet. Jørpeland og Lista har signifikant korrelasjon både i jord- og moseprøvene. Fitjar, Lista og Jørpeland viser en relativt jevn økning av metallkonsentrasjon med økt høyde over havet i jordprøvene. Brusand og Sokndal har også signifikant korrelasjon i jord, men økningen i konsentrasjon er mer varierende. Den grafiske fremstillingen av moseprøvene viser relativt flate trendlinjer, der det kun er Jørpeland og Lista og i noen grad Fusa som helt tydelig har økende konsentrasjoner med økt høyde over havet.

6.2.3 Sn

Sn er et av metallene som i stor grad viser en positiv lineær sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over havet og støtter dermed forventningen godt. Den grafiske presentasjonen av Sn viser at de fleste gradientene i noen grad eller stor grad har økende konsentrasjoner med økt høyde over havet, med unntak av Sn i jord ved Valen og i mose ved Bjerkreim og Brusand. Ved enkelte av lokalitetene er det høy korrelasjon, men et eller to punkter avviker noe fra trendlinjen, men dette kan, som diskutert i kapittel 6.1, komme av topografiske forhold og slike avvik er årsaken til at ikke alle korrelasjonskoeffisientene er signifikante. Dette vises for eksempel tydelig i jord ved BR-2 og BR-3 eller mose ved SA-2. Moseprøvene er også mindre entydige for Sn, men sammenhengen ses tydelig på Lista og til en viss grad på Fitjar, Jørpeland, Sandnes, Sokndal, Valen og Varhaug, der lokalitetene kun har noen avvikende verdier fra trendlinjene.

6.2.4 Tl

Konsentrasjonene av Tl i moseprøvene viser ingen tydelig økning med økt høyde over havet ved noen av lokalitetene. Tl er det metallet som i minst grad viser en positiv lineær sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over havet. I jordprøvene kan det observeres en økning i konsentrasjon med økt høyde over havet ved Bjerkreim, Sandnes og Varhaug, men

med noen avvikende punkter. Sammenlignet med Pb, Cd og Sn har Tl en god del lavere konsentrasjoner i både jord og mose og dette kan være en årsak til at resultatet ikke blir like entydig, siden lave konsentrasjoner lettere kan påvirkes av lokale forhold og kontamineringer. Andre forklaringer kan være at det har vært mindre langtransportert forurensning av Tl eller at Tl bindes svakt til mose.

6.2.5 Bi

Bi er det eneste metallet som viser en høyere korrelasjon i moseprøvene enn i jordprøvene. I moseprøvene er det kun ved Bjerkreim, Brusand og Fusa korrelasjonen ikke er signifikant. Ved å studere lokalitetene med signifikant korrelasjon grafisk er det kun noen få punkter som avviker fra trendlinjen. I jordprøvene viser Bjerkreim, Fusa, Fitjar, Sandnes og Varhaug en tydelig økning i konsentrasjon med økende høyde over havet. Det er ved flertallet av lokalitetene relativt like mønstre mellom jord og mose, der det kun er Valen og Lista som i hele tatt ikke viser noen sammenheng mellom jord og mose.

6.2.6 Zn

Zn viser svært varierende resultater både i jord- og moseprøvene og det er funnet både signifikant positive og signifikant negative korrelasjoner. I moseprøvene er det kun Varhaug som har signifikant positiv korrelasjon, men grafisk er det ingen jevn økning i konsentrasjon ved denne lokaliteten. Jørpeland og Valen har signifikant negativ korrelasjon i moseprøvene der stålverket på Jørpeland kan være med å påvirke denne lokaliteten og det er også en svak negativ korrelasjon i jordprøvene. Det samme gjelder for Valen der påvirkning fra aluminiumsverket på Husnes er en mulighet. Fitjar og Sandnes viser signifikant positiv korrelasjon i jordprøvene og spesielt ved Fitjar er det en jevn økning i konsentrasjon med økt høyde over havet. Årsaken til de svært varierende resultatene av Zn er trolig lokale påvirkninger. Det er kun ved Varhaug det er en tydelig sammenheng mellom jord- og moseprøvene. Liten sammenheng mellom jord- og moseprøvene kan tyde på at kildene til Zn har endret seg gjennom tiden.

6.2.7 Sb

Sb viser høy korrelasjon i jordprøvene ved flere av lokalitetene og både ved Bjerkreim, Brusand og Jørpeland er det en relativt jevn økning i konsentrasjon med økende høyde over

havet. Korrelasjonen ved Lista, Sokndal og Valen er også signifikant, men disse lokalitetene har enkelte punkter som avviker noe fra trendlinjen. Fitjar er eneste lokalitet med signifikant korrelasjon i mose, men med unntak av Bjerkreim og Sokndal viser den grafiske fremstillingen at de øvrige lokalitetene også har en relativt jevn økning i konsentrasjon med økt høyde over havet. Flere av lokalitetene viser de samme mønstrene i både jord og mose.

6.2.8 As

Både ved Bjerkreim, Fusa og Varhaug er det signifikant korrelasjon for As i jordprøvene der den grafiske fremstillingen viser en tydelig lineær sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over havet. Fitjar og Sandnes har signifikant korrelasjon i jord, men den grafiske fremstillingen viser ikke en like tydelig sammenheng. Lista har en signifikant negativ korrelasjon for As i jord og en signifikant positiv korrelasjon i mose. Generelt er det liten sammenheng å observere mellom jord og mose i de grafiske fremstillingene av As.

6.2.9 Se

Se viser lignende trend som As i jordprøvene med signifikante korrelasjoner ved Fitjar, Sandnes og Varhaug. Trenden for Se er tydeligere i den grafiske fremstillingen enn for As ved Fitjar. Jørpeland har signifikant positiv korrelasjon både i jord og mose. Ved Sandnes og Varhaug er trenden lik for Se og As, det samme gjelder for Bjerkreim, Valen, Sokndal og Fusa, men her er ikke korrelasjonen signifikant. Akkurat som for As har Lista negativ korrelasjon i jord og en signifikant positiv korrelasjon i mose.

6.3 Sammenfattende kommentarer

Gjennom diskusjonen av de enkelte lokalitetene og tungmetallene er det klart at konsentrasjonen av tungmetallene for flere av lokalitetene og metallene øker med økende høyde over havet. I dette kapitlet vil lokalitetene og metallene ses på som en helhet med et spesielt fokus på årsaker til avvik fra denne trenden. Tungmetallene som diskuteres i oppgaven har i tidligere studier vist seg å ha atmosfærisk langtransport som en hovedkilde i jord og mose i norsk natur (Alloway og Ayres, 1997; Steinnes et al., 2011; Berg et al., 1995b). Grunnstoffer kan imidlertid ha flere kilder i tillegg til atmosfærisk langtransport: lokale punktkilder, marint miljø, vegetasjon, vindblåst støv, vinderosjon og flere andre (Pacyna et

al., 1984; Berg et al., 1995b). Av denne grunn må også andre mulige kilder vurderes i tillegg til atmosfærisk langtransport.

Lokale punktkilder er en mulig årsak til avvik i resultatene i forbindelse med denne oppgaven, spesielt kan man observere at det ved flere av lokalitetene og for mange av tungmetallene gjerne er en forhøyet konsentrasjon ved det laveste prøvepunktet. Dette kan komme av lokale punktkilder som biltrafikk, aluminiumsverk og annen lokal industri. Ifølge Lovett og Kinsman (1990) kan det i områder nære forurensningskilder være en nedgang i forurensningskonsentrasjon med økte høyder som mer enn kompenseres for økningen i nedbørsmengden, og muligens resulterer det i en nedgang i våtdeposisjon med økende høyde over havet. Se for eksempel grafisk framstilling av Zn i mose ved Jørpeland, Sandnes og Valen og Zn og As i jord ved Lista.

I den tidligere diskusjonen og fremstillingen av resultatene viser generelt jordprøvene høyere korrelasjoner enn moseprøvene. I analysene av mose er det som nevnt årets skudd (1998) satt sammen med skuddene fra de tre årene før som er med i de analyserte prøvene. Mosen reflekterer altså nedfall av tungmetaller over fire år, mens jordprøvene har akkumulert tungmetaller i mye lengre tid. Dette gjør at konsentrasjonen av tungmetaller i moseprøvene er mye lavere enn i jord og vil dermed kunne påvirkes sterkere av forurensning fra for eksempel lokale punktkilder eller laboratoriearbeidet og gi større «feil» enn ved samme mengde forurensning i jordprøvene. På tross av dette støtter mosen opp resultatene fra jordprøvene ved flere lokaliteter og for flere metaller. Evnen mosen har til å binde de ulike tungmetallene er også en faktor som kan påvirke konsentrasjonen. Lokalitetene i denne oppgaven ligger i tillegg nære havet. Høyt innhold av sjøsalt kan føre til lavere opptak av tungmetaller (Gjengedal og Steinnes, 1990), dette kan dermed ha påvirket opptaket av tungmetallene i mose, som spesielt er vurdert for Lista.

Ved beregning av korrelasjonskoeffisienter og grafisk framstilling av analyseresultater fra jordprøvene kan beregning av glødetap være en mulig feilkilde. Det er gjort antakelser om at det organiske materialet i jord har tetthet på $0,1 \text{ kg/dm}^3$ og at mineraljord har tetthet på $1,3 \text{ kg/dm}^3$, og relativ vekt av jordprøvene er videre beregnet ut i fra glødetap. Ved laboratoriearbeidet for å finne glødetapet kan det være gjort feil som har påvirket resultatet. BR-6 har for eksempel et glødetap på 9,4 % mens de øvrige punktene ved Brusand har glødetap mellom 37,5 % og 79,7 %, det er dermed mulig at denne verdien ikke stemmer.

Antallet punkter ved hver lokalitet vil være med på å påvirke hvor sikre resultatene er. Antall prøver (n, frihetsgrader) vil avgjøre hvor høy korrelasjonskoeffisient som trengs for at resultatet skal være signifikant. For jordprøvene er 56 av korrelasjonskoeffisientene over 0.5, der 35 er signifikante. Tilsvarende for moseprøvene er 46 over 0.5 og 22 er signifikante. Signifikansen beskriver hvor sannsynlig det er at korrelasjonen er et resultat av tilfeldigheter. Ved p-verdi på 0,001 er det 0,1 % sannsynlighet for at det vi har observert er tilfeldig, p-verdi på 0,01 gir 1 % sannsynlighet og 0,05 gir 5 % sannsynlighet (Fenton og Neil, 2013). For å få sikrere resultater burde flere punkter ved høydegradientene vært analysert, da kunne sikrere konklusjoner vært trukket. Ved BR-5 ble det tatt to ulike moseprøver og for Zn, Tl og Se er det relativt stor forskjell i konsentrasjon mellom de to ulike prøvene.

Grafisk fremstilling er med på å gi et tydeligere bilde av sammenhengen mellom tungmetallkonsentrasjon og høyde over havet. Flere av grafene viser at selv om det er en signifikant korrelasjon er det ikke en jevn økning i konsentrasjon med økende høyde over havet (se for eksempel Cd og Sn i jord i Sokndal). Tilsvarende er det lokaliteter der korrelasjonskoeffisientene er lave og ikke signifikante, men ved å studere de grafiske fremstillingene er det kun en svært avvikende verdi, mens de øvrige punktene viser en tydelig sammenheng mellom tungmetallkonsentrasjon og økt høyde over havet. Dette gjelder for eksempel ved Bjerkreim der det i den grafiske fremstillingen ble besluttet å utelukke BJ-3 J, da det var en svært høy verdi for de fleste av metallene ved dette punktet.

De ulike lokalitetene følger den generelle trenden i varierende grad. En studie har vist at endret sammensetning av nedbør med høyde avhenger sterkt av formen til fjellsiden og atmosfæriske forhold (Fowler et al., 1988). Lokalitetene som er undersøkt i oppgaven har varierende bratthet (stigningsforhold) og høydeforskjeller mellom punktene. Hvor ideelle forholdene er for å undersøke orografisk nedbør vil derfor variere. Ifølge Lovett og Kinsman (1990) er blant annet nedbørsmengde viktig for å vurdere våtdeposisjon. Kvantifisering av nedbørsmengde ved de ulike prøvetakingspunktene ville dermed gi sikrere resultater, da det kun er antatt at nedbørsmengden øker med økt høyde over havet. I vedlegg A er lokalitetene beskrevet med høyde over havet ved de ulike prøvepunktene, stigningsforhold, nedbørsmengde og kart. Gradientene på Fusa, Sandnes og Valen ligger i bratt terreng og både Valen og Sandnes har store høydeforskjeller mellom punktene.

Høyde alene forklare ikke størrelsen på nedbørsvariansen med høyde over havet. Valg av lokalitet og høyde av hindringer (andre bakker og fjell), lokal og regional topografi og orientering til luftmasser påvirker også nedbørmengden (Spren, 1947; Schermerhorn, 1967; Lovett og Kinsman, 1990). Topografi kan for eksempel være en forklaring på de avvikende verdiene for noen av metallene i jord ved BR-2 og BR-3. Resultatene på Valen følger heller ikke den generelle trenden verken i jord- eller moseprøvene, til tross for bratthet og store høydeforskjeller. Lokal forurensning, hindringer og topografi kan være årsaker til dette.

Vegetasjon er en annen topografisk faktor som kan påvirke nedfallet av tungmetaller. Ifølge Lovett og Kinsman (1990) kan nedfall av Pb i fjellområder variere stort over korte distanser på grunn av usammenhengende meteorologiske betingelser og vegetasjonskarakteristikker. Dette kan muligens forklare noen av avvikene langs de enkelte gradientene. Siden feltarbeidet ikke er utført i forbindelse med denne oppgaven, er ikke vegetasjonsforholdene ved de ulike lokalitetene observert og kan dermed ikke diskuteres videre. Lavt skydekke kan gi høyere nedfall lavere ned på fjellet, men dette vil trolig ikke ha påvirket i stor grad i disse undersøkelsene, da de undersøkte områdene er lave fjell, i motsetning til studien av Gerdol og Bragazza (2006) som går opp til 2200 moh.

6.4 Kvalitetskontroll

Utførelse av kvalitetskontroll og beregninger er beskrevet i kapittel 4.2.4. I vedlegg F er resultatene fra kvalitetskontrollen vist i form av analyser av standard referansemateriale og homogenitetstester. Analysene av standard referansemateriale sier noe om nøyaktigheten av analysemetoden mens homogenitetstestene viser reproduserbarheten.

Reproduserbarheten for de ulike metallene er noe varierende, men stort sett tilfredsstillende. Homogenitetstesten for moseprøvene fra VA-6 viser et høyt relativt standardavvik for Zn på 45 % og Sb på 17 %, mens resultatet for de resterende metallene er tilfredsstillende. Moseprøvene fra SA-1 har et relativt standardavvik på 22 % for Tl, mens de øvrige metallene ligger under 13 %. Reproduserbarheten av jordprøvene er også tilfredsstillende for de fleste metallene. Analysene fra VA-7 viser et noe høyt relativt standardavvik for Tl på 16 % mens de øvrige ligger under 12 %. Homogenitetstesten for VAR-3 viser et relativt standardavvik på 17 % for Sb, mens de øvrige metallene ligger under 6 %.

Analysene av referansematerialene er vist i vedlegg F.1. De tre referansematerialene ble analysert i tre paralleller. Tobacco INCT-OBTL-5 ble oppsluttet som moseprøve, men av metallene som er diskutert var det kun Pb, Cd, Zn, Sb og As som er sertifisert. De tre først nevnte hadde tilfredsstillende avvik fra sertifisert verdi mellom, mens Sb og As hadde avvik på henholdsvis 48 % og -19 %. Relativt standardavvik for konsentrasjonene av alle metallene i de tre parallellene av Tobacco INCT-OBTL-5 viser god reproduserbarhet, med unntak av Sb og Se med relativt standardavvik på henholdsvis 31 % og 30 %.

Tobacco INCT-PVTL-6 ble også oppsluttet som moseprøve og her var det kun Se som ikke var sertifisert. Sn hadde et avvik på -182 % og et relativt standardavvik for parallellene på 44 % altså er både nøyaktigheten og reproduserbarheten dårlig, det samme gjelder for Sb med avvik på -82 % og relativt standardavvik på 48 %. Det er dermed mulig at konsentrasjonen av Sn og Sb i moseprøvene er for høye. Pb, Cd, Tl, Bi og As har også litt høye avvik fra sertifisert verdi, mens Zn har tilfredsstillende nøyaktighet med et avvik på -3,2 %. Både Pb, Cd, Tl, Bi, Zn og As har tilfredsstillende reproduserbarhet i referansematerialene med lave relative standardavvik.

Soil Res GBW07048 er referansematerialet som ble oppsluttet som jordprøve. Nøyaktigheten for de ulike metallene er svært ulike også for jordprøvene, der kun Cd og As har tilfredsstillende nøyaktighet med avvik på henholdsvis 5,8 % og 3,0 %. Bi og Zn har avvik på 19 %, og kan dermed vise noe lavere konsentrasjoner i analysene. Det samme gjelder for Pb og Tl som har et avvik på 32 % og 33 %. Resultatet for Sn, Sb og Se viser enda lavere nøyaktighet med avvik fra sertifisert verdi på henholdsvis 80 %, 91 % og -78 %. De relative standardavvikene ligger imidlertid under 5,2 % og viser god reproduserbarhet for alle metallene, med unntak av Se som har relativt standardavvik på 26 %.

Reproduserbarheten for de fleste metallene både i homogenitetstestene og i analysene av referansematerialene er stort sett tilfredsstillende, men spesielt Sn i Tobacco INCT-PVTL-6, Se i Soil Res GBW07408 og Zn i mose ved VA-6 har noe høye relative standardavvik. Nøyaktigheten er imidlertid mindre tilfredsstillende, men siden det er trender som skal undersøkes og ikke nøyaktige konsentrasjoner er det sentrale at reproduserbarheten er tilfredsstillende.

7 Konklusjon

En positiv korrelasjon mellom nedfall av tungmetaller og høyde over havet er tidligere påvist i Alpene (Zechmeister, 1995), men generelt har få studier sett på sammenhengen mellom tungmetallkonsentrasjon og høyde over havet. Målet med denne oppgaven var å undersøke om det er en positiv korrelasjon mellom nedfall av tungmetaller (Pb, Cd, Sn, Tl, Bi, Zn, Sb, As og Se) og høyde over havet ved ti ulike lokaliteter på Sør- og Vestlandet. Konsentrasjonene ble bestemt i både jord- og moseprøver ved analyse i HR-ICP-MS.

En signifikant økning i metallkonsentrasjon med økt høyde over havet er vist for flere av metallene og dette støttes opp av de grafiske fremstillingene. Dette gjelder spesielt i jordprøvene, men i mange tilfeller støtter moseprøvene opp denne trenden. Resultatene er imidlertid varierende både mellom de ulike metallene og lokalitetene og noen av resultatene viser liten eller ingen positiv korrelasjon mellom konsentrasjon og høyde over havet. Flere prøvepunkter kunne muligens gitt klarere resultater da enkelte gradienter ikke har en signifikant korrelasjon, men ved å studere gradienten som helhet viser de gjerne en økende konsentrasjon med økt høyde over havet der det for eksempel kun er et enkelt punkt som avviker fra trenden. Motsatte tilfeller er også observert der korrelasjonen er signifikant, men ved å studere de grafiske fremstillingene er det ikke en jevn økning mellom punktene.

Det er flere faktorer som kan ha påvirket resultatene i oppgaven, blant annet topografien, stigningsforholdene, høyden på fjellet, vindretning, lokal forurensning og den totale konsentrasjonen av metaller da denne er avgjørende for hvor mye lokale forurensninger vil påvirke. Topografiske forhold som kan ha påvirket er for eksempel andre høyder som vinden treffer først eller vegetasjon. Stigningsforholdene kan ha påvirket resultatene da disse er svært varierende mellom de ulike lokalitetene. I en studie av Gerdol og Bragazza (2006) ble det ikke observert noe klart mønster i nedbør i forhold til høyde over havet i områder 1000-2200 meter over havet. Resultatene i denne oppgaven kunne vært noe sikrere dersom mengden nedbør ved de ulike prøvepunktene hadde vært kvantifisert, men ifølge Zechmeister (1995) vil nedbør generelt øke med høyde over havet langs gradienter i lavere liggende områder (Zechmeister, 1995).

Blant de undersøkte lokalitetene er det Bjerkreim (jord), Fitjar (jord og mose), Jørpeland (jord og mose), Lista (mose), Sandnes (jord) og Varhaug (jord og mose) som i størst grad viser en

positiv lineær sammenheng mellom konsentrasjon og høyde over havet. Disse lokalitetene har relativt bratte stigninger, med unntak av Lista og Varhaug som har stigningsforhold på 19,1 m/moh. og 35,8 m/moh. Av de undersøkte metallene er det Pb (jord og mose), Cd (jord), Sn (jord og mose), Bi (jord og mose), Sb (jord), As (jord) og Se (jord) som i størst grad følger trenden. Resultatene i jordprøvene viser altså mer entydige resultater, noe som kan komme av at det var mer langtransportert forurensning tidligere, da mosen kun reflekterer nedfallet fra 1995-1998 i tillegg til at lavere konsentrasjoner i mose gjør at for eksempel små lokale påvirkninger vil vises bedre.

Variierende resultater både mellom lokalitetene og de ulike tungmetallene gjør det vanskelig å komme med en entydig konklusjon. En positiv korrelasjon mellom tungmetallkonsentrasjoner og økende høyde over havet er funnet for mange av metallene ved flere av lokalitetene, og det virker derfor å være en positiv lineær sammenheng mellom tungmetallkonsentrasjon og høyde over havet. Flere prøvepunkter ved hver gradient kunne gitt sikrere resultater. Generelt ser det ut til at de bratteste lokalitetene følger trenden i størst grad, selv om noen av resultatene avviker fra dette trolig på grunn av andre faktorer som påvirker. Den økende konsentrasjonen med økende høyde virker også komme tydeligst fram i områder uten påvirkning fra lokal forurensning, for eksempel avviker resultatene ved Valen fra trenden der årsaken kan være et aluminiumsverk.

Referanser

- AAS, W., HJELLBREKKE, A., HOLE, L. & TØRSETH, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2011. *Statlig program for forurensningsovervåking*, 1136/2012.
- ALCOA 2015. Annual Report 2015. Oslo: Alcoa Norway Ans.
- ALLOWAY, B. J. 1995. Soil processes and the behaviour of metals, *i*: ALLOWAY, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils*. 2. utg. Glasgow: Blackie Academic and Professional, 11-37.
- ALLOWAY, B. J. 2012a. Introduction, *i*: ALLOWAY, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils*. 3. utg. London: Springer, 3-10.
- ALLOWAY, B. J. 2012b. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils, *i*: ALLOWAY, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils*. 3. utg. London: Springer, 11-50.
- ALLOWAY, B. J. & AYRES, D. C. 1997. *Chemical Principles of Environmental Pollution*, 2. utg. Suffolk: Blackie Academic & Professional.
- AMUNDSEN, C. E., HANSSSEN, J. E., SEMB, A. & STEINNES, E. 1992. Long-range atmospheric transport of trace elements to southern Norway. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26 (7), 1309-1324.
- BERG, T., RØYSET, O. & STEINNES, E. 1994. Trace elements in atmospheric precipitation at Norwegian background stations (1989–1990) measured by ICP-MS. *Atmospheric Environment*, 28 (21), 3519-3536.
- BERG, T., RØYSET, O. & STEINNES, E. 1995a. Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: Estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment*, 29 (3), 353-360.
- BERG, T., RØYSET, O., STEINNES, E. & VADSET, M. 1995b. Atmospheric trace element deposition: Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. *Environmental Pollution*, 88 (1), 67-77.
- BERG, T. & STEINNES, E. 1997. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution*, 98 (1), 61-71.
- BERGKVIST, B., FOLKESON, L. & BERGGREN, D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 47 (3), 217-286.
- CRÉPIN, J. & JOHNSON, R. L. 1993. Soil Sampling for Environmental Assessment, *i*: CARTER, M. R. (red.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 1. utg. Boca Raton: CRC Press, 5-18.
- DAVIDSON, C. M. 2012. Methods for the Determination of Heavy metals and Metalloids in Soils, *i*: ALLOWAY, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils*. 3. utg. London: Springer, 97-140.
- DUKKIPATI, R. V. 2011. *Probability and Statistics : For Scientists and Engineers*, 1. utg. Tunbridge Wells: New Academic Science.
- FENTON, N. & NEIL, M. 2013. *Risk assessment and decision analysis with bayesian networks*. Boca Raton: CRC Press.
- FOWLER, D., CAPE, J. N., LEITH, I. D., CHOULARTON, T. W., GAY, M. J. & JONES, A. 1988. The influence of altitude on rainfall composition at Great Dun Fell. *Atmospheric Environment (1967)*, 22 (7), 1355-1362.

- GERDOL, R. & BRAGAZZA, L. 2006. Effects of altitude on element accumulation in alpine moss. *Chemosphere*, 64 (5), 810-816.
- GJENGEDAL, E. & STEINNES, E. 1990. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14 (1), 77-87.
- GLADNEY, E. S., SMALL, J. A., GORDON, G. E. & ZOLLER, W. H. 1976. Composition and size distribution of in-stack particulate material at a coal-fired power plant. *Atmospheric Environment (1967)*, 10 (12), 1071-1077.
- GRAHAM, R. C. 1993. *Data Analysis for the Chemical Science. A Guide to Statistical Techniques*, 1. utg. New York: Wiley-VCH.
- HELLAND, W. R. 1999. *Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge: Avhengighet av høyde over havet*. Mastergradsavhandling, NTNU.
- HYDRO, N. 2016. *Hydro Husnes* [Online]. Tilgjengelig fra: <http://www.hydro.com/no/Hydro-i-Norge/Var-virksomhet/Her-finner-du-oss/Husnes-Sor-Norge-Aluminium-AS/> [Hentet 08.07 2016].
- KARLSEN, O. G. & SOLERØD, H. 2006. *Terra Nova*, 1. utg. Oslo: Aschehoug.
- KINGSTON, H. M. & WALTER, P. J. 1998. The art and science of microwave sample preparations for trace and ultratrace elemental analysis, i: MONTASER, A. (red.) *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*. New York: Wiley-VCH, 34-78.
- LAIR, G. J., GERZABEK, M. H. & HABERHAUER, G. 2007. Retention of copper, cadmium and zinc in soil and its textural fractions influenced by long-term field management. *European Journal of Soil Science*, 58 (5), 1145-1154.
- LIERHAGEN, S. 2014. Key parameter Element 2 NTNU.
- LILLESTØL, J. 1991. *Sannsynlighetsregning og statistikk*, 4. utg. Oslo: Bedriftsøkonomenes Forlag.
- LOVETT, G. M. & KINSMAN, J. D. 1990. Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 24 (11), 2767-2786.
- LØVÅS, G. G. 2004. *Statistikk for universitet og høgskoler*, 2. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- MANAHAN, S. E. 2010. *Environmental Chemistry*, 9. utg. Boca Raton: CRC Press.
- NOMAC. 2015. Tilgjengelig fra: <http://www.nomac.no/home> [Hentet 08.07.2016].
- PACYNA, J. M., PACYNA, E. G. & AAS, W. 2009. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. *Atmospheric Environment*, 43 (1), 117-127.
- PACYNA, J. M., SEMB, A. & HANSEN, J. E. 1984. Emission and long-range transport of trace elements in Europe. *Tellus B*, 36 (3), 163-178.
- ROWELL, D. L. 1994. *Soil Science. Methods & Applications*, 1. utg. New York: Longman Scientific & Technical.
- RÜHLING, Å. & STEINNES, E. 1998. *Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe 1995-1996*, 1. utg. København: Nordic Council of Ministers.
- RÜHLING, Å. & TYLER, G. 1968. An ecological approach to the lead problem. *Botaniske Notiser*, 121, 321-342.
- RÜHLING, Å. & TYLER, G. 1970. Sorption and Retention of Heavy Metals in the Woodland Moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos*, 21 (1), 92-97.

- RÜHLING, Å. & TYLER, G. 2001. Changes in Atmospheric Deposition Rates of Heavy Metals in Sweden. A Summary of Nationwide Swedish Surveys in 1968/70 – 1995. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 (3), 311-323.
- SCHAUG, J., RAMBÆK, J. P., STEINNES, E. & HENRY, R. C. 1990. Multivariate analysis of trace element data from moss samples used to monitor atmospheric deposition. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 24 (10), 2625-2631.
- SCHERMERHORN, V. P. 1967. Relations between topography and annual precipitation in western Oregon and Washington. *Water Resources Research*, 3 (3), 707-711.
- SCHNITZER, M. 1978. Humic substances: Chemistry and Reactions, i: SCHNITZER, M. & KHAN, S. U. (red.) *Soil Organic Matter*. 1. utg. New York: Elsevier Science Publishing Company Inc., 1-64.
- SCHULTE, E. 1995. Recommended soil organic matter tests. *Recommended Soil Testing Procedures for the North Eastern USA. Northeastern Regional Publication*, 493, 52-60.
- SKOOG, D. A., WEST, D. M., HOLLER, F. J. & CROUCH, S. R. 2004. *Fundamentals of Analytical Chemistry*, 8. utg. Belmont: Thomson Learning.
- SPREEN, W. C. 1947. A determination of the effect of topography upon precipitation. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 28 (2), 285-290.
- STEINNES, E. 1987. Impact of long-range atmospheric transport of heavy metals to the terrestrial environment in Norway, i: HUTCHINSON, T. C. & MEEMA, K. M. (red.) *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. 1. utg. New York: John Wiley & Sons Ltd, 107-117.
- STEINNES, E. 2001. Metal Contamination of the Natural Environment in Norway from Long Range Atmospheric Transport. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 (3), 449-460.
- STEINNES, E., BERG, T., UGGERUD, H. T. & PFAFFHUBER, K. A. 2011. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge: Landsomfattende undersøkelse i 2010. *Oslo, Klima- og forurensningsdirektoratet (Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 1109/2011)*.
- STEINNES, E. & NJÅSTAD, O. 1995. Enrichment of metals in the organic surface layer of natural soil: identification of contributions from different sources. *Analyst*, 120 (5), 1479-1483.
- STEINNES, E., SOLBERG, W., PETERSEN, H. M. & WREN, C. D. 1989. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of Southern Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*, 45 (3), 207-218.
- THOMAS, R. 2004. *Practical Guide to ICP-MS*, 1. utg. New York: Marcel Dekker, Inc.
- URE, A. M. 1995. Methods of analysis for heavy metals in soils, i: ALLOWAY, B. J. (red.) *Heavy metals in soils*. 2. utg. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 58-102.
- WALKER, C. H., SIBLY, R. M., HOPKIN, S. P. & PEAKALL, D. B. 2012. *Principles of Ecotoxicology*, 4. utg. Boca Raton: CRC press, 3-5.
- WESTON, K. & FOWLER, D. 1991. The importance of orography in spatial patterns of rainfall acidity in Scotland. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 25 (8), 1517-1522.
- WOLF, R. E. 2005. What is ICP-MS? ...and more importantly, what can it do? *Crustal Geophysics and Geochemistry Science Center*.
- YOUNG, S. D. 2012. Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils, i: ALLOWAY, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils*. 3. utg. London: Springer, 51-96.
- ZECHMEISTER, H. G. 1995. Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. *Environmental Pollution*, 89 (1), 73-80.

Vedlegg - innholdsfortegnelse

Vedlegg A: Oversikt over lokaliteter	58
Vedlegg A.1: Prøver	58
Vedlegg A.2: Stigningsforhold og nedbør	59
Vedlegg A.3: Kart over lokaliteter	60
Vedlegg B: Grafisk fremstilling	70
Vedlegg B.1: Bjerkreim	70
Vedlegg B.2: Brusand	73
Vedlegg B.3: Fitjar	76
Vedlegg B.4: Fusa	78
Vedlegg B.5: Jørpeland	81
Vedlegg B.6: Lista	82
Vedlegg B.7 Sandnes	85
Vedlegg B.8: Sokndal	87
Vedlegg B.9: Valen	90
Vedlegg B.10: Varhaug	93
Vedlegg C: Analyseresultater	97
Vedlegg C.1: Analyseresultater for jordprøvene	97
Vedlegg C.2: Analyseresultater for moseprøvene	101
Vedlegg C.3: Resultat fra blankprøver	105
Vedlegg D: Korrigering av vekt	106
Vedlegg D.1: Glødetap	106
Vedlegg D.2: Konsentrasjon i jordprøver	108
Vedlegg E: Framgangsmåte og temperaturprogram for UltraClave	110
Vedlegg F: Kvalitetskontroll	111
Vedlegg F.1: Analyser av standard referansematerialer	111
Vedlegg F.2: Homogenitetstest	112

Vedlegg A: Oversikt over lokaliteter

Vedlegg A.1: Prøver

Tabell A.1.1: Oversikt over høydegradienter med høyde over havet der hvor prøvene ble hentet. (Helland, 1999).

Sted	Prøve	Moh.
Bjerkreim	BJ-1	560
	BJ-2	415
	BJ-3	295
	BJ-4	185
	BJ-5	90
	BJ-6	45
Brusand	BR-1	355
	BR-2	297
	BR-3	232
	BR-4	161
	BR-5	71
	BR-6	15
Fitjar	FI-1	382
	FI-2	296
	FI-3	228
	FI-4	153
	FI-5	96
	FI-6	5
Fusa	FU-1	529
	FU-2	423
	FU-3	341
	FU-4	238
	FU-5	128
	FU-6	5
Jørpeland	JØ-1	505
	JØ-2	393
	JØ-3	313
	JØ-4	194
	JØ-5	110
Lista	LI-1	330
	LI-2	245
	LI-3	158
	LI-4	72
	LI-5	10

Sted	Prøve	Moh.
Sandnes	SA-1	310
	SA-2	227
	SA-3	122
	SA-4	41
	SA-5	20
Sokndal	SO-1	470
	SO-2	395
	SO-3	335
	SO-4	265
	SO-5	205
	SO-6	155
	SO-7	70
	SO-8	15
Valen	VA-1	640
	VA-2	540
	VA-3	430
	VA-4	320
	VA-5	195
	VA-6	95
	VA-7	20
Varhaug	VAR-1	410
	VAR-2	305
	VAR-3	245
	VAR-4	167
	VAR-5	90
	VAR-6	22

Vedlegg A.2: Stigningsforhold og nedbør

Tabell A.2.1: Oversikt over stigningsforhold ved de ulike lokalitetene, beregnet ved avstand i luftlinje fra nederste til øverste punkt delt på høydeforskjellen. Jo lavere stigningsforhold, jo brattere er det.

Lokalitet	Høyeste/laveste punkt (moh.)	Avstand (m)	Stigningsforhold (m/moh.)
Bjerkreim	560/45	5000	9.71
Brusand	355/15	9800	28.8
Fitjar	382/5	3610	9.58
Fusa	529/5	2350	4.48
Jørpeland	505/110	3230	8.18
Lista	330/10	6110	19.1
Sandnes	310/20	923	3.18
Sokndal	470/15	14190	31.2
Valen	640/20	3450	5.56
Varhaug	410/22	13900	35.8

Tabell A.2.2: Oversikt over gjennomsnittlig årlig nedbør fra 1961-1990 hentet fra Eklima. Avstand til målestasjonen fra lokaliteten er varierende.

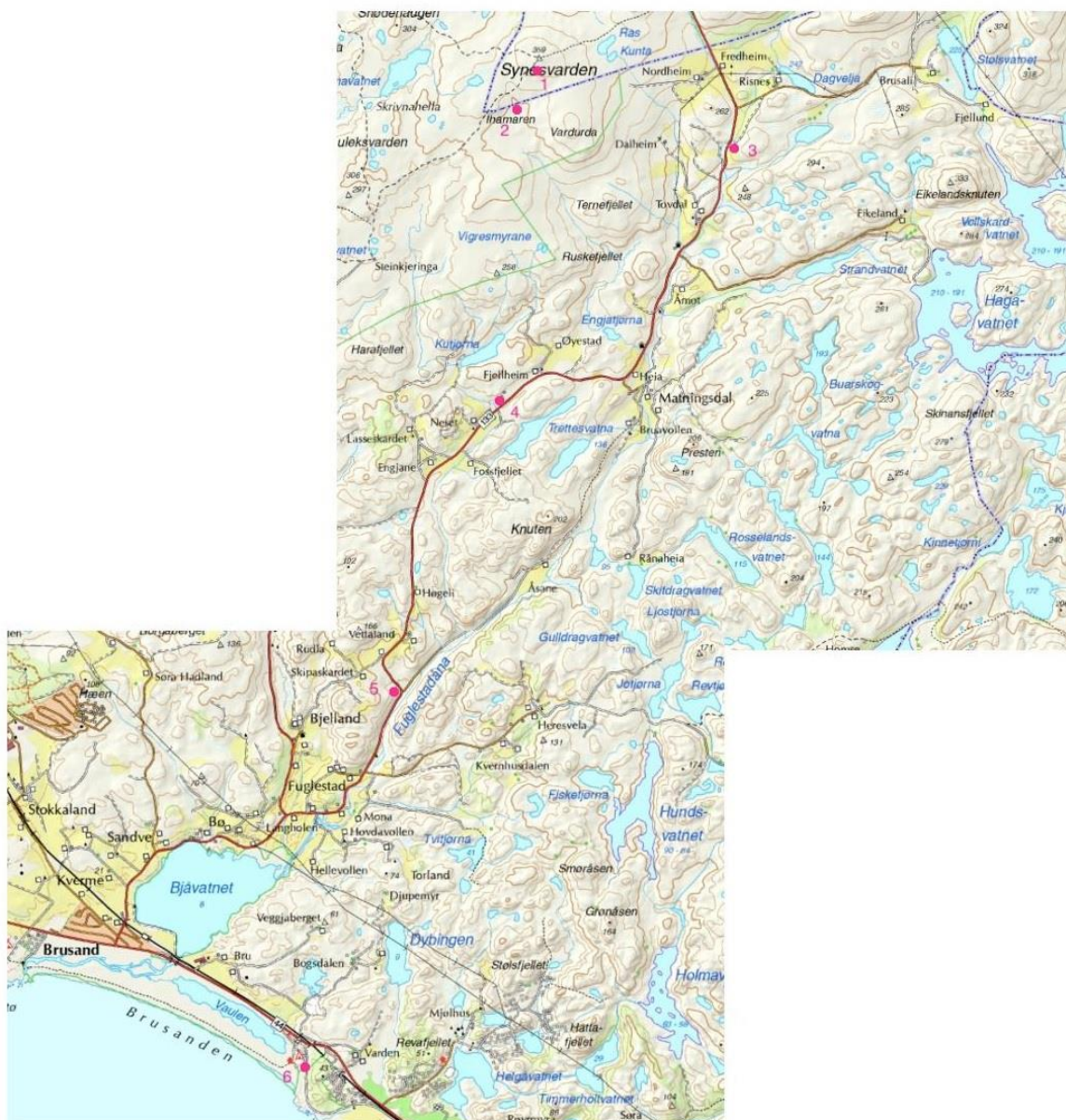
Lokalitet	Nedbør (mm/år)	Høyde over havet
Bjerkreim	2358	70
Brusand	1270	55
Fitjar	1685	20
Fusa	2070	20
Jørpeland	1605	25
Lista	1147	14
Sandnes	1545	25
Sokndal	1675	15
Valen	2515	13
Varhaug	1270	55

Vedlegg A.3: Kart over lokaliteter

Figur A.3.1-A.3.9 viser utsnitt av kart fra hver lokalitet. På hvert kart er alle prøvepunktene i høydegradienten markert. Kartene er utsnitt fra ut.no.



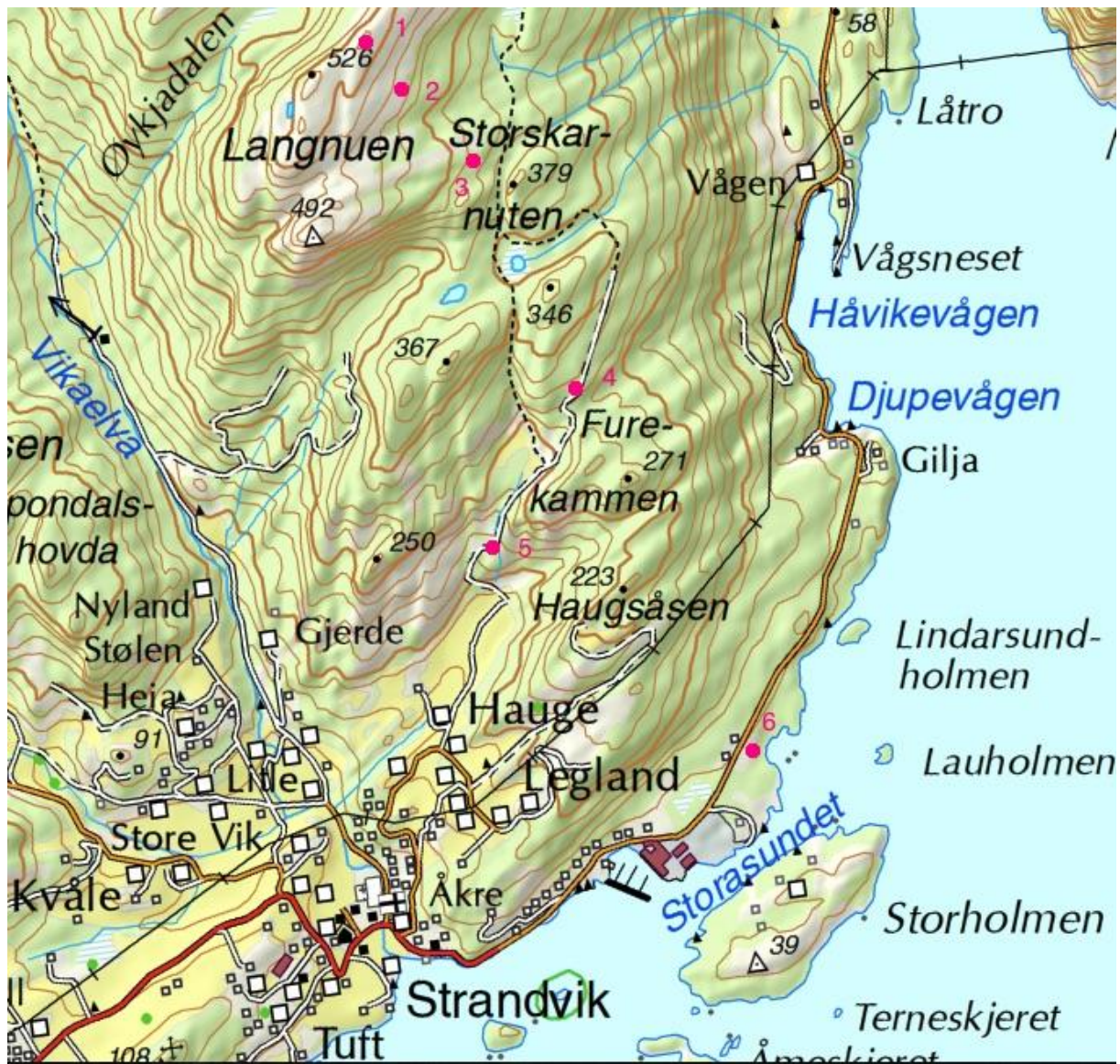
Figur A.3.1: Kart over prøvepunktene ved Bjerkreim. Punktet BJ-6 er ikke markert på kartet da det ikke er presentert i Helland (1999).



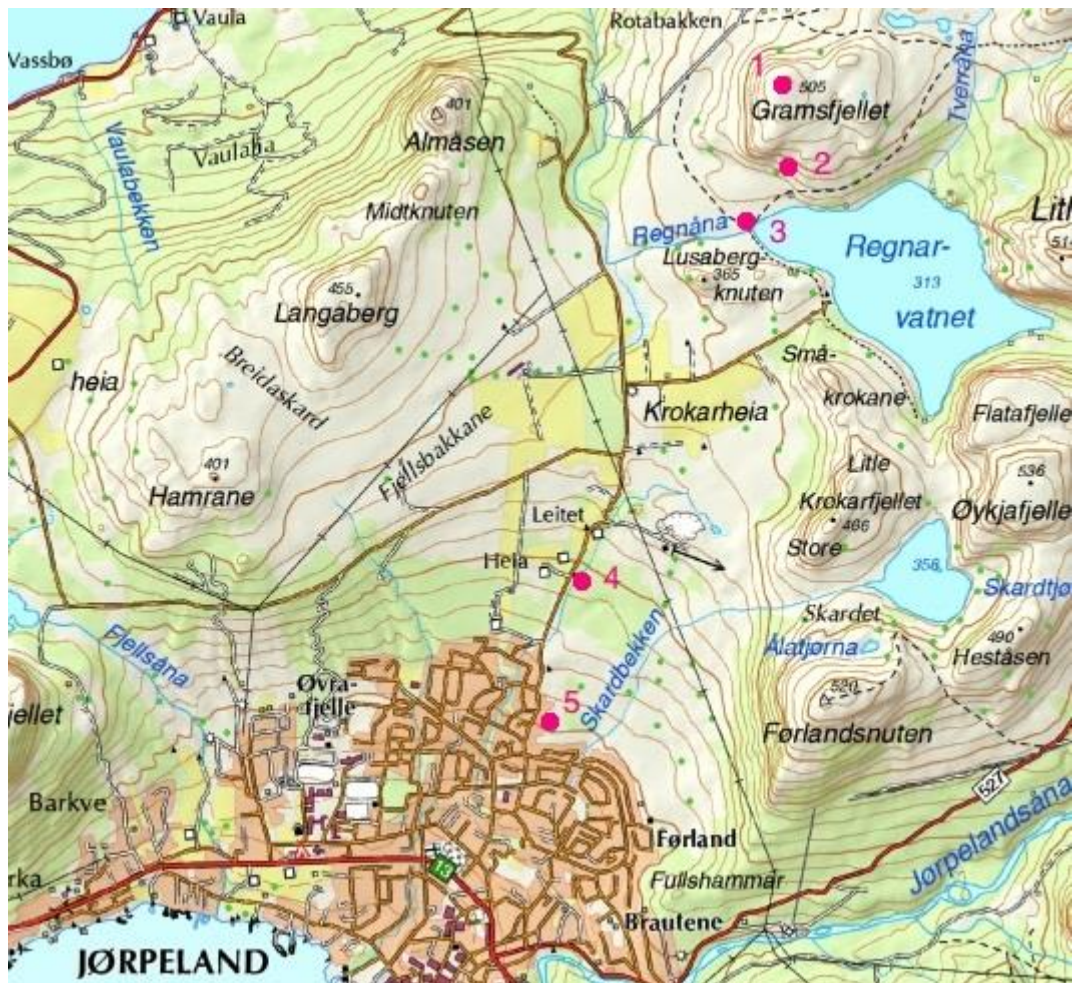
Figur A.3.2: Kart over prøvepunktene ved Brusand.



Figur A.3.3: Kart over prøvepunktene ved Fitjar.



Figur A.3.4: Kart over prøvepunktene ved Fusa.



Figur A.3.5: Kart over prøvepunkter ved Jørpeland.



Figur A.3.6: Kart over prøvepunkter ved Lista.



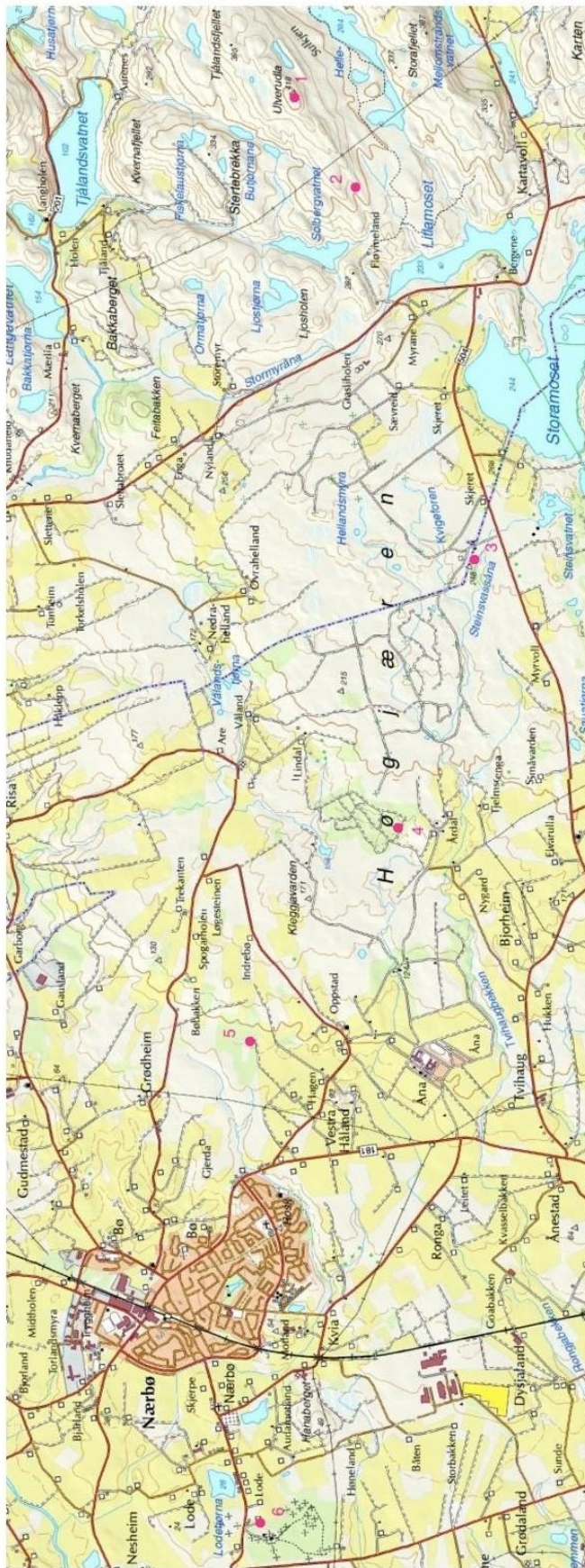
Figur A.3.7: Kart over prøvepunkter ved Sandnes.



Figur A.3.8: Kart over prøvepunkter ved Sokndal.



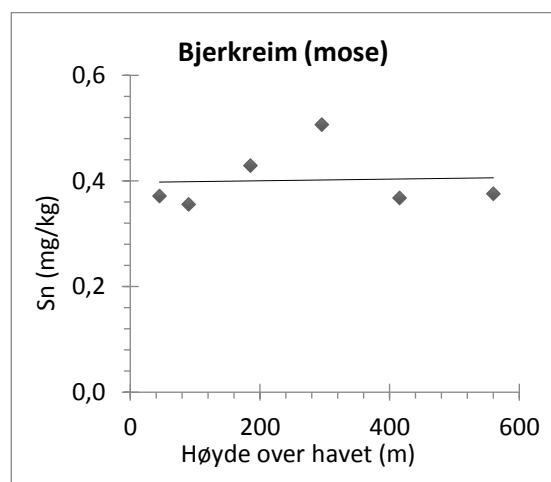
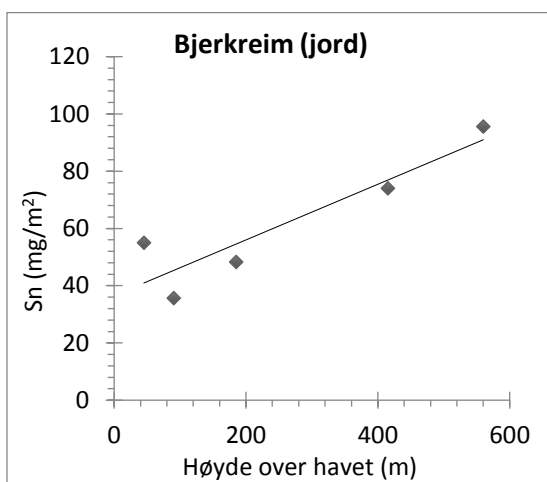
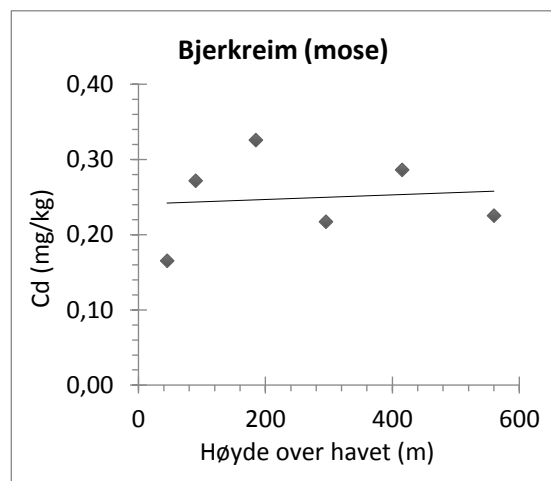
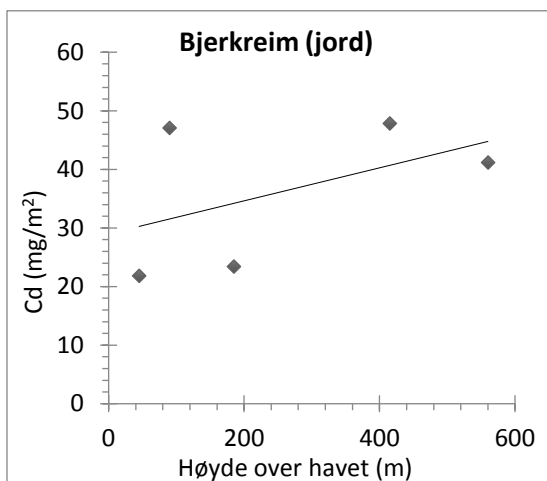
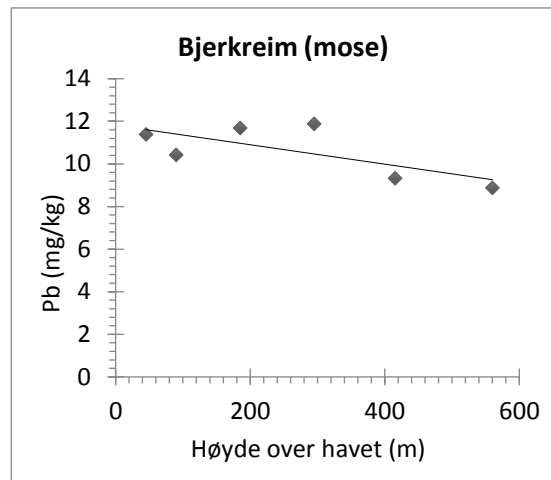
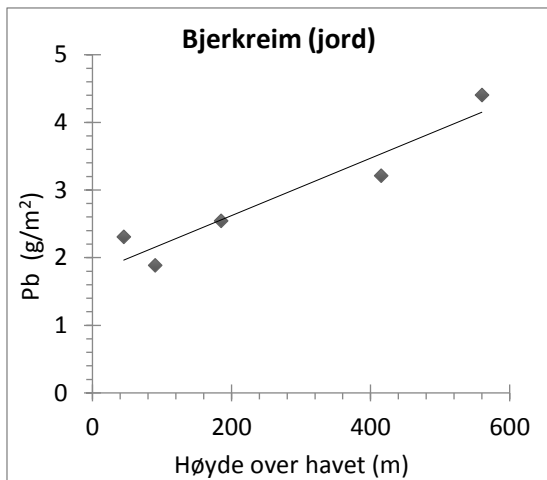
Figur A.3.9: Kart over prøvepunkter ved Valen.

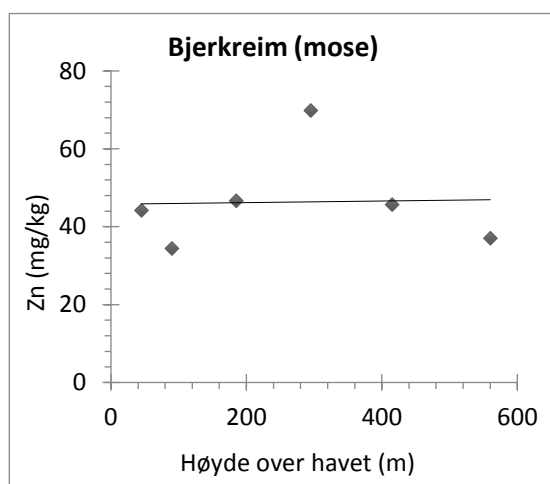
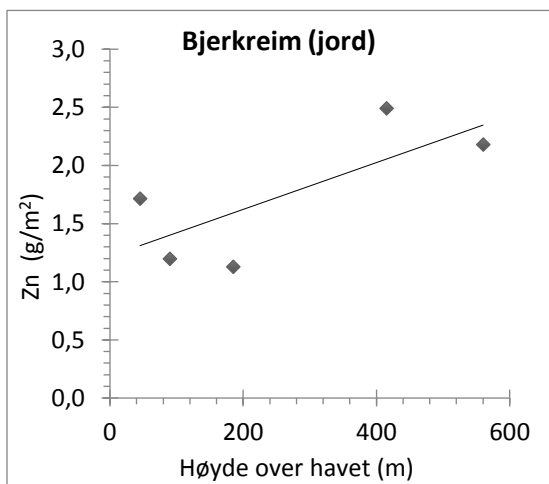
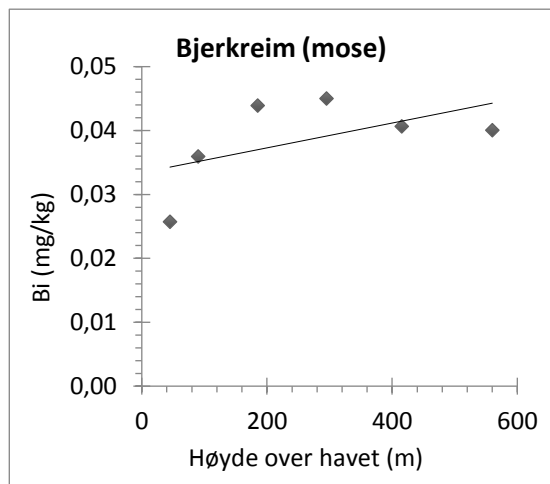
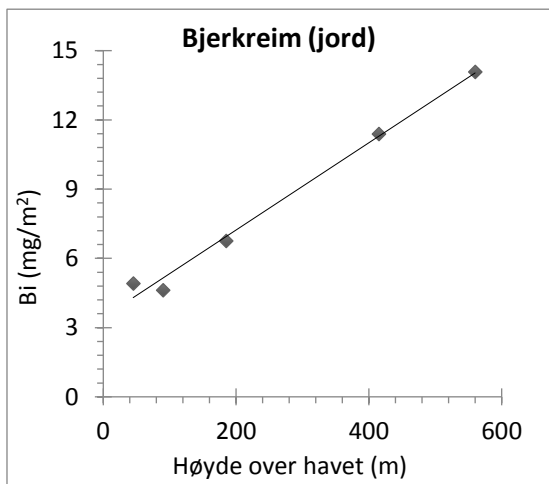
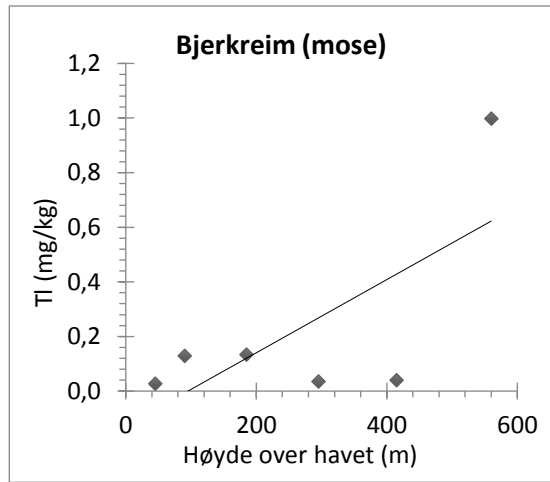
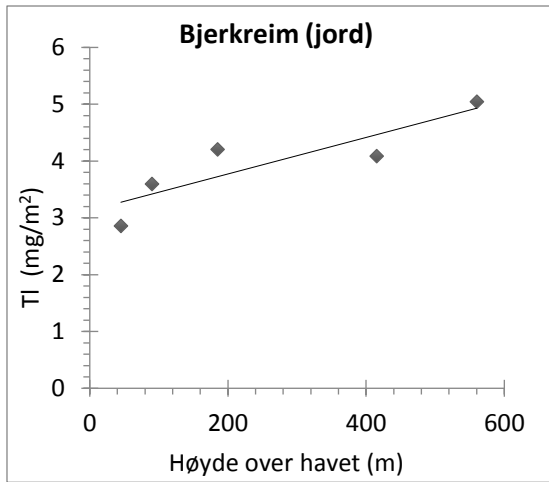


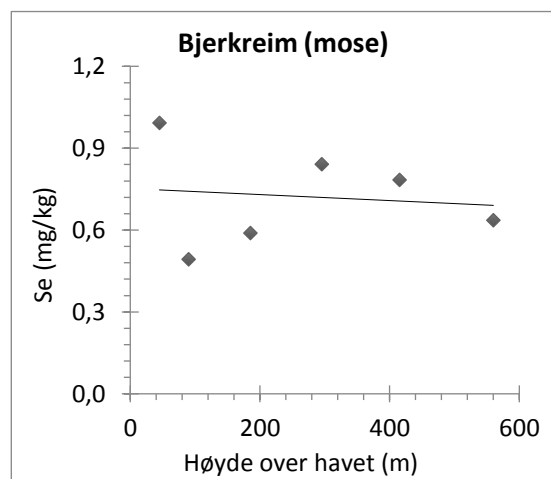
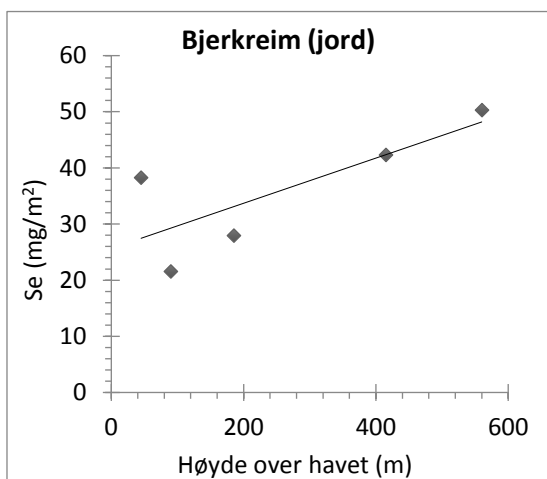
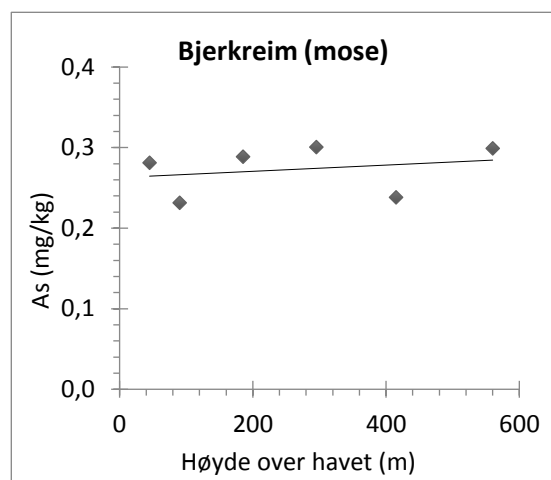
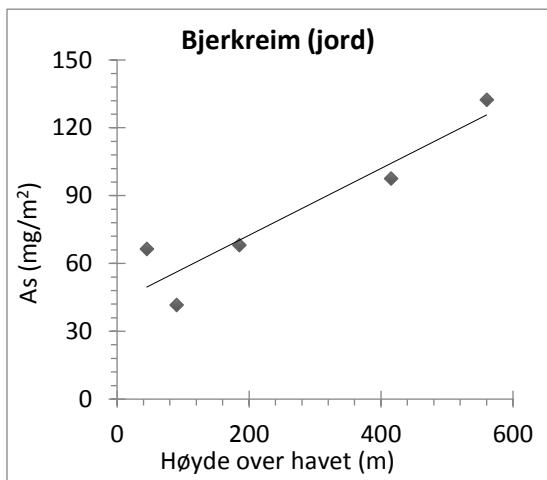
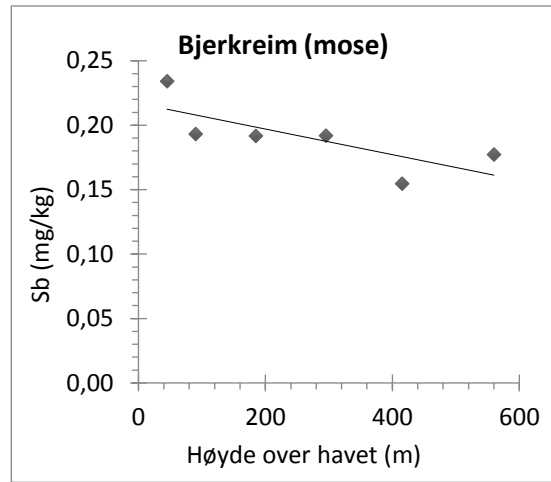
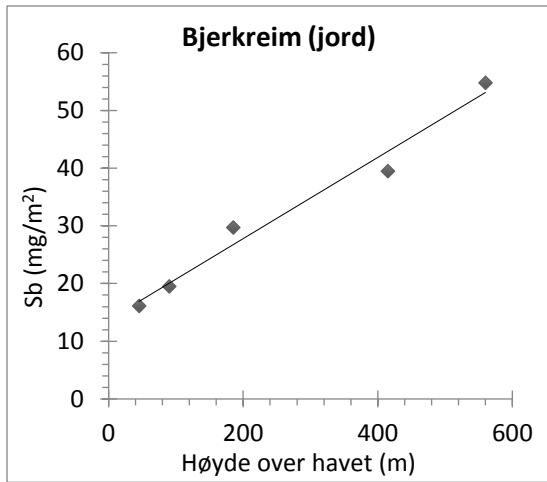
Figur A.3.10: Kart over prøvepunkter ved Varhaug.

Vedlegg B: Grafisk fremstilling

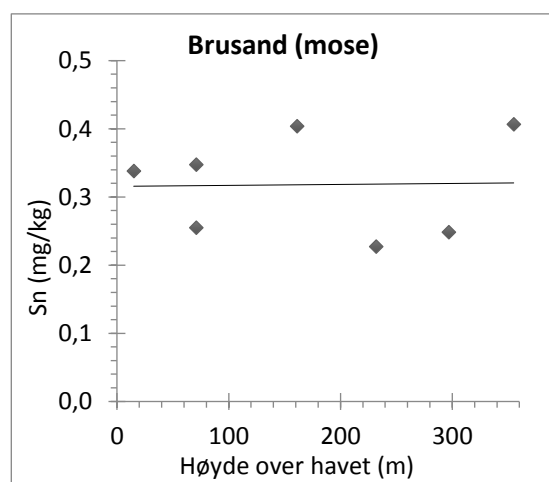
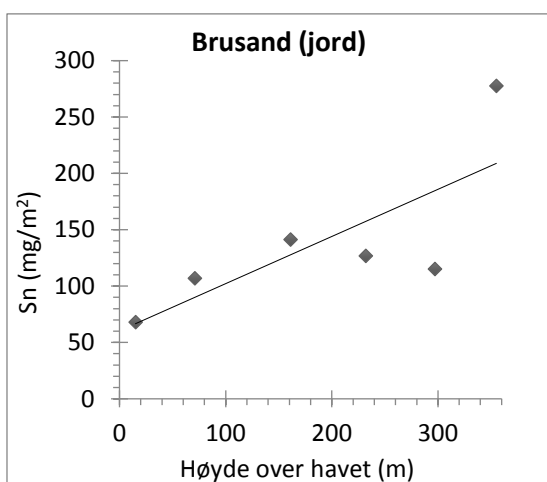
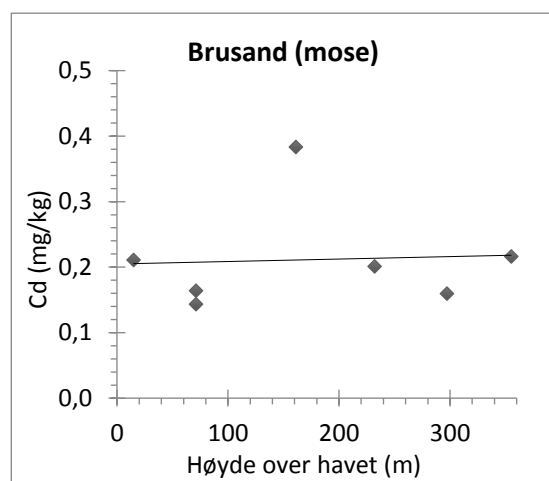
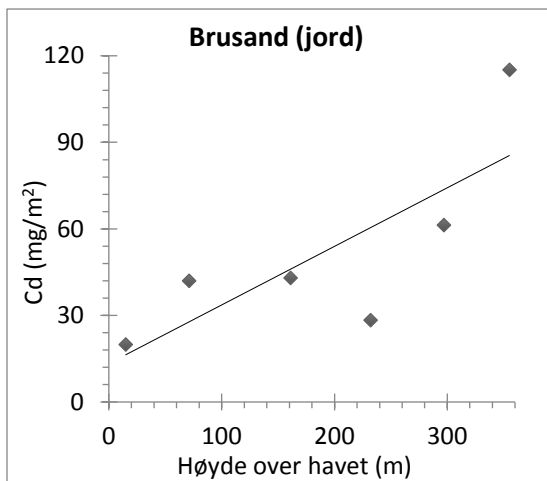
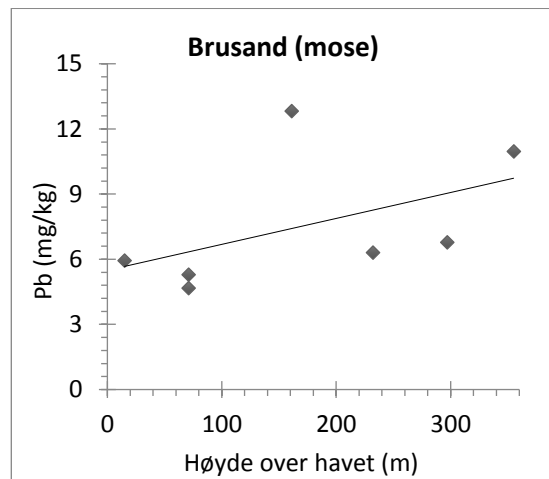
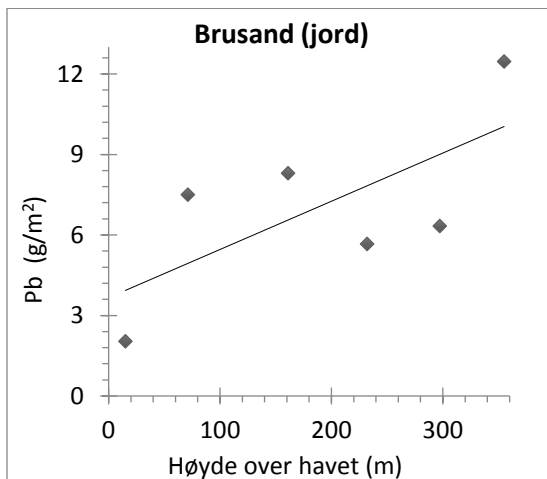
Vedlegg B.1: Bjerkreim

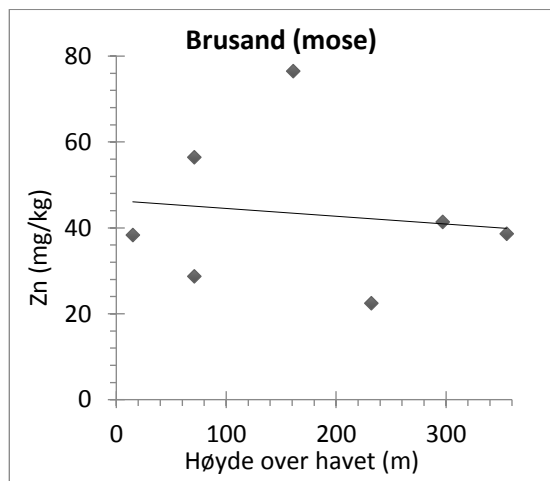
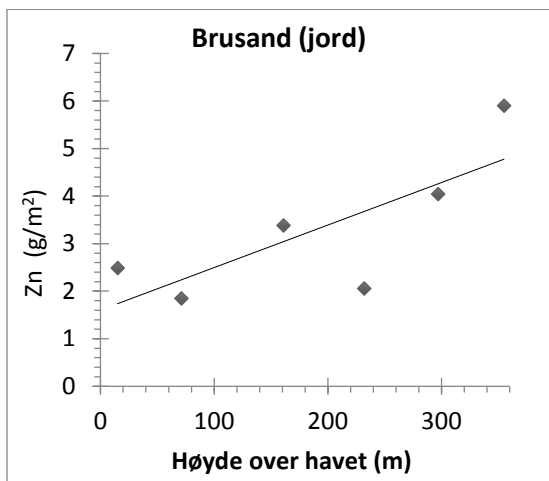
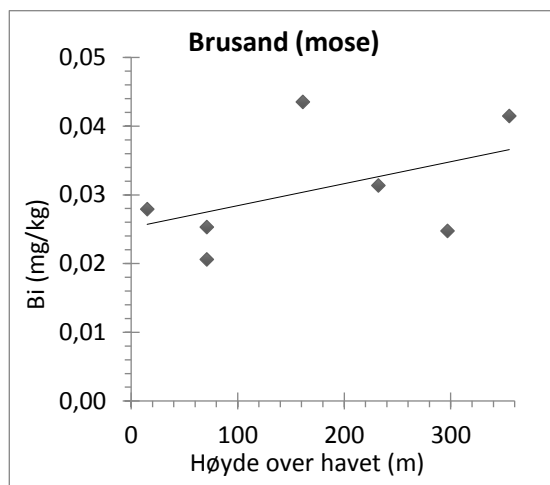
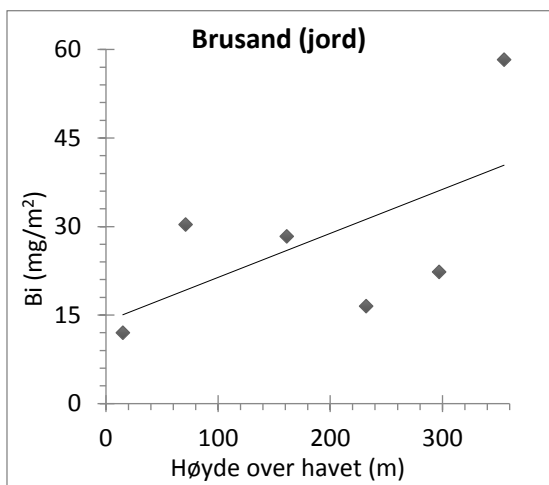
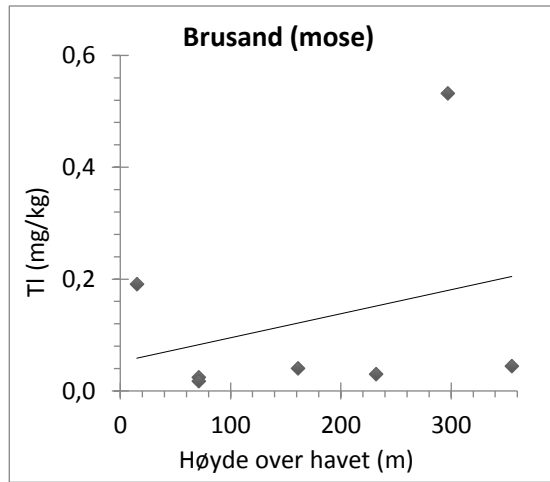
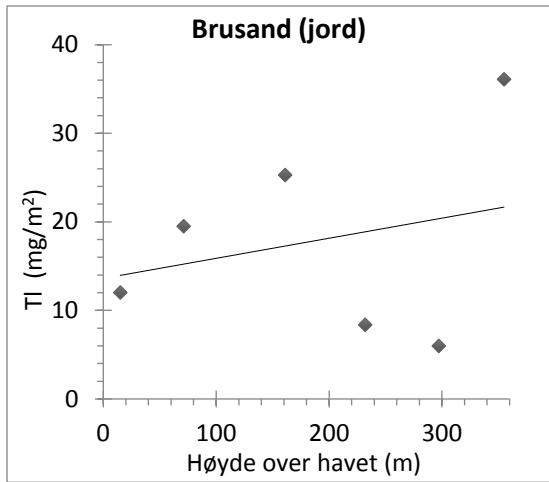


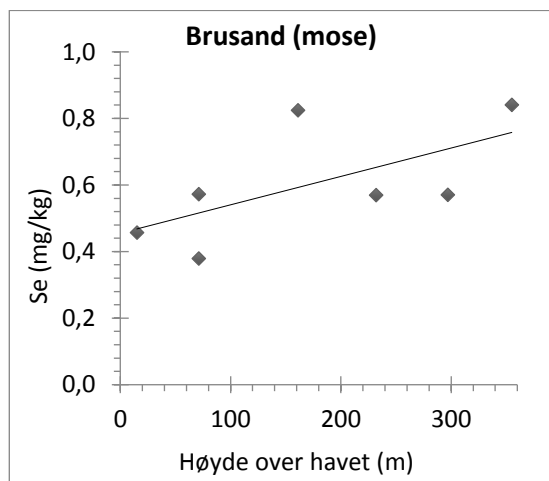
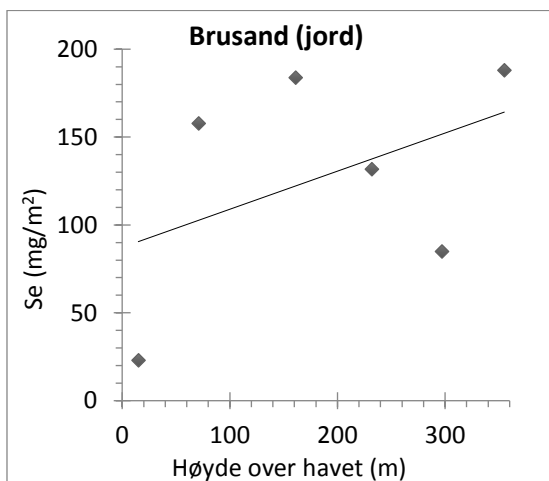
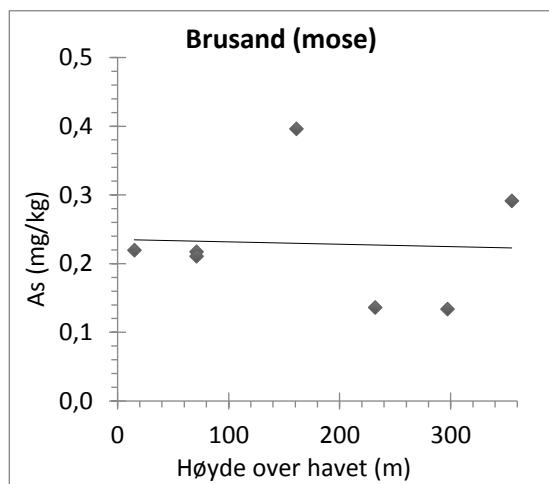
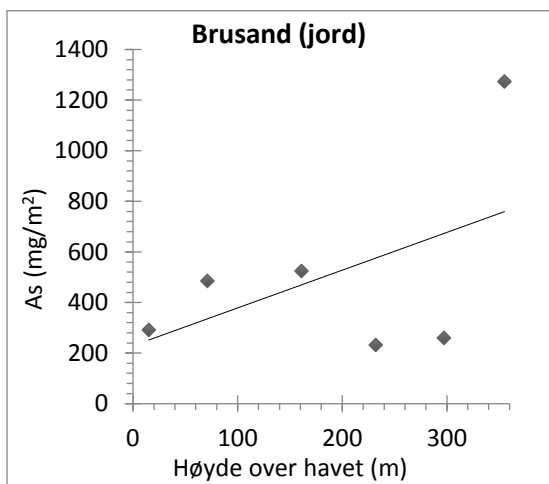
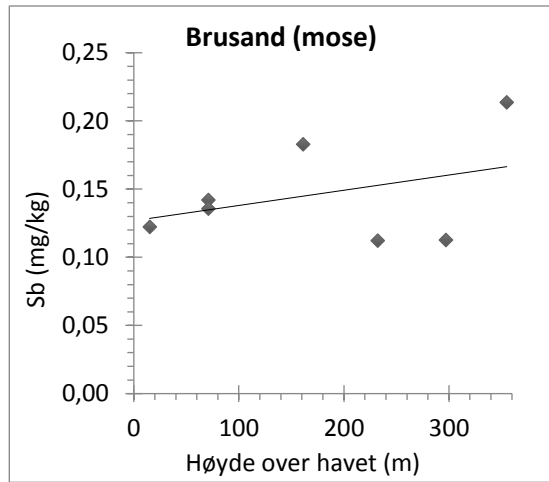
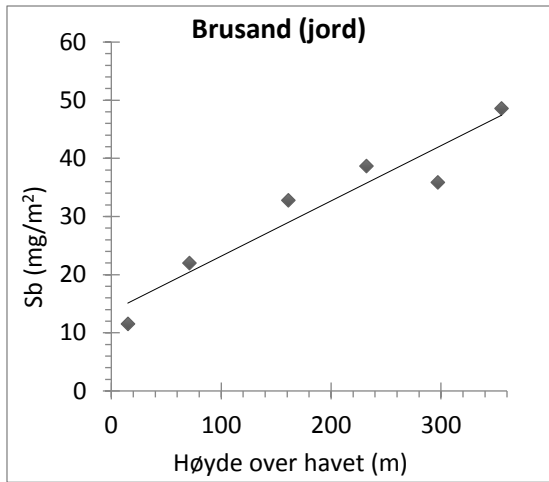




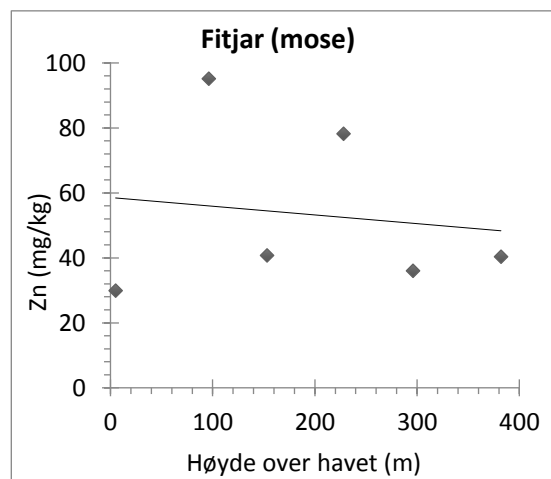
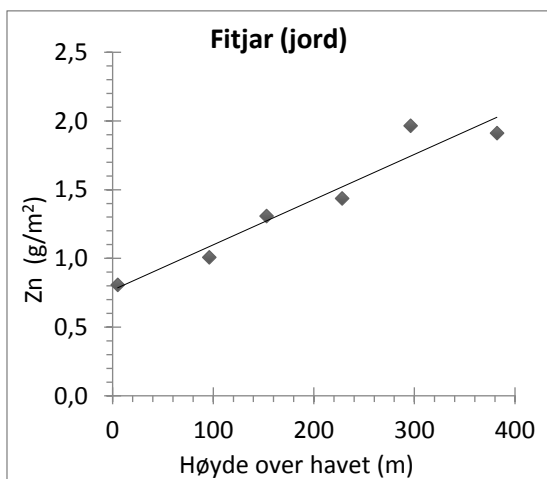
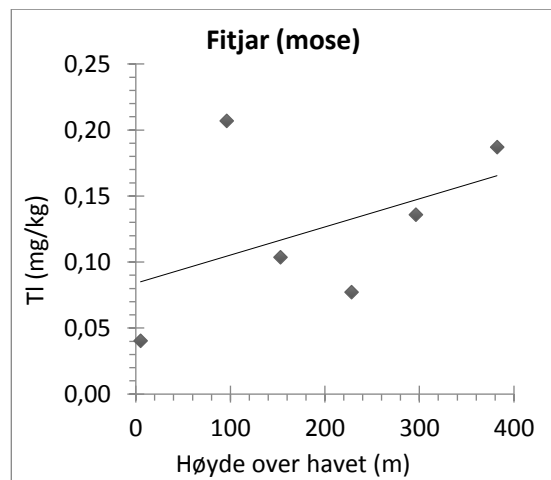
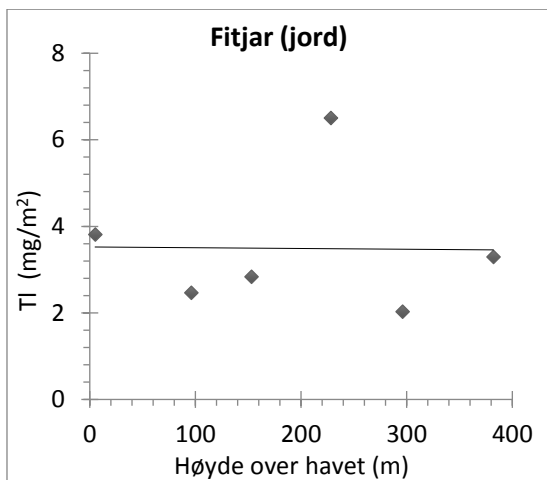
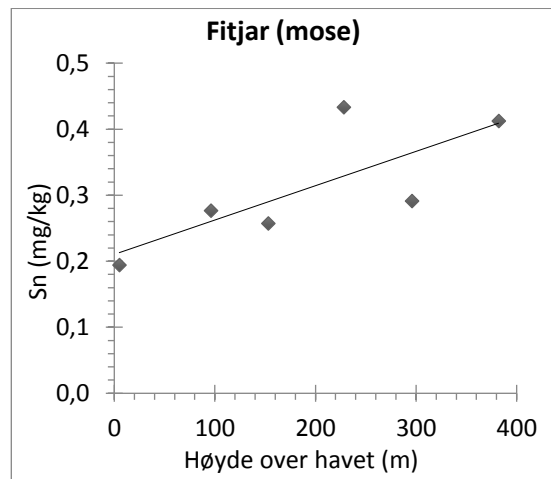
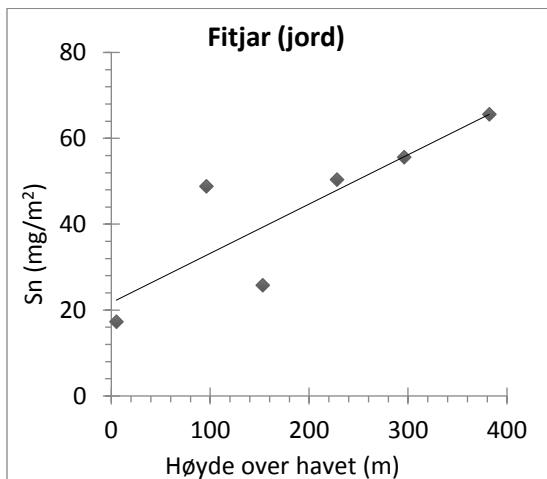
Vedlegg B.2: Brusand

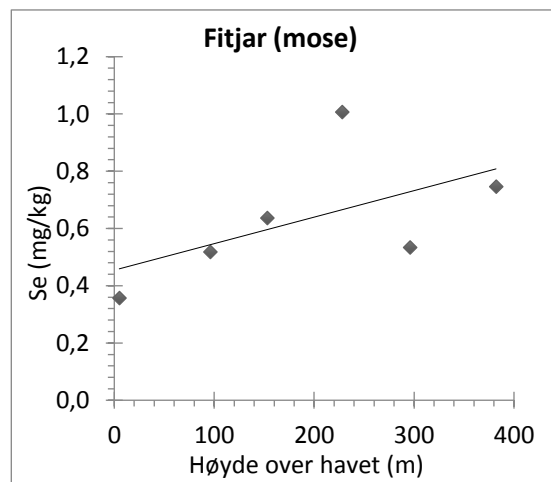
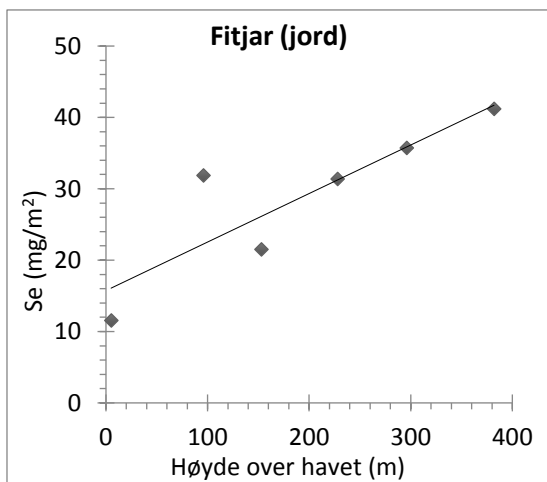
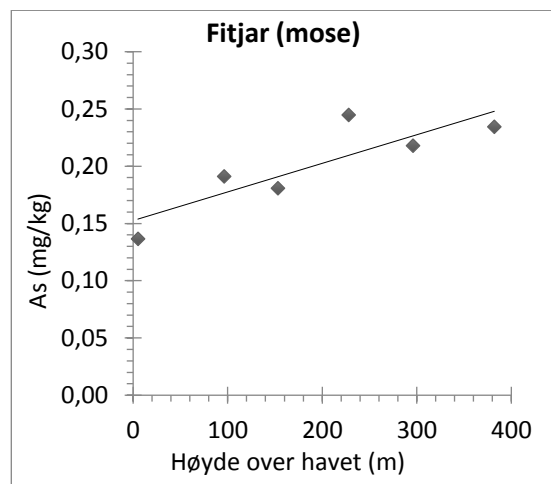
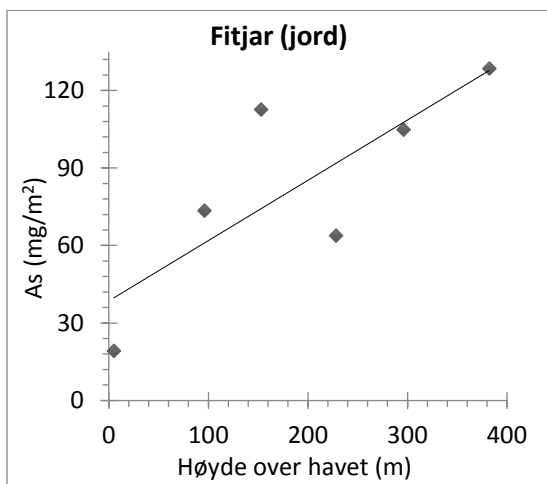
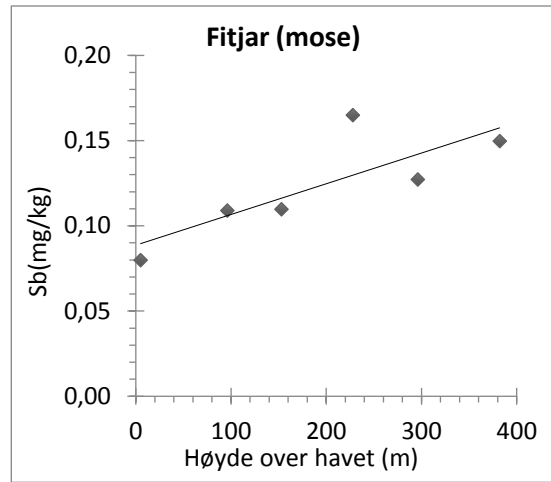
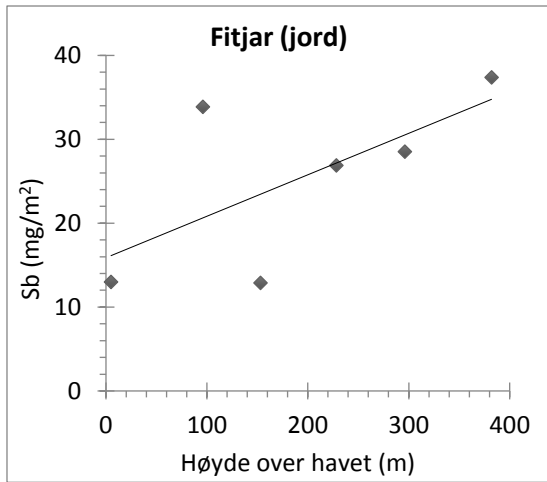




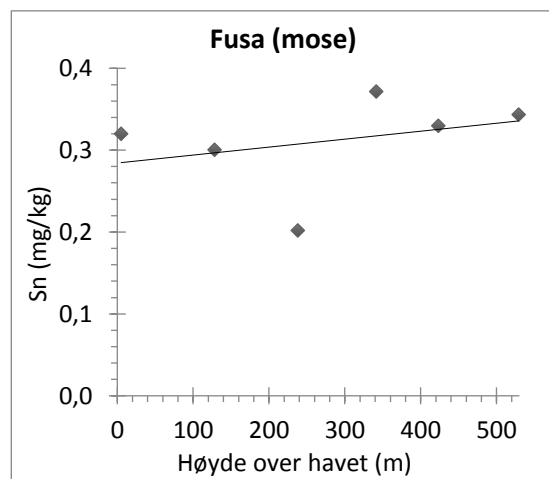
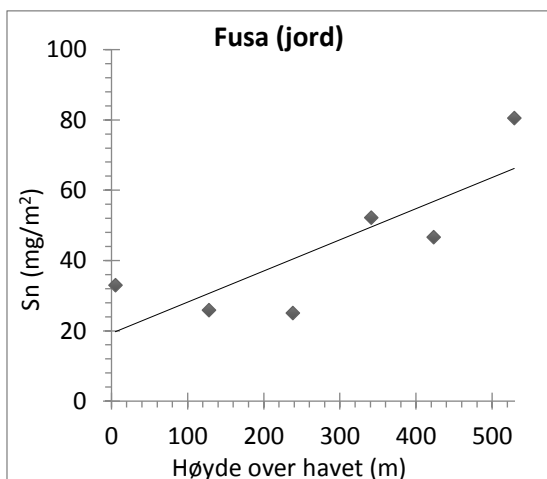
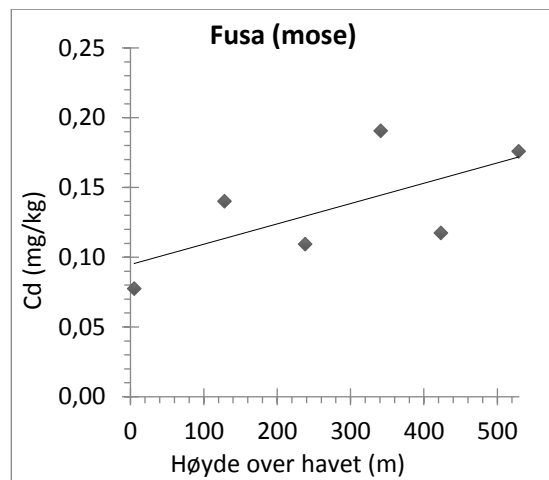
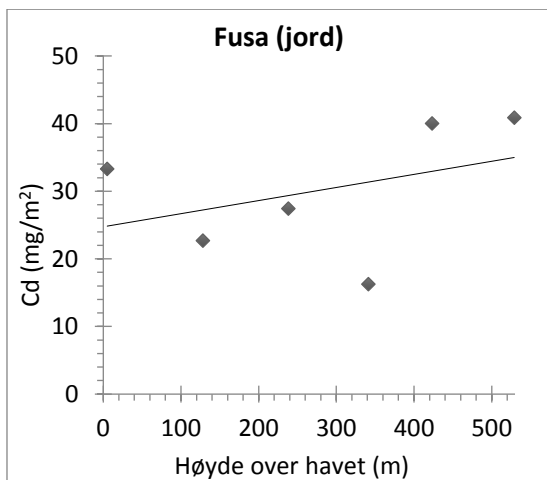
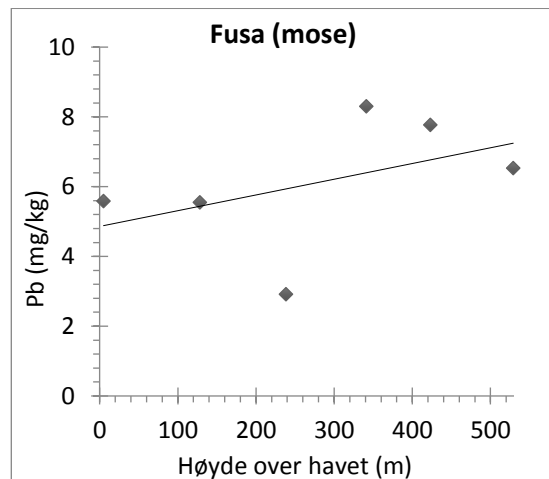
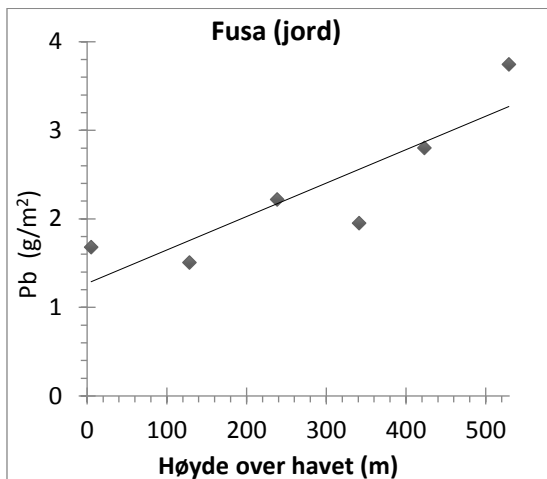


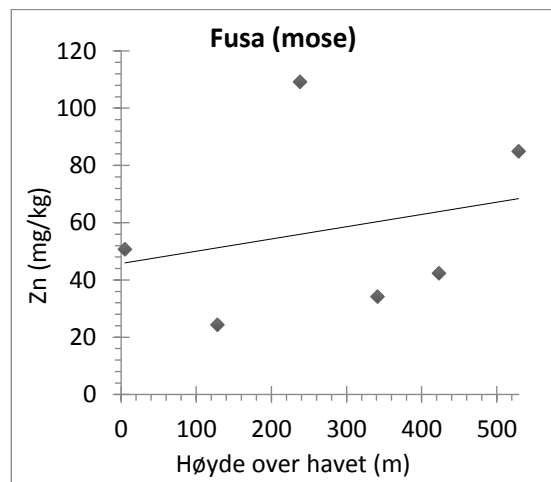
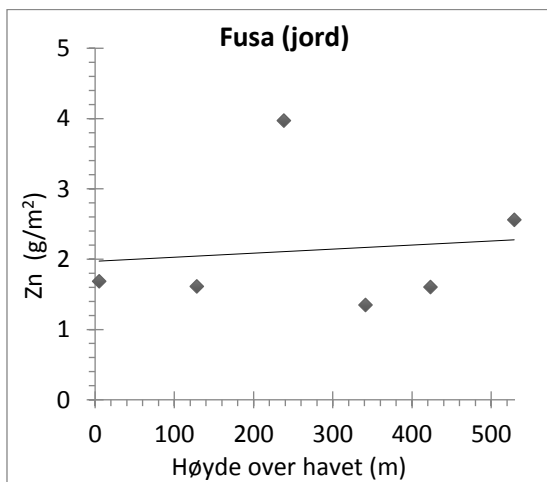
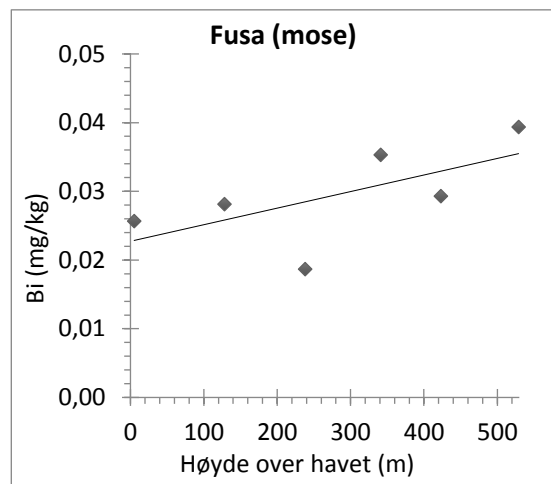
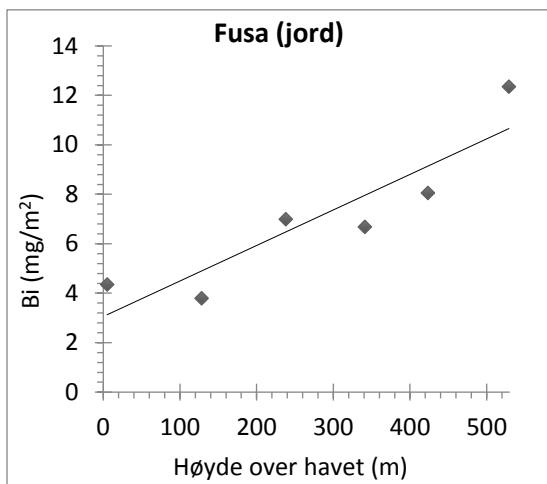
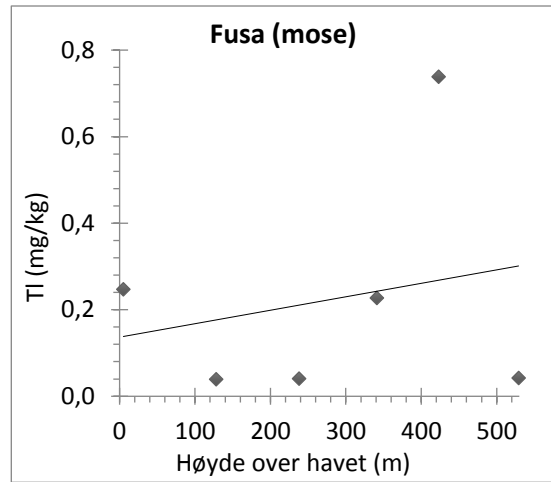
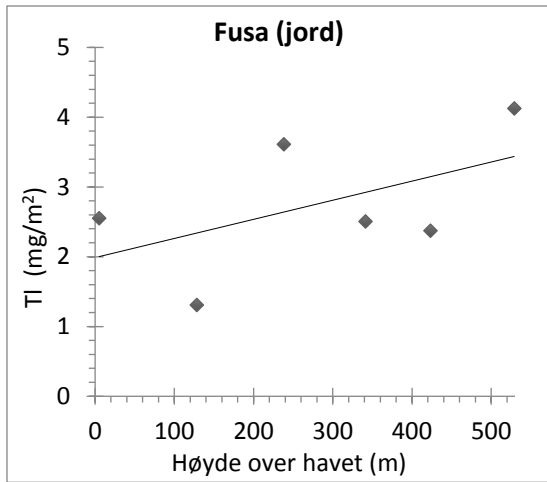
Vedlegg B.3: Fitjar

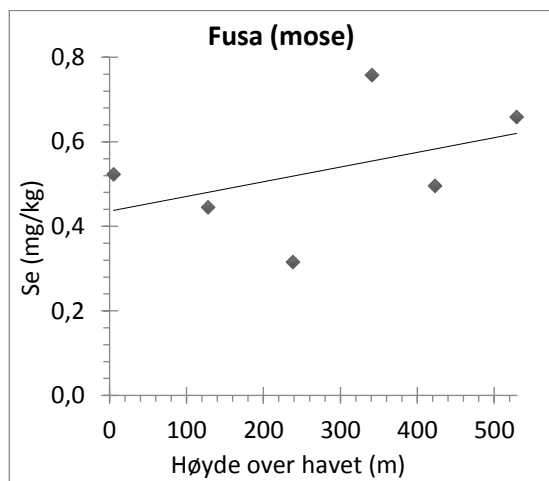
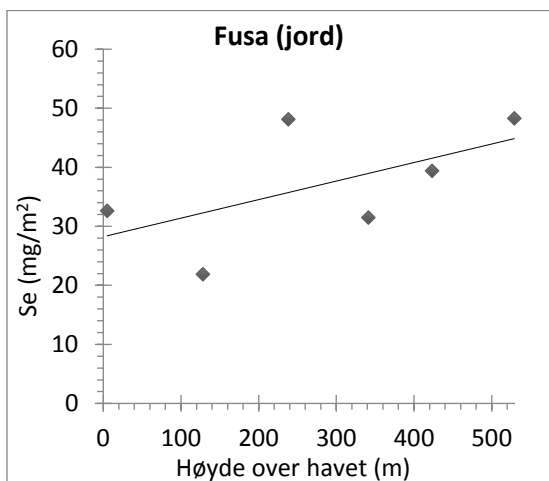
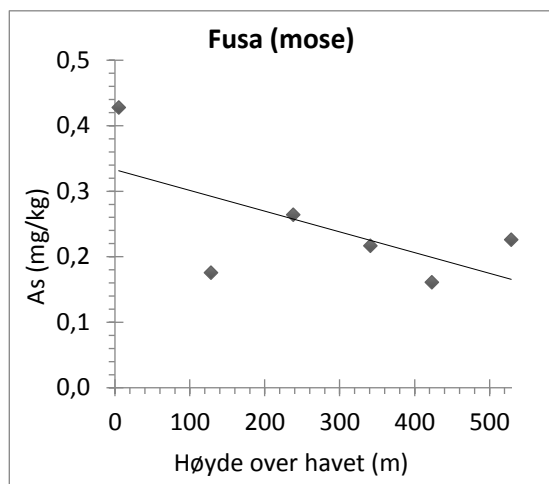
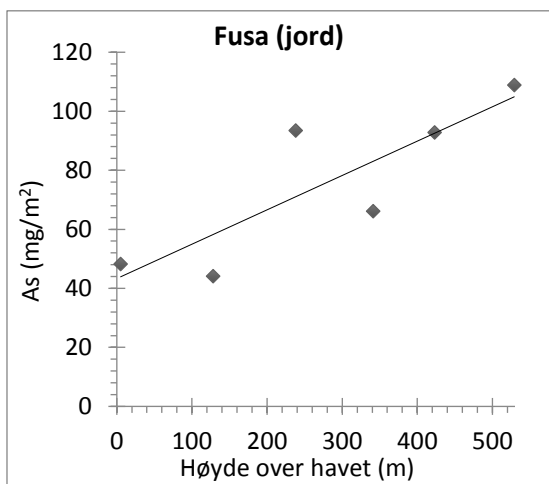
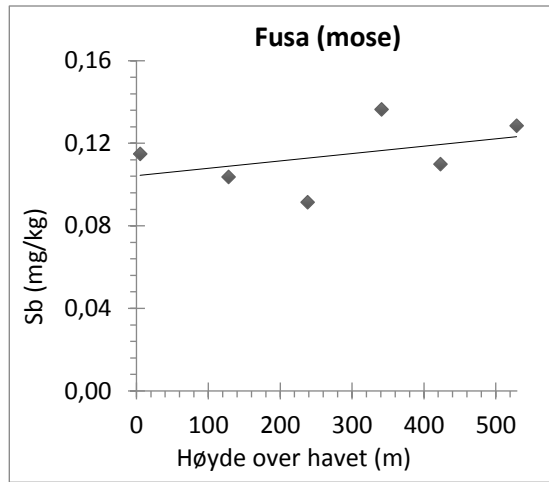
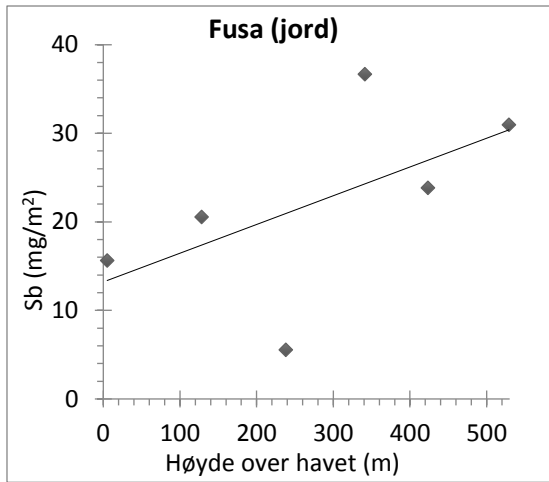




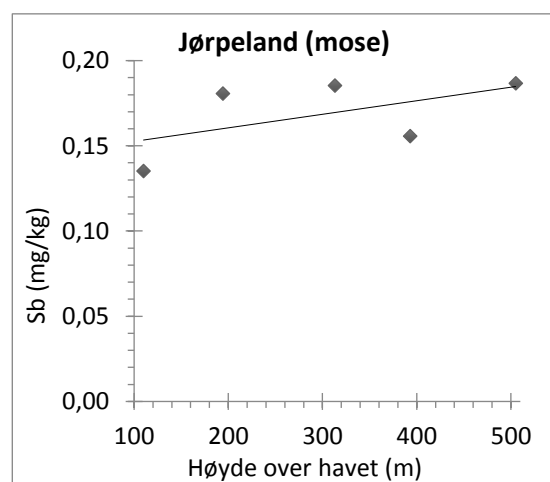
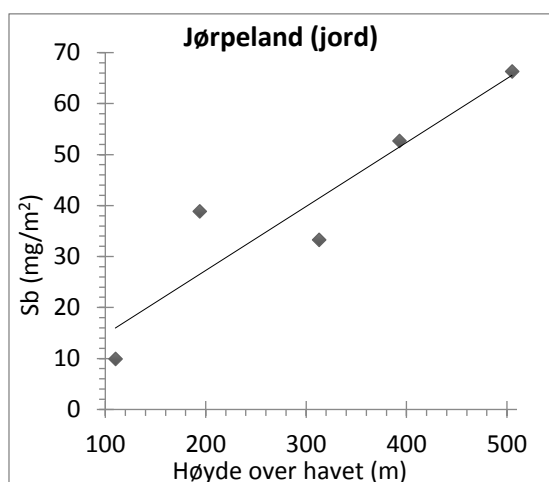
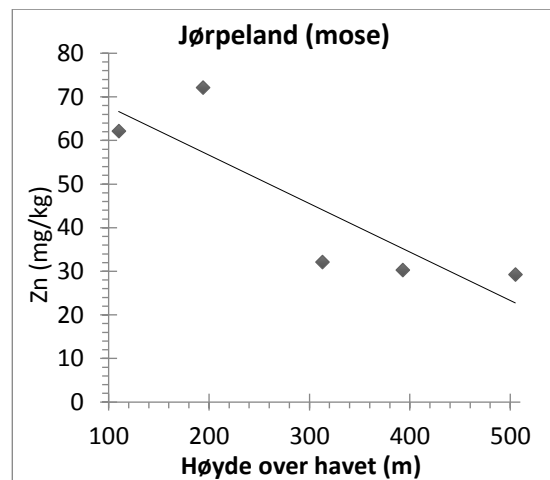
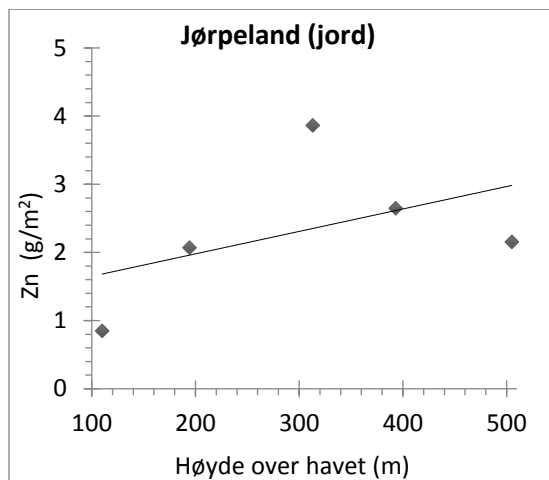
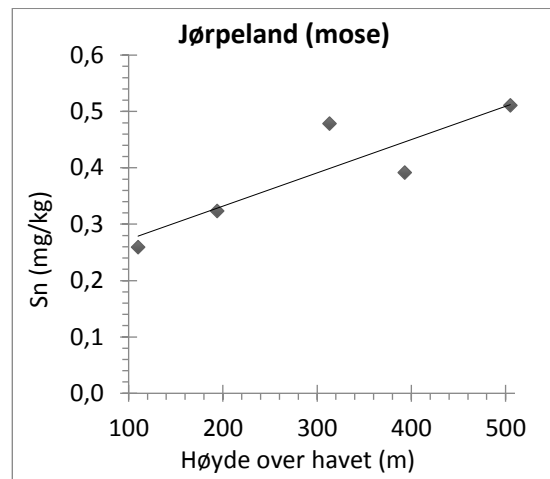
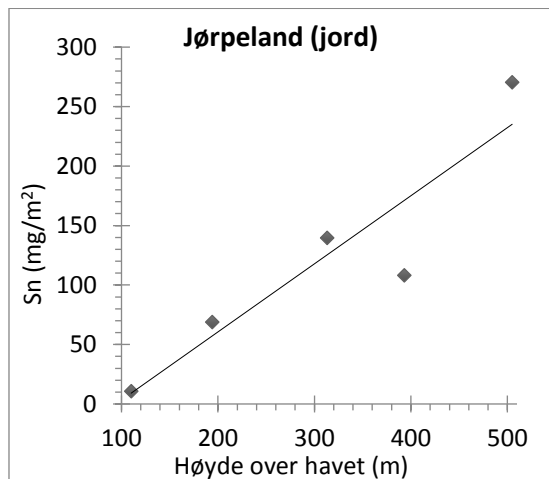
Vedlegg B.4: Fusa

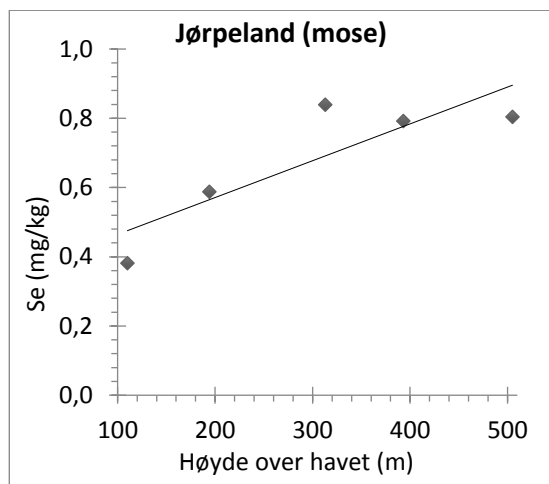
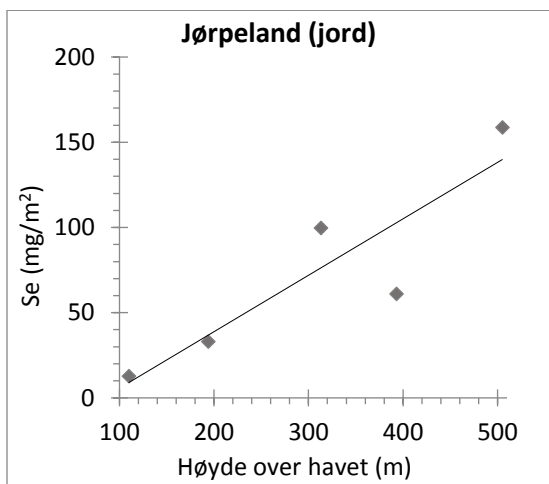
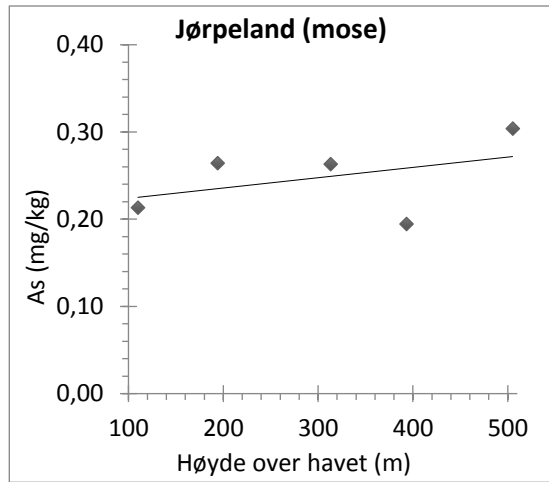
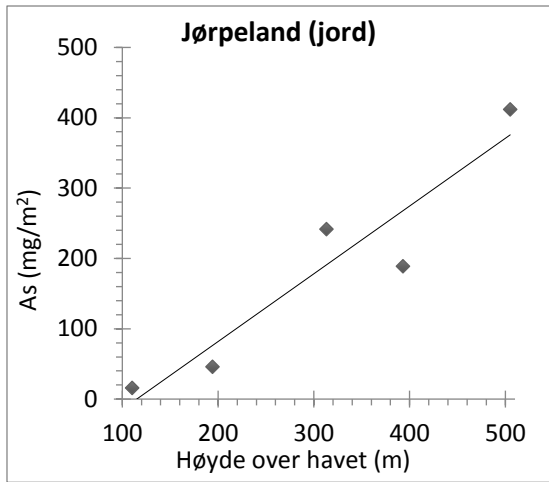




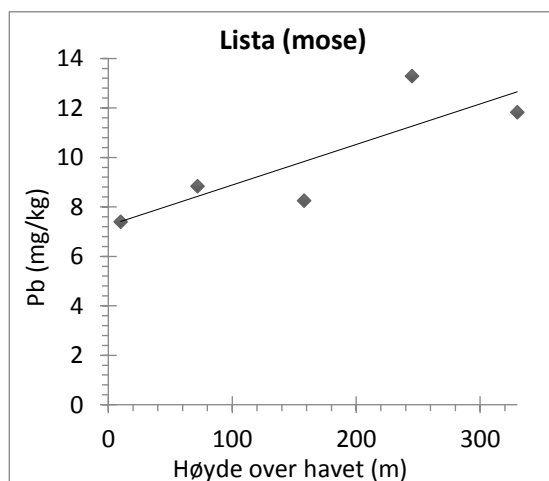
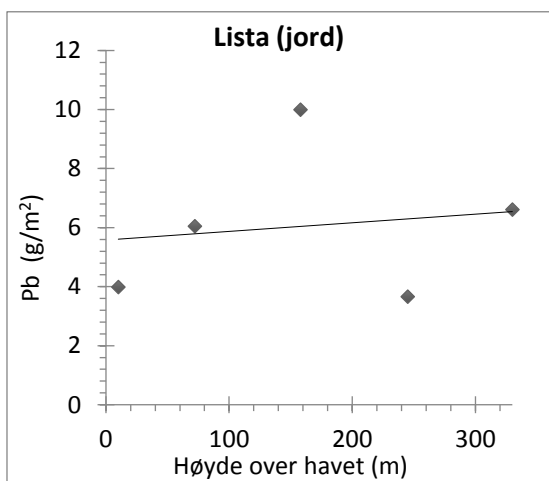


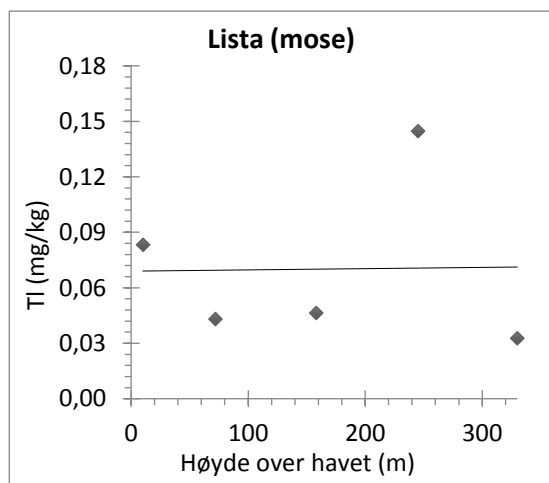
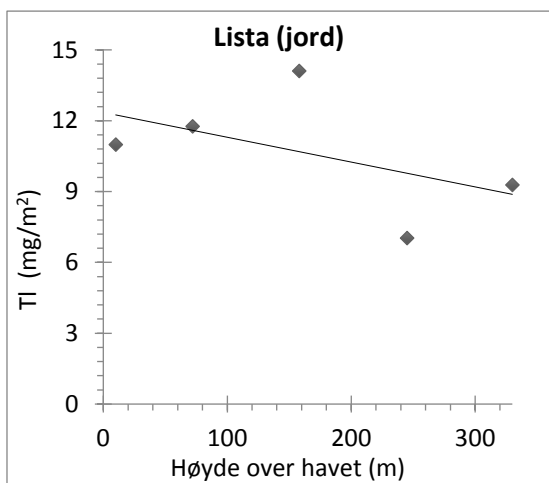
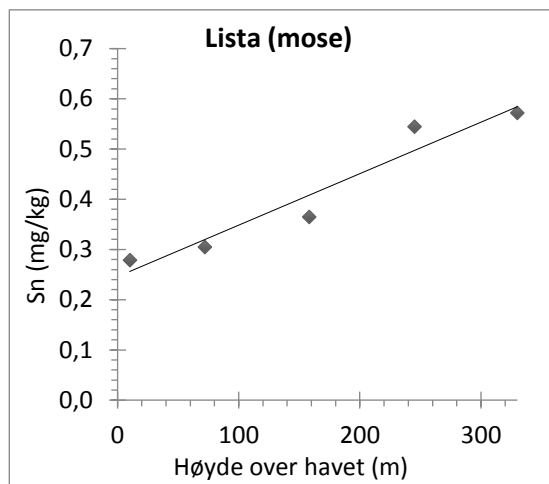
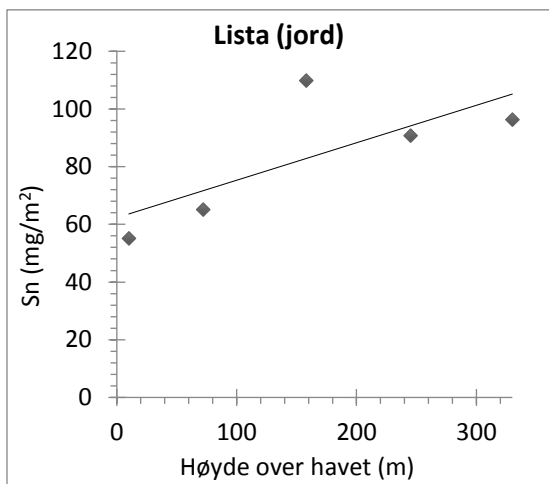
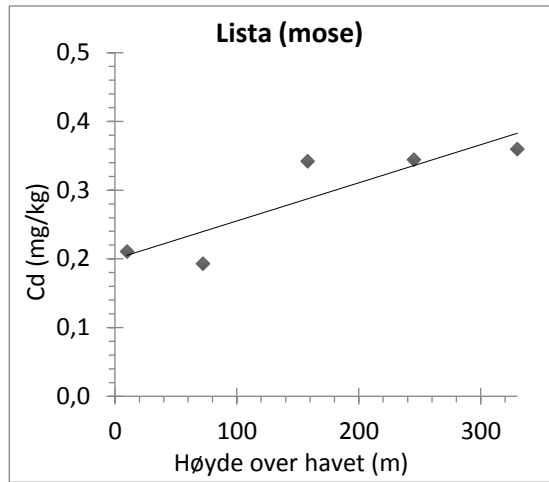
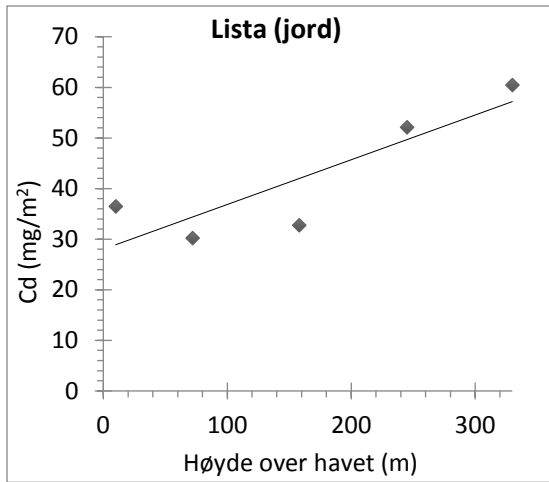
Vedlegg B.5: Jørpeland

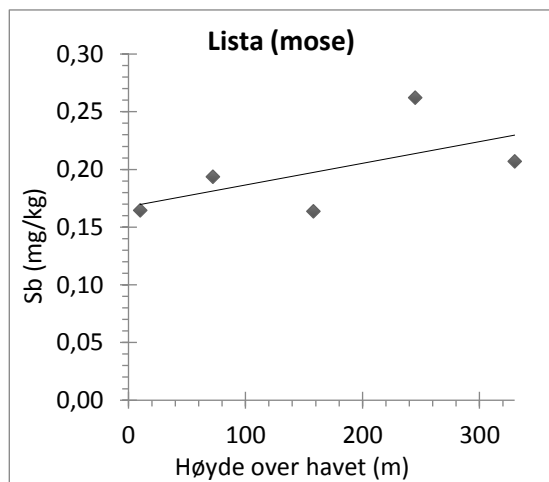
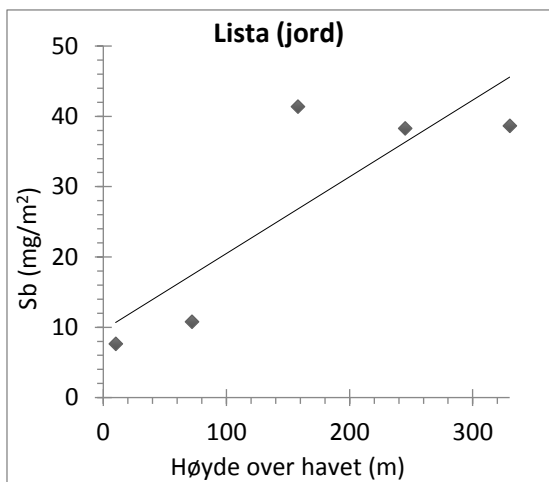
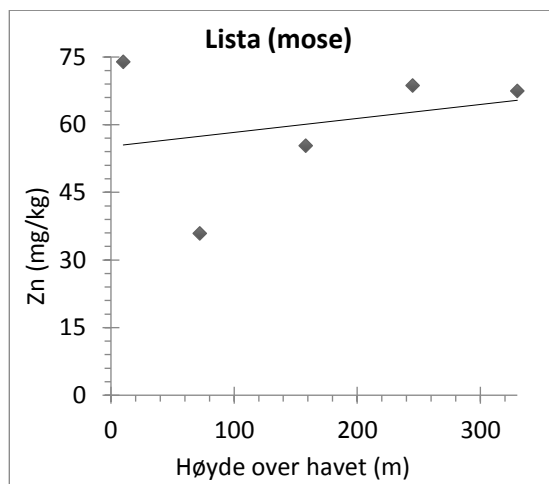
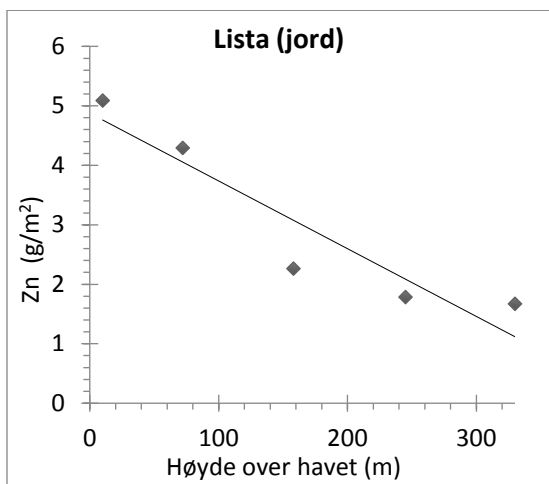
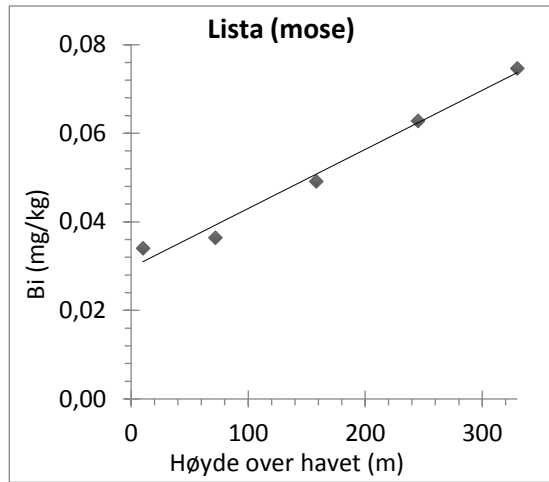
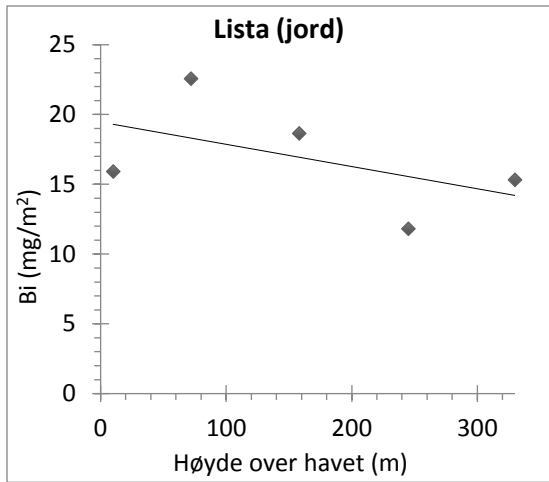


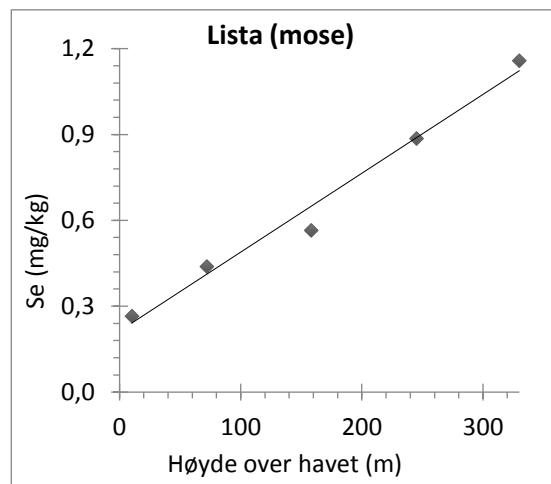
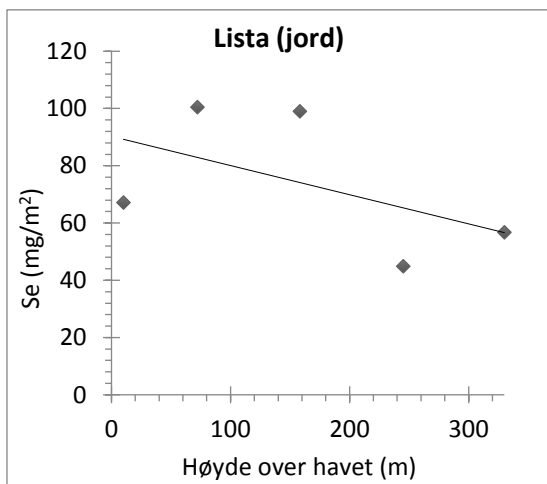
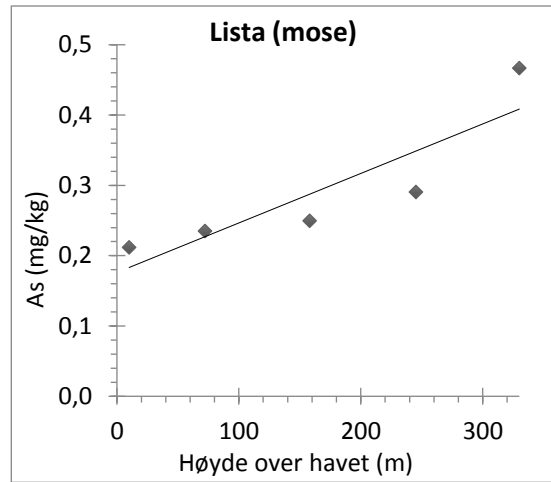
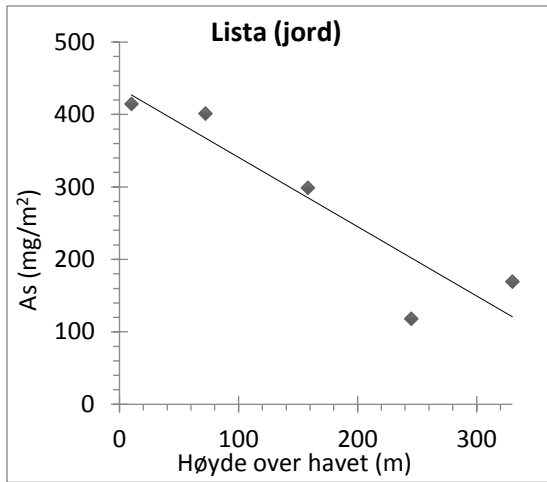


Vedlegg B.6: Lista

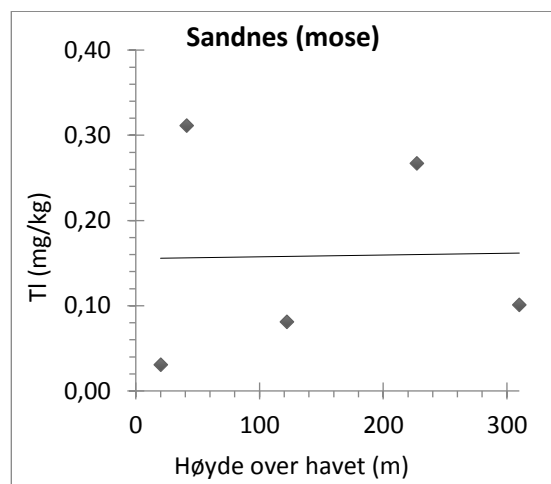
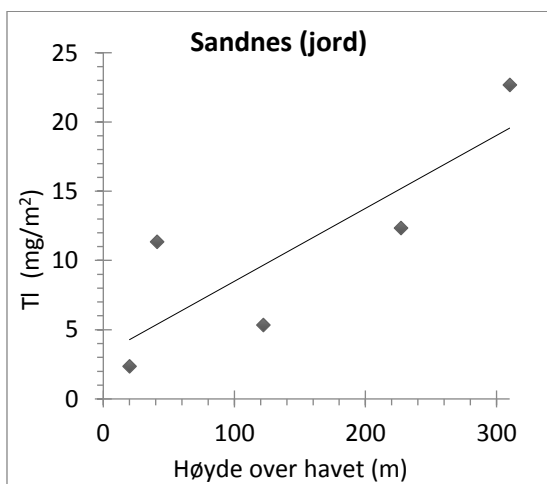


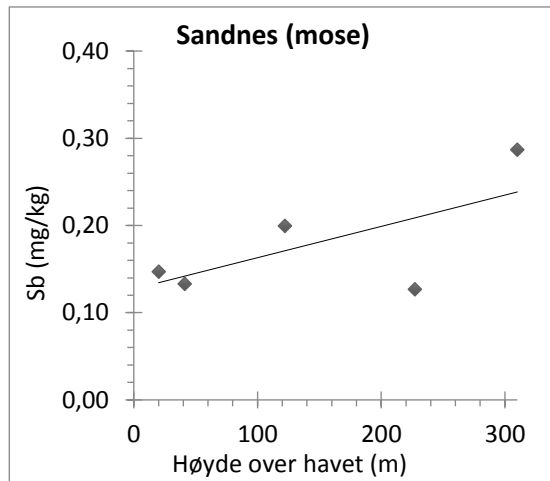
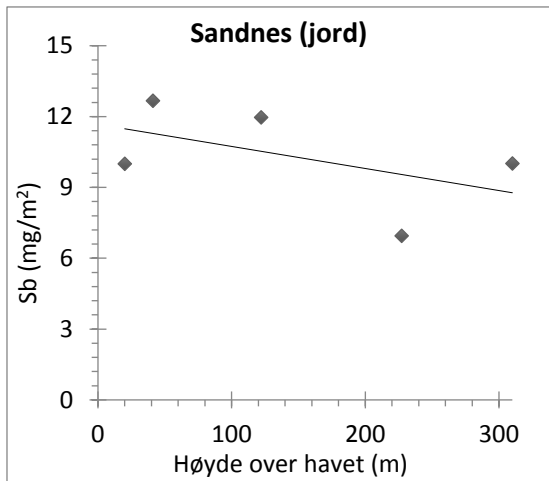
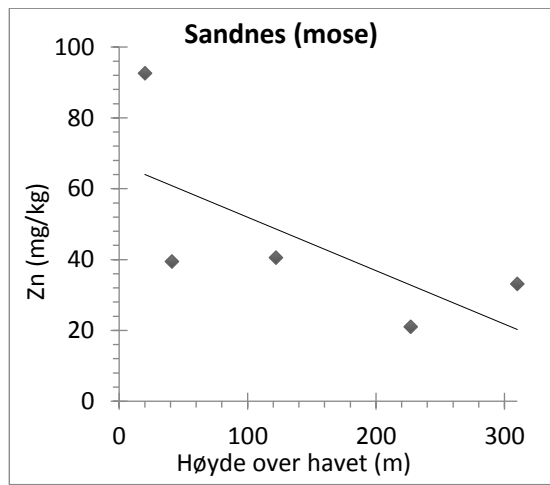
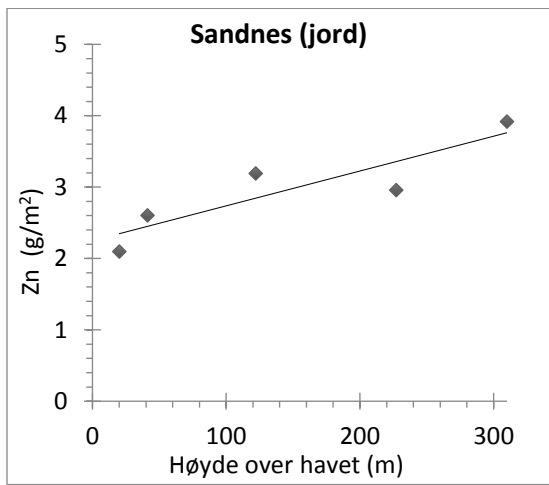
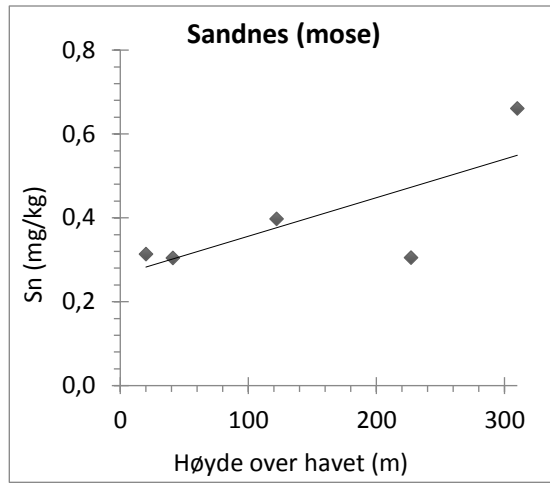
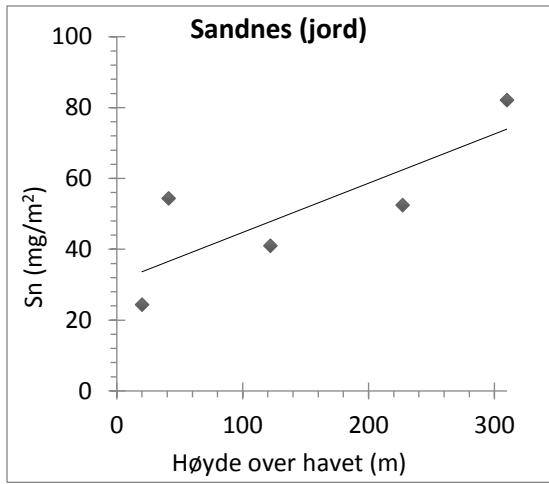


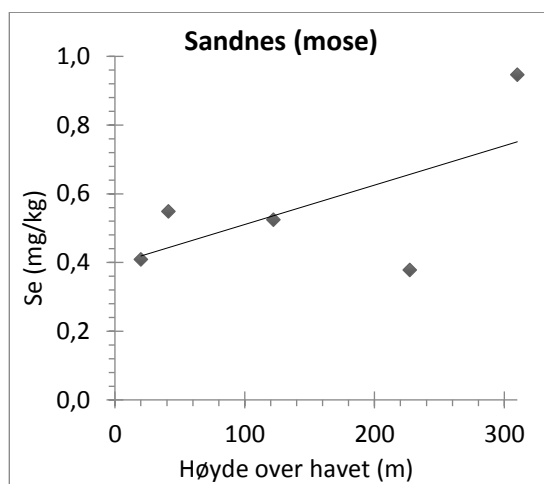
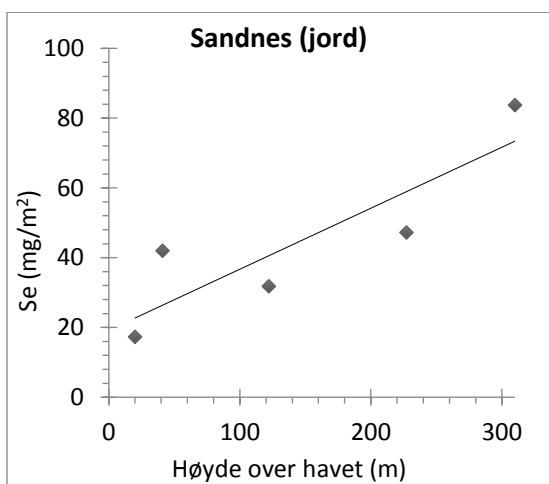
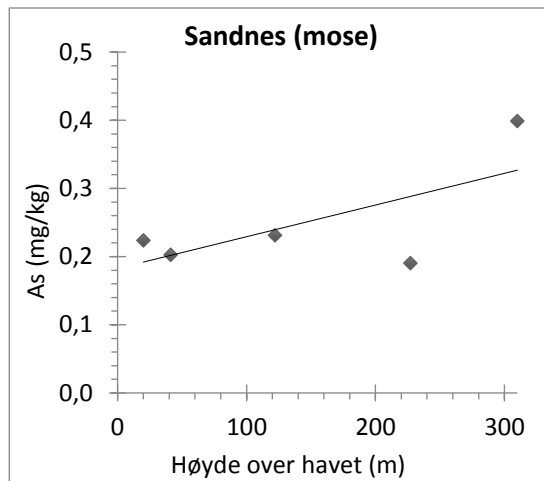
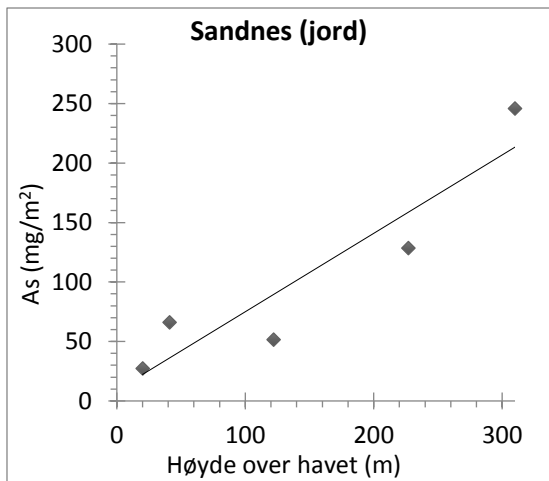




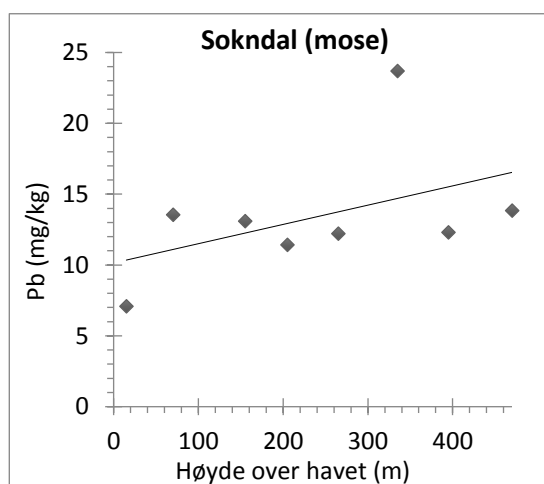
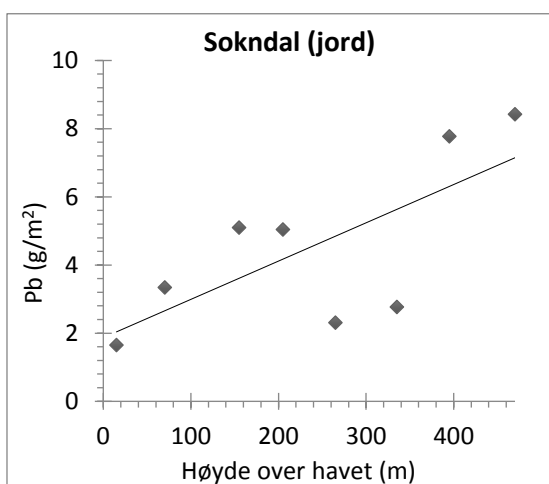
Vedlegg B.7 Sandnes

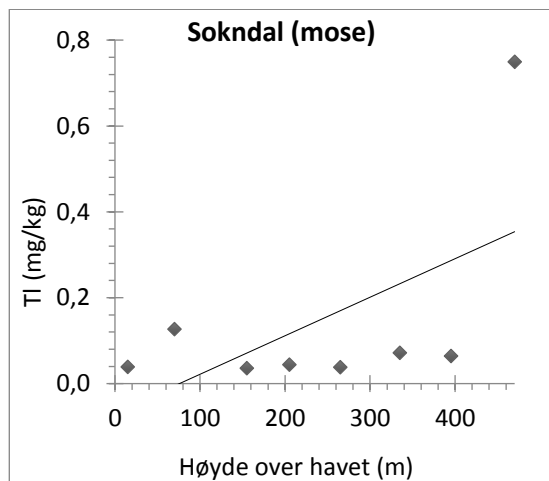
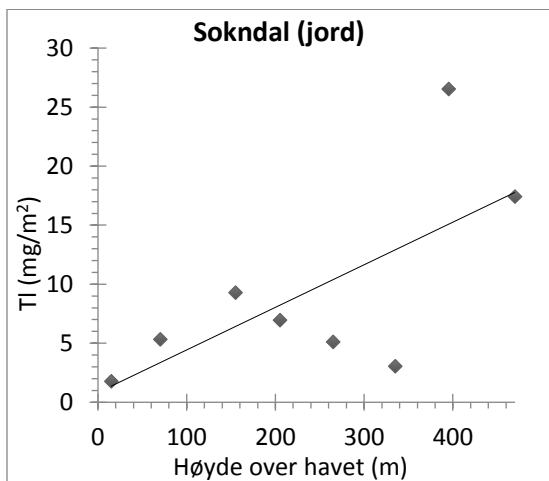
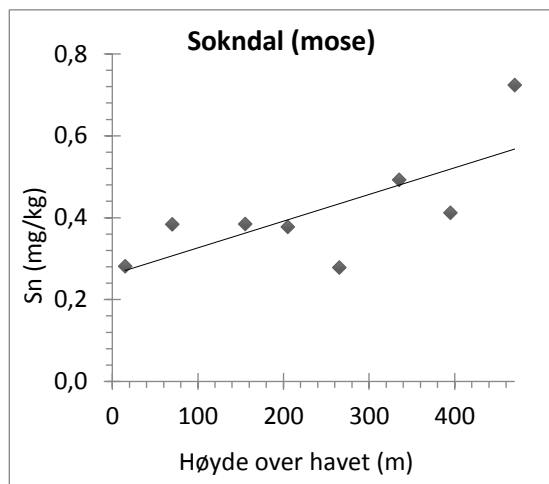
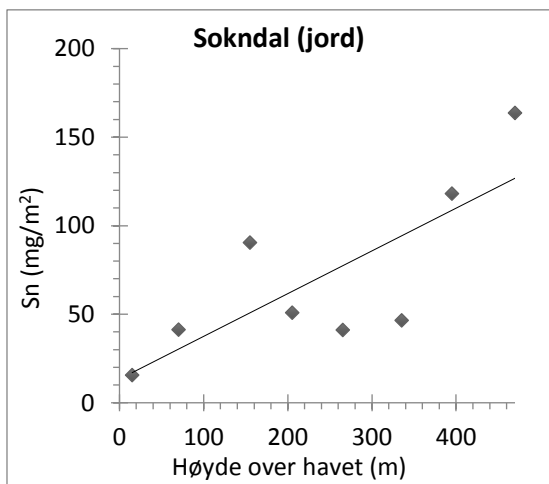
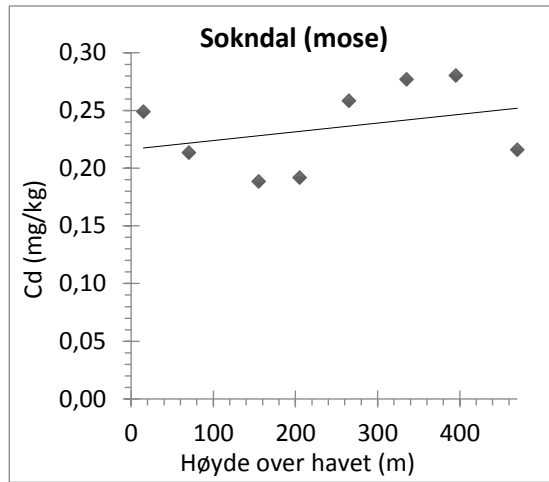
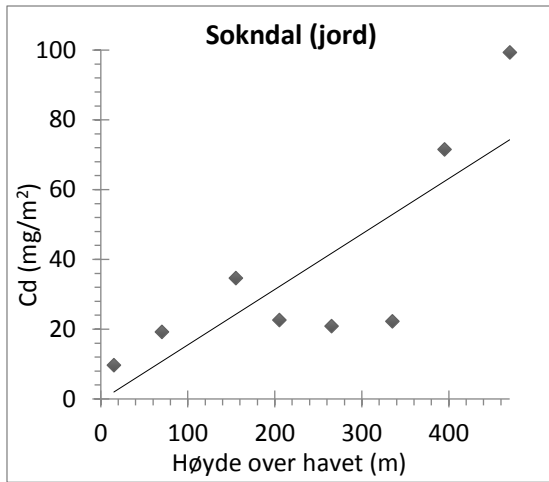


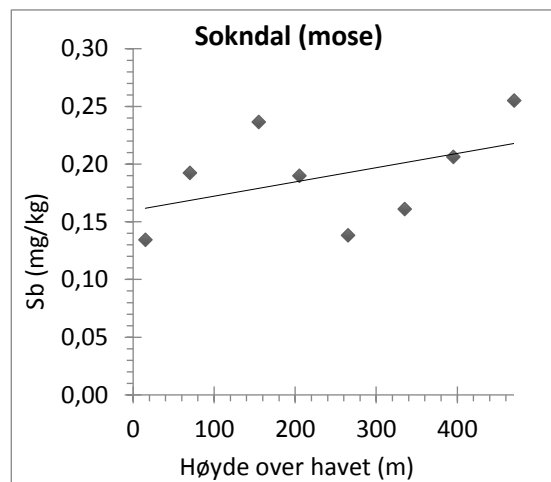
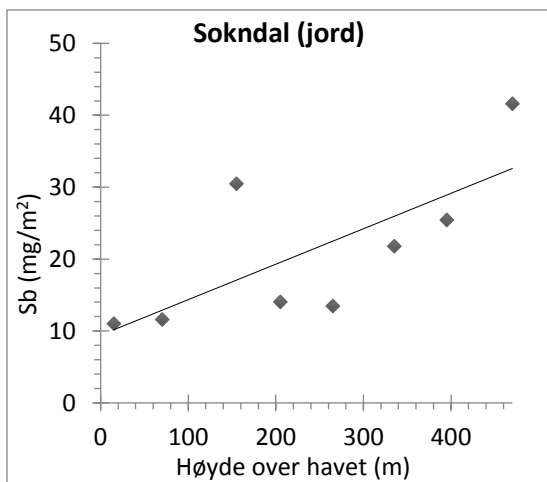
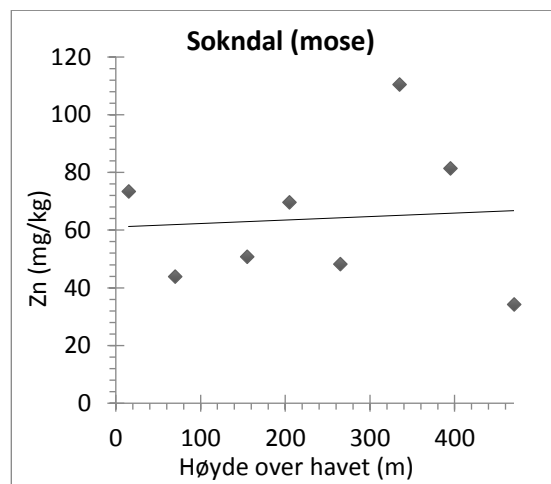
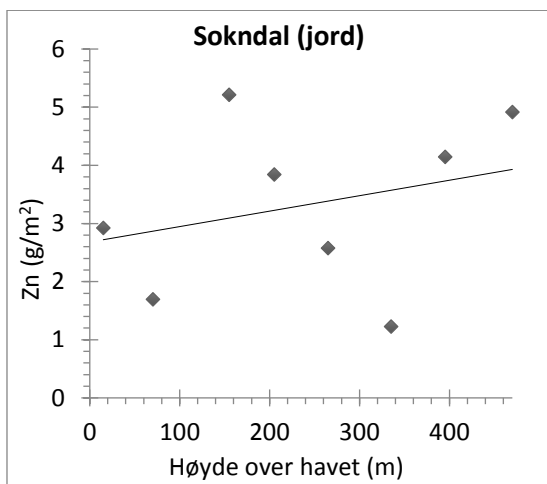
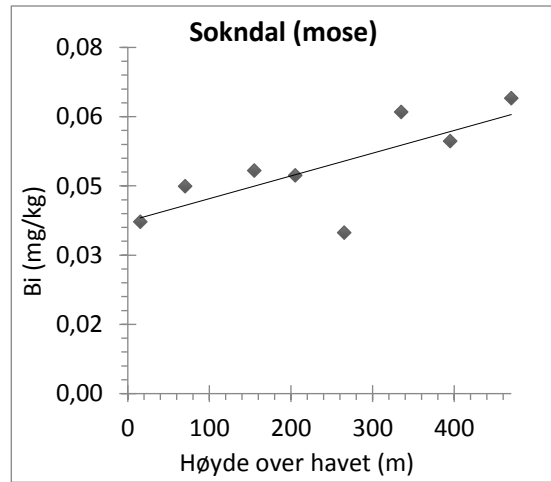
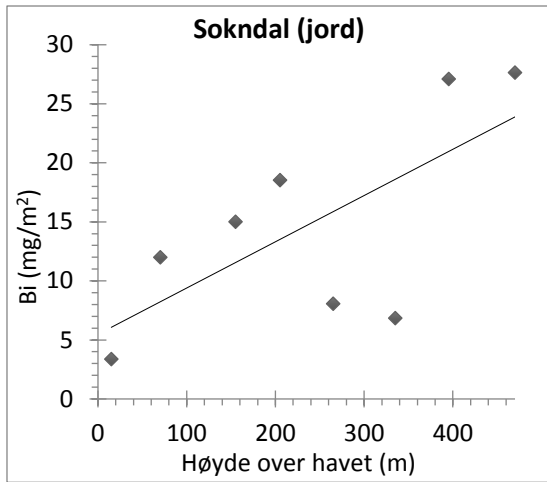


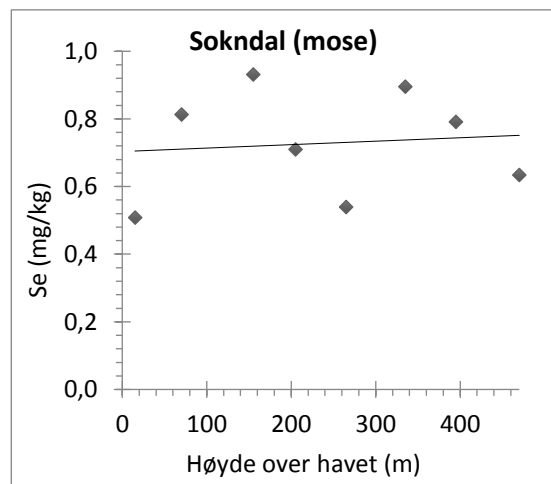
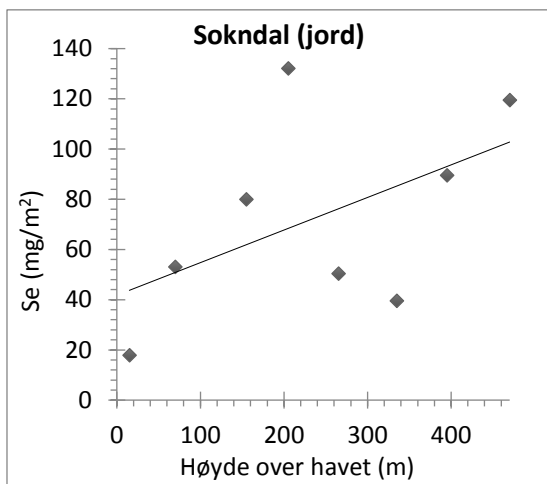
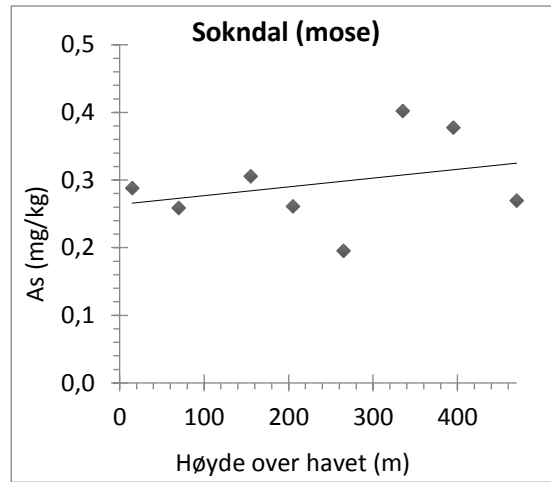
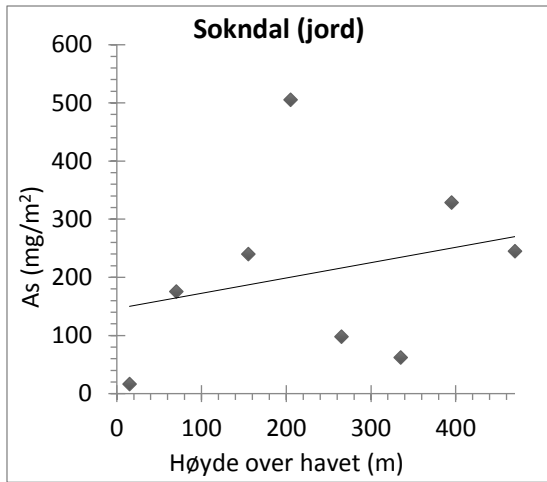


Vedlegg B.8: Sokndal

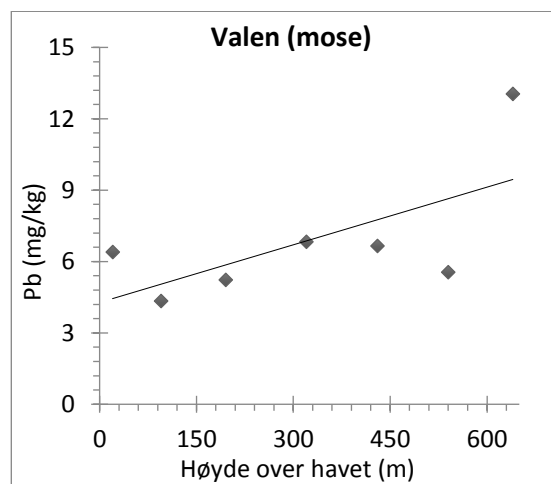
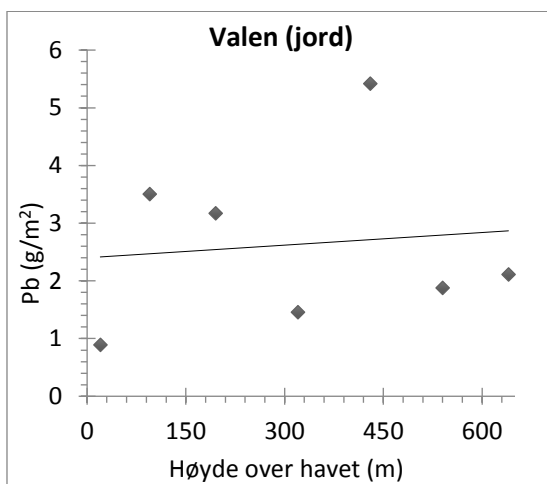


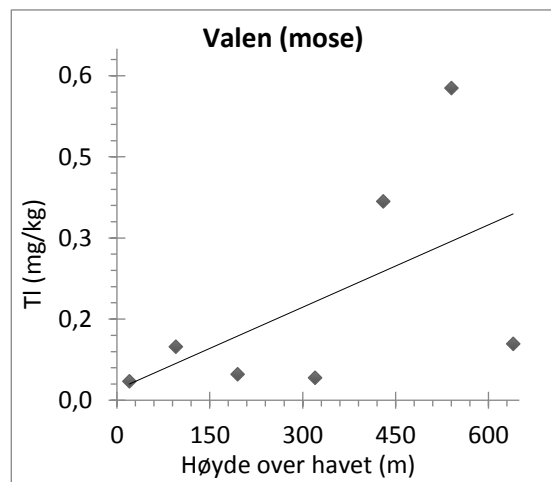
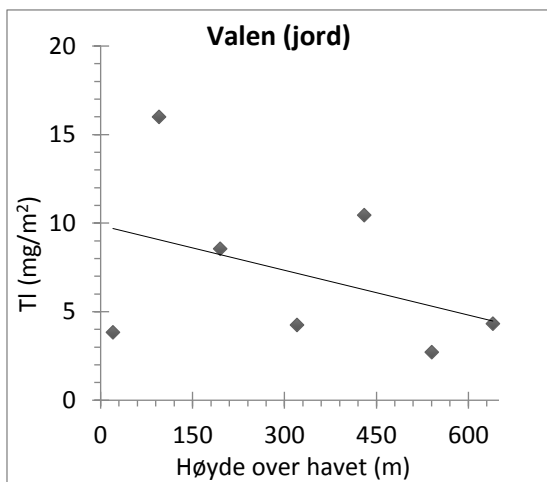
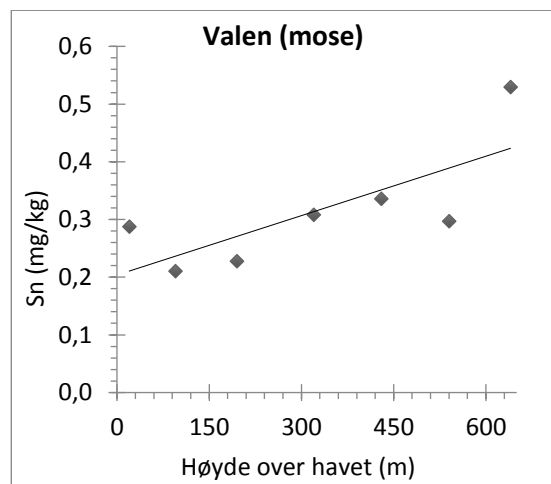
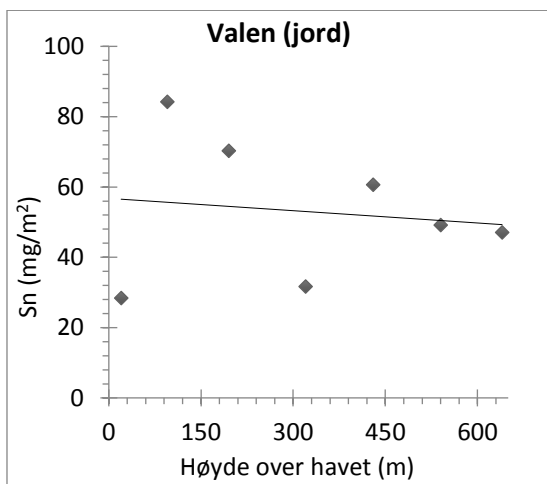
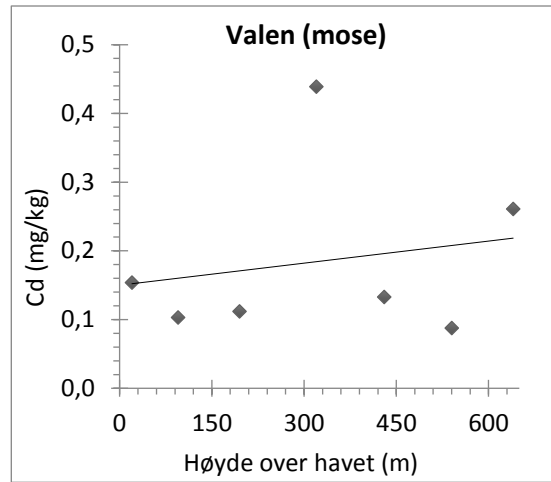
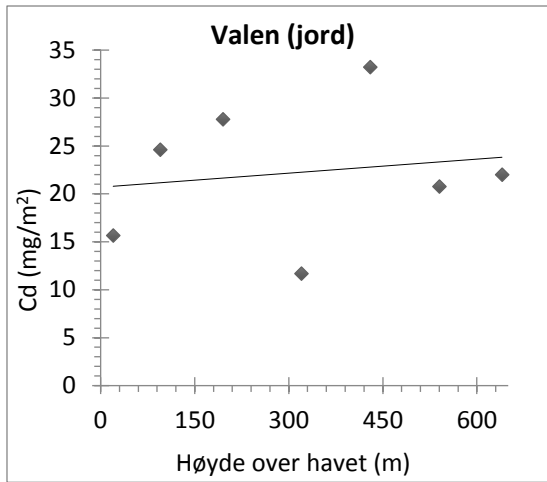


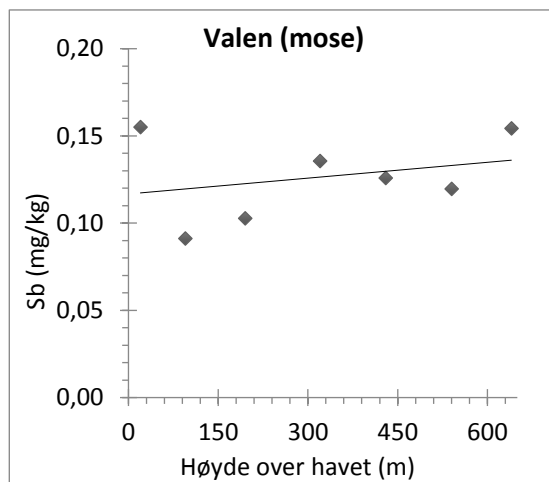
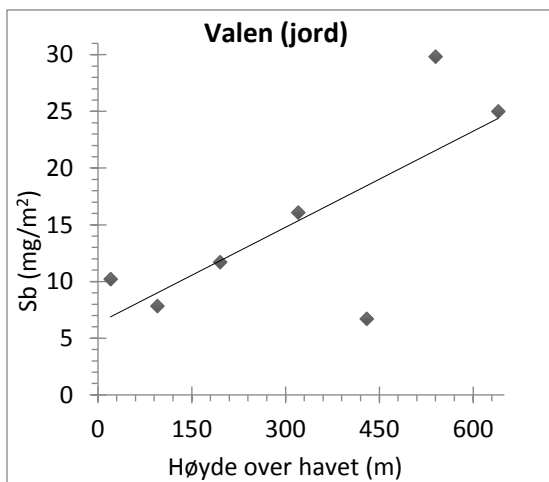
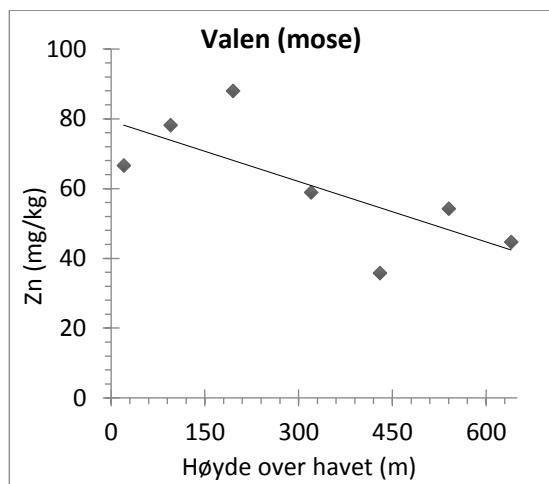
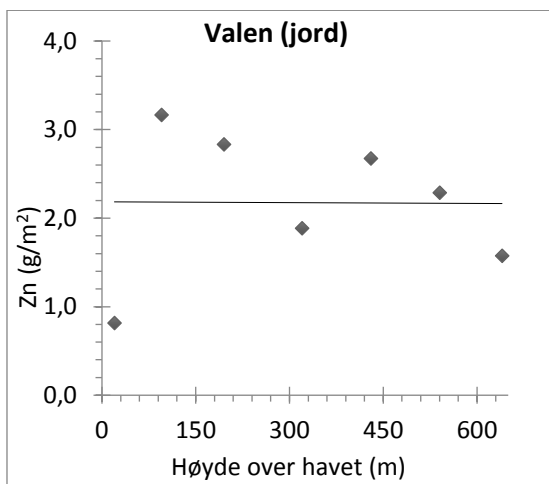
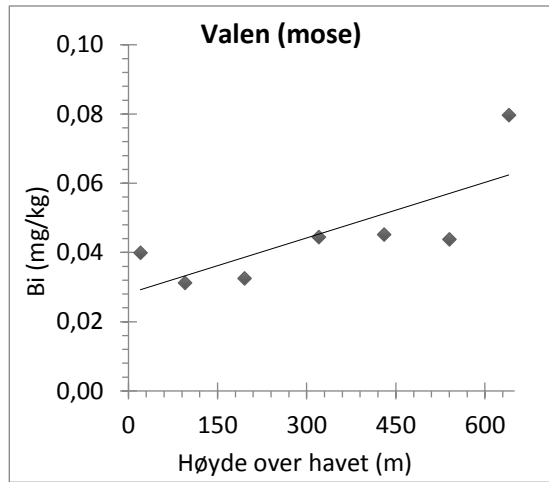
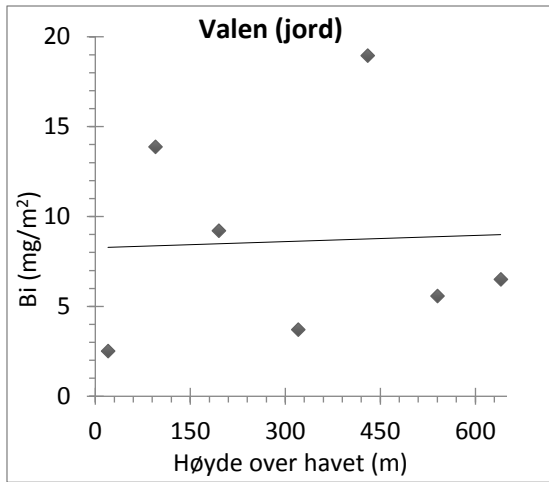


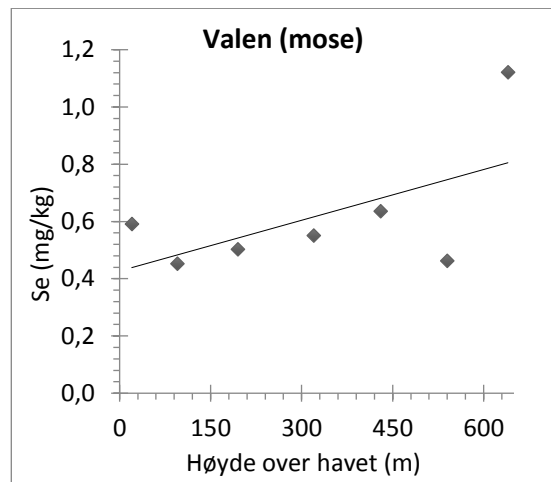
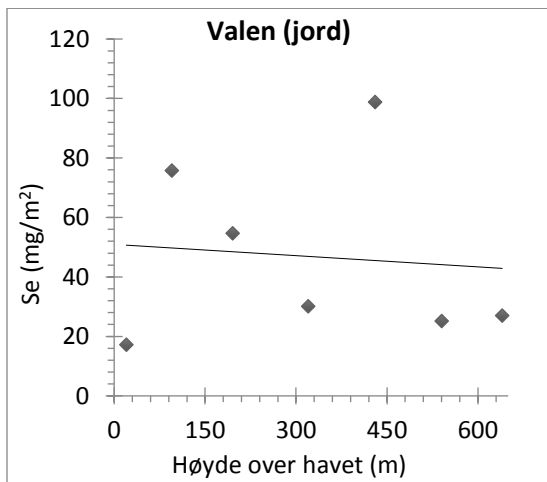
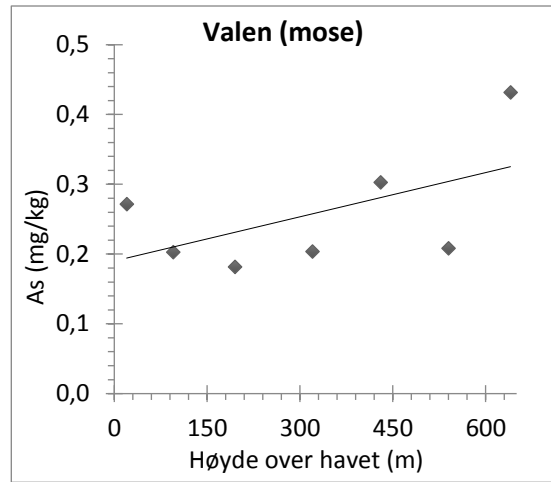
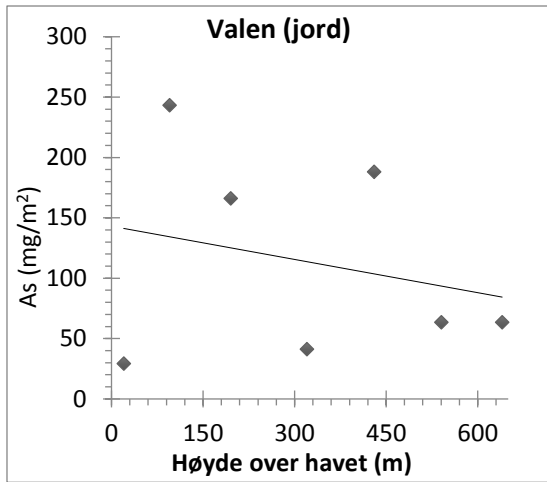


Vedlegg B.9: Valen

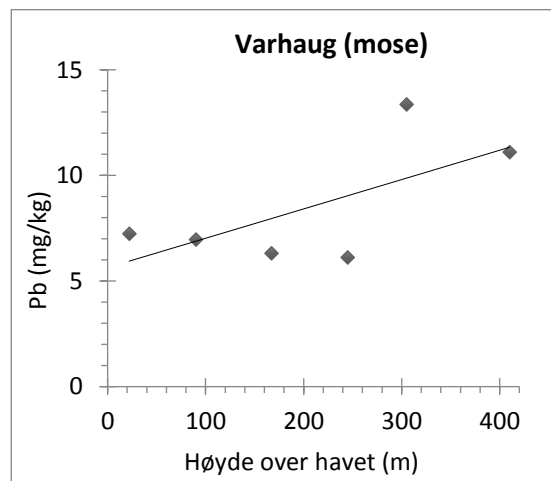
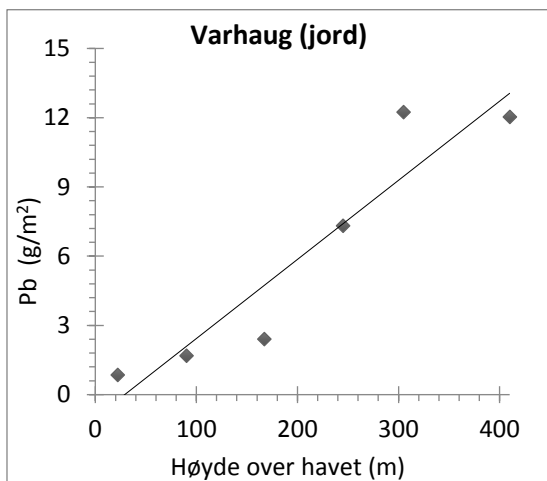


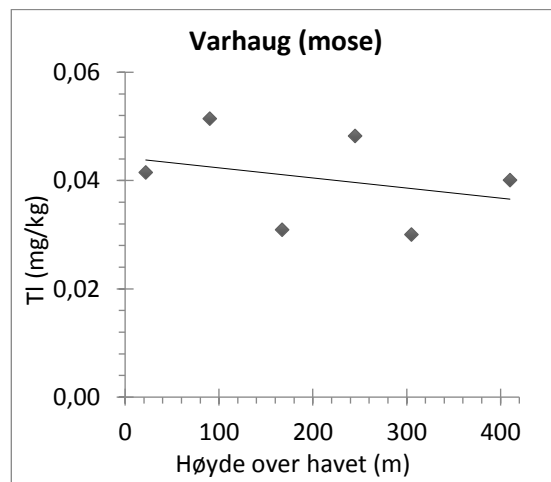
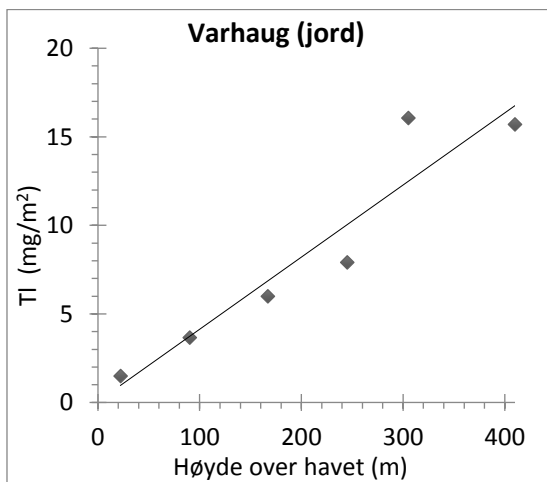
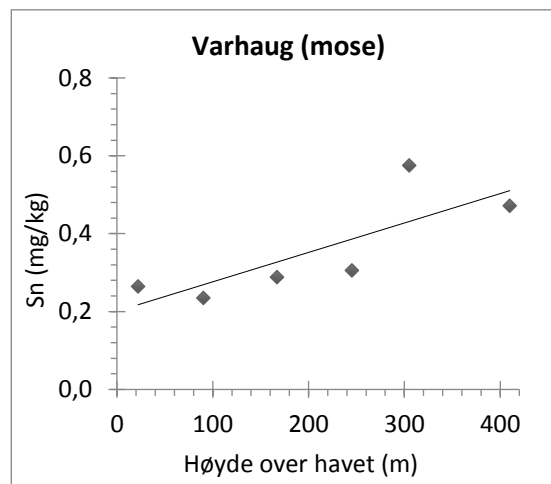
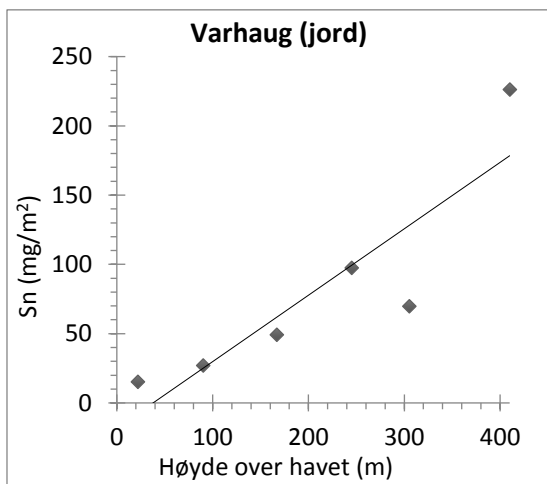
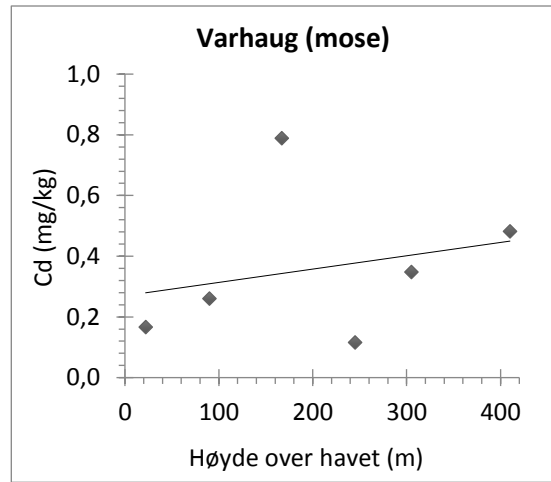
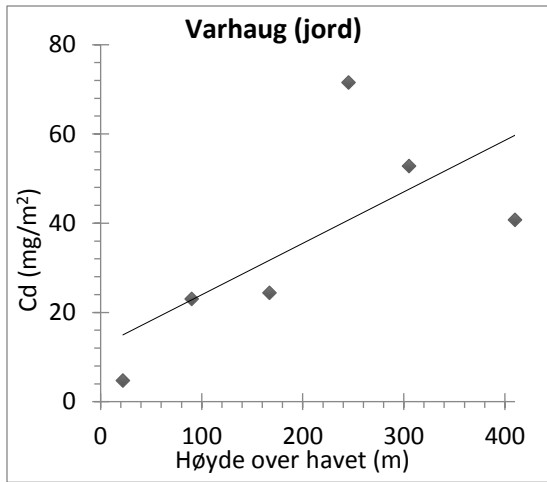


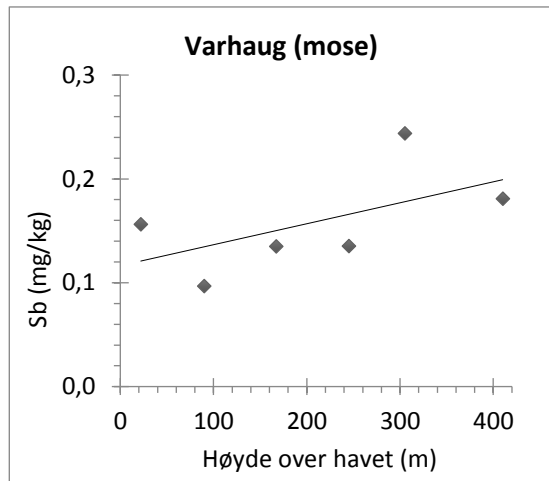
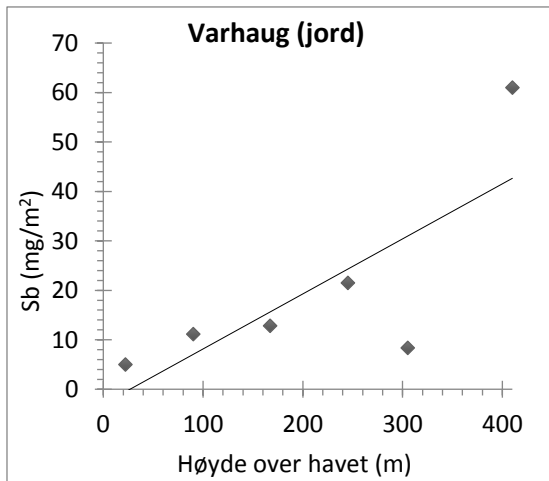
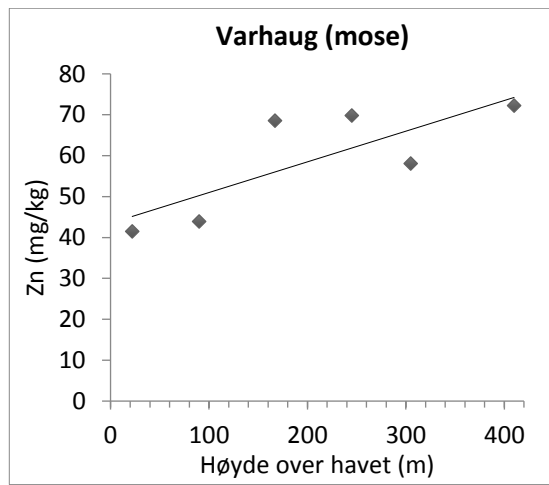
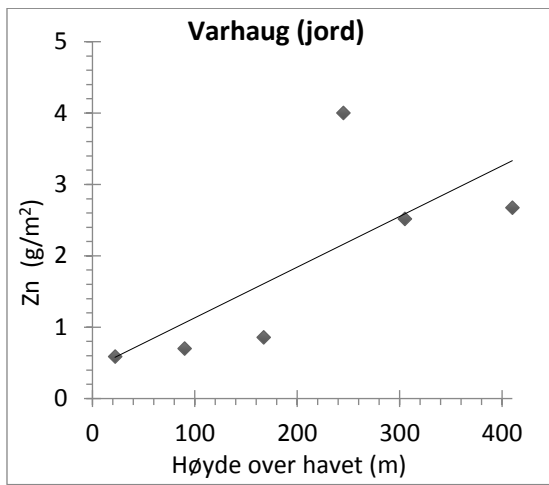
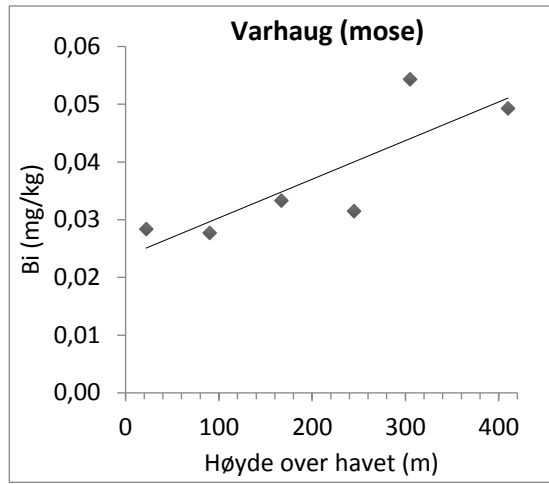
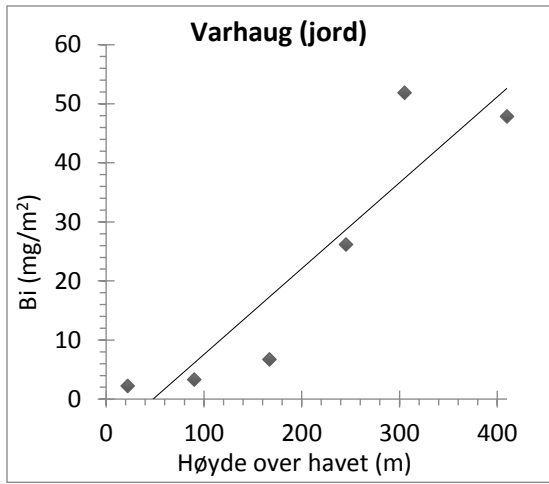


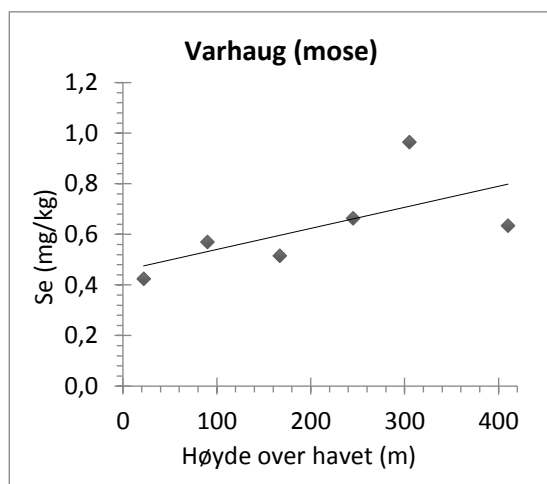
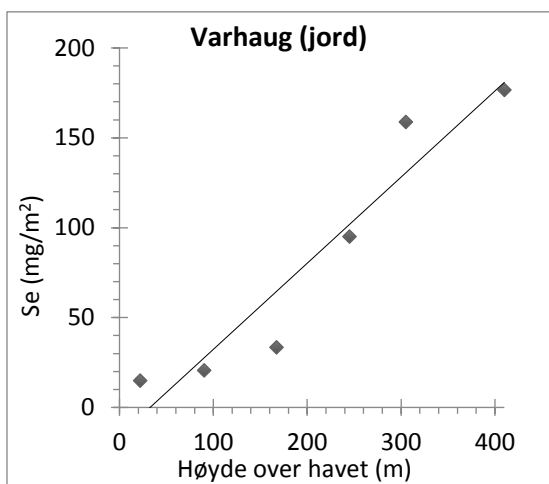
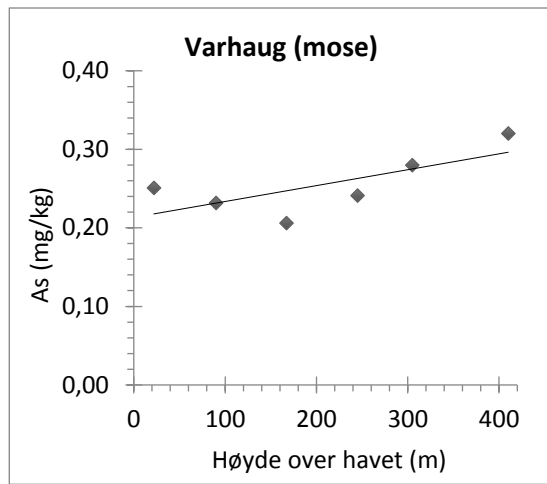
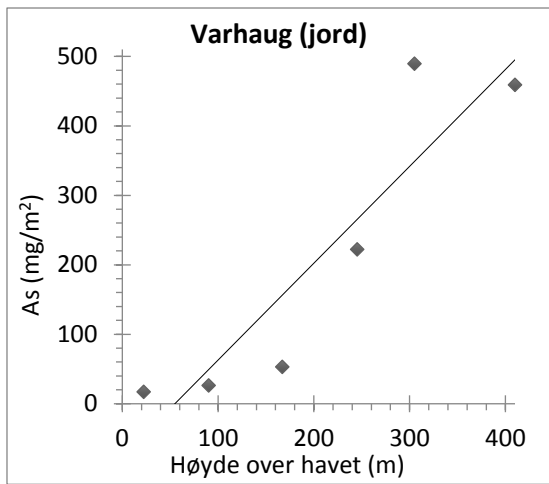


Vedlegg B.10: Varhaug









Vedlegg C: Analyseresultater

Vedlegg C.1: Analyseresultater for jordprøvene

Metallene som diskuteres er Pb, Cd, Sn, Tl, Bi, Zn, Sb, As og Se. Konsentrasjoner i mg/kg og relative standardavvik (RSD%) fra ICP-MS-analysene er gitt i tabell C.1.1 for de fem første metallene og i tabell C.1.2 for de fire neste. Konsentrasjoner i jordprøvene etter korrigering for ulik spesifikk vekt er gitt i vedlegg D.2.

Tabell C.1.1: Metallkonsentrasjoner av Pb, Cd, Sn, Tl og Bi i jordprøvene gitt i mg/kg og relativt standardavvik for analysene.

Prøve	Pb		Cd		Sn		Tl		Bi	
	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD
BJ-1	231,9	1	2,17	2,8	5,03	1,8	0,266	5,3	0,741	1,3
BJ-2	164,9	2,5	2,46	3,9	3,80	4,8	0,210	4	0,584	4,1
BJ-3	108,1	1,6	0,71	4,1	1,96	12,1	0,218	4,2	0,488	2,1
BJ-4	134,0	3,7	1,23	1,6	2,54	0,8	0,222	0,8	0,355	1,8
BJ-5	103,8	1,2	2,59	1,2	1,97	13,3	0,198	3,7	0,254	3
BJ-6	80,7	1,6	0,76	2,7	1,92	44,8	0,100	7,6	0,172	4,4
BR-1	146,6	1,7	1,35	0,1	3,27	1,3	0,425	4,4	0,686	1,1
BR-2	184,2	1,1	1,78	2,4	3,35	5,7	0,175	6,2	0,650	1
BR-3	144,3	2,1	0,72	1,7	3,22	3,6	0,213	1,7	0,420	2,6
BR-4	111,0	1,3	0,57	7,7	1,89	1,4	0,338	1,2	0,379	1,4
BR-5	99,5	0,4	0,56	2,8	1,42	3,1	0,259	2,4	0,403	3,8
BR-6	17,1	3,2	0,17	4,1	0,57	1,3	0,101	2,5	0,101	5,7
FI-1	200,8	2,1	2,11	2,3	3,90	3,1	0,196	3,7	0,648	2,7
FI-2	125,3	2	1,78	1,1	3,08	3,6	0,112	4	0,516	1,7
FI-3	131,3	5,5	1,42	3,5	3,20	2,9	0,413	1,6	0,410	2
FI-4	55,2	6,6	0,47	4,3	1,23	3	0,136	1,5	0,180	2,8
FI-5	118,7	2	0,88	4,4	2,92	2,4	0,147	4,9	0,411	2,4
FI-6	53,5	1,4	0,82	4,5	1,14	8,7	0,251	4,3	0,144	5,9
FU-1	151,2	1,2	1,65	3,3	3,25	2,9	0,167	8,3	0,499	1,6
FU-2	140,4	3,8	2,01	2,4	2,34	3,4	0,119	1,5	0,404	2,2
FU-3	121,2	4,2	1,01	3	3,24	3,4	0,156	5,6	0,415	2
FU-4	48,5	1,3	0,60	2,6	0,55	3,2	0,079	7,6	0,153	2,1
FU-5	66,7	0,9	1,01	0,8	1,15	7,5	0,058	5,6	0,168	1,8
FU-6	58,5	6,3	1,16	1,3	1,15	0,7	0,089	4,4	0,152	1,4

Tabell C.1.1: Fortsettelse.

Prøve	Pb		Cd		Sn		Tl		Bi	
	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD
JØ-1	440,6	0,3	4,86	3,8	8,01	4,5	0,373	1,9	1,468	1,9
JØ-2	141,8	1,1	1,10	2,4	3,15	3,5	0,150	1,1	0,506	0,8
JØ-3	111,8	0,5	0,90	2,5	2,31	10,5	0,373	3,9	0,396	2,2
JØ-4	86,3	2,4	0,85	3,5	2,68	3,3	0,184	4,4	0,344	0,3
JØ-5	26,5	3,1	0,35	8,7	0,71	4,5	0,245	1,9	0,160	0,4
LI-1	325,0	1,8	2,98	1,5	4,74	1,5	0,457	3,3	0,754	1,8
LI-2	174,8	1,3	2,49	2,1	4,34	0,4	0,336	2,6	0,565	3,9
LI-3	199,5	3,1	0,65	7,5	2,19	2,1	0,282	2,2	0,372	3,8
LI-4	100,5	2,3	0,50	1,2	1,08	2,7	0,196	4,4	0,375	1
LI-5	73,8	2,7	0,68	0,6	1,02	2,9	0,204	3,1	0,295	1,5
SA-1	93,0	1,3	0,71	2	1,42	2,1	0,393	1,7	0,412	1
SA-2	84,2	1,6	0,45	4,4	1,19	2,3	0,280	1,4	0,297	2,2
SA-3	81,2	2,2	1,06	4,4	1,09	2,1	0,142	6,8	0,243	0,9
SA-4	52,4	2	0,30	7,8	1,23	18,8	0,257	9,8	0,244	3
SA-5	44,9	0,9	0,45	1,7	1,22	2,5	0,118	1,7	0,329	3
SO-1	155,8	3,8	1,84	4,5	3,03	2,2	0,323	4,2	0,512	1
SO-2	159,1	0,9	1,46	2	2,42	4,9	0,543	3,7	0,555	0,3
SO-3	97,3	1,3	0,78	1,9	1,64	2,6	0,107	1,1	0,241	2,1
SO-4	58,6	2,3	0,53	4,9	1,04	2,2	0,130	2,4	0,205	3,4
SO-5	94,1	0,9	0,42	6,6	0,95	3,7	0,130	1,5	0,346	3,2
SO-6	79,4	1,1	0,54	4,6	1,41	3,1	0,144	1,6	0,234	2,5
SO-7	91,7	1,1	0,53	2,5	1,14	1,6	0,147	5,6	0,330	1,8
SO-8	73,6	2,7	0,43	2	0,70	6,5	0,079	3,2	0,151	1,7
VA-1	133,0	1,3	1,39	1,1	2,96	3,4	0,273	5	0,410	1,6
VA-2	121,1	1,2	1,34	3	3,16	30,7	0,176	4,1	0,360	2
VA-3	117,1	1,9	0,72	1,3	1,31	8,8	0,226	5,2	0,410	1,2
VA-4	48,6	2,1	0,39	6,6	1,05	0,7	0,142	3,2	0,124	3
VA-5	58,2	1,1	0,51	6,1	1,29	0,6	0,157	6,9	0,169	3,5
VA-6	48,2	1,6	0,34	5,2	1,16	3,7	0,220	3,1	0,191	4,4
VA-7	36,5	1,8	0,64	3,1	1,16	1,3	0,158	4,8	0,104	0,2
VAR-1	206,6	1,5	0,70	5,2	3,89	2,1	0,270	5,7	0,822	1,5
VAR-2	144,7	2,8	0,63	1,5	0,83	1,4	0,190	4	0,614	1
VAR-3	153,3	2	1,50	1,9	2,04	4,7	0,166	3,3	0,549	2,1
VAR-4	80,1	1,4	0,82	4,5	1,65	9	0,200	3,3	0,225	2,7
VAR-5	83,1	1,7	1,14	1,3	1,34	2	0,182	4,7	0,166	2,8
VAR-6	41,3	1,2	0,23	8	0,75	3,2	0,073	6,6	0,109	2,9

Tabell C.1.2: Metallkonsentrasjoner av Zn, Sb, As og Se i jordprøvene gitt i mg/kg og relativt standardavvik for analysene.

Prøve	Zn		Sb		As		Se	
	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD
BJ-1	114,7	2,3	2,89	4,2	6,97	7,5	2,65	4,4
BJ-2	127,8	2,9	2,03	0,4	5,01	5,6	2,17	11,1
BJ-3	72,8	2,5	0,43	9,4	5,76	4,8	1,68	9,5
BJ-4	59,3	0,9	1,56	1,6	3,58	8,4	1,47	12
BJ-5	65,9	1,6	1,08	6,4	2,29	2,1	1,19	7,7
BJ-6	59,9	3,5	0,57	4,6	2,32	4,4	1,34	1,2
BR-1	69,5	2,6	0,57	7,1	14,98	3,5	2,21	2,8
BR-2	117,7	2,4	1,05	1,2	7,56	2,5	2,47	6,7
BR-3	52,4	4,1	0,98	8,4	5,89	2,5	3,35	3,2
BR-4	45,2	3,3	0,44	10,8	7,01	3,9	2,46	2,7
BR-5	24,6	6,9	0,29	2,1	6,43	4,5	2,09	3,3
BR-6	21,0	10	0,10	12,4	2,45	4,4	0,19	50,4
FI-1	113,5	4,9	2,22	3,3	7,63	4	2,45	1,1
FI-2	109,0	4,1	1,58	3,7	5,81	3,4	1,98	2,7
FI-3	91,1	1,8	1,71	1,6	4,05	2,3	1,99	3,8
FI-4	62,5	6,7	0,62	3,5	5,38	4	1,03	8,4
FI-5	60,2	3,5	2,03	1,4	4,39	5	1,91	15,3
FI-6	53,3	2,2	0,86	2,3	1,26	8	0,76	16,1
FU-1	103,4	3,6	1,25	3,5	4,40	1,7	1,95	5,1
FU-2	80,4	4,8	1,20	5,6	4,65	6,4	1,97	5,4
FU-3	83,6	3,7	2,28	3,1	4,10	3,3	1,95	3,8
FU-4	86,8	2,7	0,12	8,2	2,04	9,3	1,05	7,9
FU-5	71,4	5,9	0,91	5,3	1,95	7,6	0,97	7,2
FU-6	58,6	5,5	0,54	6,1	1,68	5,2	1,13	16,3
JØ-1	63,9	1,1	1,96	0,4	12,21	3,3	4,70	0,8
JØ-2	77,1	0,6	1,53	4,7	5,50	4,2	1,77	4,7
JØ-3	64,0	0,5	0,55	5,3	4,00	3	1,65	1,7
JØ-4	80,6	3,1	1,51	4,2	1,79	0,7	1,28	4,8
JØ-5	56,0	2,1	0,65	8,6	1,08	5,6	0,83	7,2
LI-1	82,2	3,5	1,90	5,4	8,35	1,9	2,79	0,6
LI-2	85,3	3,4	1,83	6,4	5,66	1,3	2,15	8,9
LI-3	45,2	2,1	0,83	5,7	5,97	4,1	1,98	3,4
LI-4	71,3	4,6	0,18	11,2	6,67	3,9	1,67	8,7
LI-5	94,4	5	0,14	14,5	7,70	3,6	1,25	12,6

Tabell C.2.1: Fortsettelse.

Prøve	Zn		Sb		As		Se	
	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD
SA-1	67,9	3,9	0,17	8,3	4,27	6,8	1,45	1,9
SA-2	67,1	4,5	0,16	2,1	2,92	3,1	1,07	6,8
SA-3	84,8	3,6	0,32	7,4	1,38	8,5	0,85	15,6
SA-4	58,9	1,9	0,29	28,7	1,50	1,9	0,95	10,5
SA-5	105,0	7,4	0,50	4,9	1,38	2,4	0,87	7,9
SO-1	90,9	1	0,77	11,2	4,54	6,1	2,21	3,1
SO-2	84,7	1,9	0,52	3,5	6,73	4,6	1,83	7,2
SO-3	43,1	4,8	0,77	6,1	2,19	5,9	1,39	3,6
SO-4	65,4	5	0,34	10,3	2,49	7	1,28	7
SO-5	71,7	5,9	0,26	7,7	9,44	2,7	2,47	2,2
SO-6	81,1	1,6	0,47	10,5	3,74	2,1	1,24	5,6
SO-7	46,5	5,6	0,32	6,8	4,83	4,5	1,46	7
SO-8	129,9	3	0,49	3,2	0,75	5,2	0,79	2,5
VA-1	99,0	2,9	1,57	4,5	4,01	3,7	1,69	1,3
VA-2	147,3	2	1,92	3	4,10	5,7	1,62	9,1
VA-3	57,8	2,4	0,15	9,1	4,07	12,7	2,14	6,3
VA-4	62,7	0,8	0,54	5,3	1,38	3,5	1,00	3,8
VA-5	51,9	4,4	0,21	11,9	3,05	1,6	1,00	2,7
VA-6	43,5	4,2	0,11	9,1	3,35	7,7	1,04	5,2
VA-7	33,4	7,6	0,42	7,1	1,20	7,2	0,70	16,7
VAR-1	45,9	10,7	1,05	3,8	7,89	4,7	3,03	1,9
VAR-2	29,8	10,1	0,10	6,6	5,79	2,3	1,88	2,9
VAR-3	83,9	2,6	0,45	10,3	4,66	4,4	2,00	7,6
VAR-4	28,5	7,5	0,43	7,2	1,78	3,4	1,12	16,9
VAR-5	34,6	11,8	0,55	14,9	1,32	10,3	1,03	3,7
VAR-6	28,6	9,7	0,25	21,6	0,84	11,1	0,74	10,7

Vedlegg C.2: Analyseresultater for moseprøvene

Resultatene for moseprøvene i ICP-MS-analysene for Pb, Cd, Sn, Tl og Bi er gitt i tabell C.2.1 og Zn, As, Sb og Se i tabell C.2.2.

Tabell C.2.1: Analyseresultater for moseprøvene fra ICP-MS for Pb, Cd, Sn, Tl og Bi med konsentrasjon gitt i mg/kg og relativt standardavvik (RSD).

Prøve	Pb		Cd		Sn		Tl		Bi	
	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD
BJ-1	8,9	5	0,226	3,3	0,376	1	0,999	2,3	0,040	4,3
BJ-2	9,3	1,2	0,286	3,4	0,368	2,1	0,040	9,7	0,041	7,6
BJ-3	11,9	0,7	0,217	7,3	0,507	33	0,035	4	0,045	3,2
BJ-4	11,7	1,8	0,326	2,8	0,429	1,7	0,135	6,2	0,044	7,8
BJ-5	10,4	2,9	0,272	5,3	0,356	4,3	0,129	4,6	0,036	5,8
BJ-6	11,4	2,7	0,166	9,7	0,371	0,3	0,027	7,1	0,026	4
BR-1	11,0	0,6	0,216	6,5	0,407	3,7	0,045	6	0,041	5,4
BR-2	6,8	2,9	0,160	4,7	0,248	4,3	0,532	1	0,025	5,4
BR-3	6,3	1,3	0,201	0,7	0,227	1,9	0,031	15,6	0,031	2
BR-4	12,8	0,9	0,383	3,7	0,404	4,5	0,041	3,8	0,044	8,5
BR-5	4,7	1	0,164	5,6	0,255	1,3	0,024	2,1	0,021	6,9
BR-6	5,9	3,4	0,211	3,2	0,338	2,1	0,191	1,9	0,028	0,3
FI-1	10,1	1,7	0,122	0,9	0,413	1,8	0,187	3,4	0,041	2,4
FI-2	6,0	2,6	0,151	5	0,291	5,8	0,136	1,3	0,033	7,2
FI-3	8,0	2,3	0,177	5,9	0,433	3,3	0,077	2,9	0,041	8,4
FI-4	6,2	2,6	0,172	3	0,257	7,8	0,104	4,6	0,027	11,7
FI-5	5,4	2,2	0,177	2,6	0,277	6,7	0,207	2,8	0,027	4,4
FI-6	3,6	2,9	0,101	5,2	0,194	3	0,040	8,8	0,016	11
FU-1	6,5	1,7	0,176	4,1	0,343	1,9	0,043	8,1	0,039	4,9
FU-2	7,8	4,4	0,117	4,4	0,330	1,6	0,739	3,5	0,029	10,9
FU-3	8,3	1,5	0,191	3,2	0,372	1,4	0,228	1,3	0,035	4,2
FU-4	2,9	1,2	0,109	4	0,202	3,6	0,041	3,3	0,019	13,6
FU-5	5,5	1	0,140	2,5	0,301	18,9	0,039	3,8	0,028	0,4
FU-6	5,6	2,8	0,078	4	0,320	3,9	0,247	6	0,026	7,1
JØ-1	11,8	2,5	0,190	3,4	0,511	1,9	0,436	3,6	0,048	2,8
JØ-2	9,0	1,1	0,153	3,6	0,392	2,4	0,037	4,5	0,042	3,9
JØ-3	10,5	1,7	0,136	8,8	0,479	8,9	0,140	2,1	0,050	8,6
JØ-4	8,9	1,3	0,167	3,2	0,323	11,2	0,110	3,6	0,029	3
JØ-5	5,0	2,7	0,129	6,5	0,259	1,8	0,158	5	0,024	4,7

Tabell C.2.1: fortsettelse.

Prøve	Pb		Cd		Sn		Tl		Bi	
	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD	mg/kg	RSD
LI-1	11,8	1,9	0,360	1,5	0,572	4,7	0,033	7,1	0,075	7
LI-2	13,3	0,7	0,345	2,4	0,544	3,9	0,145	4,6	0,063	8,3
LI-3	8,3	1,2	0,342	2	0,365	2,5	0,046	2,1	0,049	2,1
LI-4	8,8	1,7	0,193	4,3	0,305	3,3	0,043	3,8	0,036	6,1
LI-5	7,4	1,6	0,211	4,6	0,279	3,2	0,083	1,2	0,034	7,4
SA-1	9,0	0,8	0,159	7,9	0,661	2,3	0,101	3,9	0,052	2
SA-2	4,3	1,7	0,055	7,6	0,306	6,3	0,267	1,2	0,025	8
SA-3	7,6	1	0,113	8,5	0,398	5,6	0,081	0,2	0,026	3,2
SA-4	8,9	1,3	0,113	4,8	0,305	4	0,311	2,1	0,020	6,3
SA-5	6,9	2,3	0,119	1	0,314	6,7	0,031	10,1	0,019	8,7
SO-1	13,8	2,7	0,216	1	0,724	26,8	0,749	1,4	0,064	5,8
SO-2	12,3	1,4	0,281	7,6	0,412	0,5	0,065	3,9	0,055	2,1
SO-3	23,7	0,9	0,277	0,3	0,493	24,4	0,072	3,6	0,061	0,9
SO-4	12,2	0,1	0,259	1,1	0,278	3,3	0,038	5,9	0,035	0,1
SO-5	11,4	1,6	0,192	5,7	0,378	6,6	0,044	4,6	0,047	7,2
SO-6	13,1	2,9	0,189	6,2	0,385	5,4	0,036	2,9	0,048	3,9
SO-7	13,5	1	0,213	2,9	0,384	3,9	0,127	2	0,045	2,3
SO-8	7,1	1,1	0,249	2,9	0,281	4,1	0,039	4,5	0,037	6,6
VA-1	13,0	0,8	0,261	5,2	0,529	3,7	0,105	4,1	0,080	0,5
VA-2	5,6	2,3	0,088	5	0,297	2,4	0,577	2	0,044	3,1
VA-3	6,7	3,5	0,133	10,5	0,335	4,6	0,368	2	0,045	2,4
VA-4	6,8	0,3	0,439	6,8	0,308	4,9	0,042	5,3	0,045	6
VA-5	5,2	3,1	0,112	6,4	0,227	9,7	0,049	3,9	0,033	1,9
VA-6	4,3	1,9	0,103	3,2	0,210	9,2	0,099	6,1	0,031	4
VA-7	6,4	2,1	0,154	4,1	0,287	6,6	0,035	11,6	0,040	7,3
VAR-1	11,1	1	0,482	2,4	0,472	20,6	0,040	5,1	0,049	9,9
VAR-2	13,3	3,8	0,348	0,6	0,575	11,8	0,030	7,6	0,054	6,8
VAR-3	6,1	1,2	0,116	9,1	0,306	4	0,048	8	0,032	6,2
VAR-4	6,3	3,4	0,789	4,2	0,288	3,1	0,031	15,5	0,033	5,9
VAR-5	7,0	4,6	0,260	4,7	0,236	3	0,051	4,4	0,028	3
VAR-6	7,2	2,2	0,166	1,3	0,264	4,7	0,042	1	0,028	3,1

Tabell C.2.2: Analyseresultater for moseprøvene fra ICP-MS for Zn, Sb, As og Se med konsentrasjon gitt i mg/kg og relativt standardavvik (RSD).

Prøve	Zn		Sb		As		Se	
	mg/kg	RSD(%)	mg/kg	RSD(%)	mg/kg	RSD(%)	mg/kg	RSD(%)
BJ-1	37,1	6,4	0,177	3,4	0,299	3	0,64	4,8
BJ-2	45,7	4,7	0,155	13,3	0,238	7,9	0,78	2,2
BJ-3	69,9	0,4	0,192	3	0,301	7,8	0,84	5,3
BJ-4	46,7	2,8	0,192	12,7	0,289	5,8	0,59	2,2
BJ-5	34,4	4	0,193	20,1	0,231	13,4	0,49	16,1
BJ-6	44,2	4,1	0,234	12,2	0,281	5,4	0,99	12,5
BR-1	38,6	4,7	0,214	8	0,291	4,4	0,84	1,6
BR-2	41,4	4,1	0,113	9,1	0,134	18,8	0,57	18,5
BR-3	22,5	5,3	0,112	5,6	0,136	10,6	0,57	13
BR-4	76,5	0,9	0,183	9,6	0,396	11,9	0,82	14,4
BR-5	28,7	3,9	0,136	15,6	0,211	11,8	0,38	1,2
BR-6	38,3	4,5	0,122	15,2	0,220	7,7	0,46	9
FI-1	40,3	4,2	0,150	6	0,234	4,3	0,75	10,6
FI-2	36,0	4,8	0,127	4,1	0,218	18	0,53	3,8
FI-3	78,2	3,1	0,165	21,3	0,245	17,6	1,01	4,2
FI-4	40,8	1,7	0,110	21	0,181	4,4	0,64	12,4
FI-5	95,1	4,1	0,109	10,1	0,191	10,5	0,52	6,1
FI-6	29,9	7,1	0,080	10,4	0,137	15,8	0,36	36,8
FU-1	85,0	1,4	0,129	10,9	0,226	12,1	0,66	10,9
FU-2	42,3	5,4	0,110	5,3	0,161	15,8	0,50	19,1
FU-3	34,2	5,3	0,137	10,8	0,216	11,9	0,76	6,2
FU-4	109,2	1	0,092	14,8	0,264	6,7	0,32	12,7
FU-5	24,4	2,3	0,104	9,9	0,176	5,9	0,44	10,2
FU-6	50,7	4,7	0,115	13	0,428	8,9	0,52	9,5
JØ-1	29,3	4	0,187	13,2	0,304	7,1	0,80	4,6
JØ-2	30,3	5,8	0,156	11,5	0,195	5	0,79	7,5
JØ-3	32,1	5,1	0,185	13,3	0,263	12,6	0,84	4,6
JØ-4	72,1	5,1	0,181	3,3	0,264	1,4	0,59	4,6
JØ-5	62,2	3,9	0,135	6	0,213	15,5	0,38	29

Tabell C.2.2: Fortsettelse.

Prøve	Zn		Sb		As		Se	
	mg/kg	RSD(%)	mg/kg	RSD(%)	mg/kg	RSD(%)	mg/kg	RSD(%)
LI-1	67,5	1,7	0,207	13,2	0,467	4	1,16	5,8
LI-2	68,7	2	0,262	2,5	0,291	3,1	0,89	3,9
LI-3	55,3	2,7	0,164	2,3	0,250	4,7	0,56	2,3
LI-4	35,9	3	0,194	1,8	0,235	7,7	0,44	18,3
LI-5	73,9	5,7	0,165	18,8	0,212	6,6	0,26	46,5
SA-1	33,1	2,6	0,287	2,3	0,399	10,2	0,95	7,1
SA-2	21,0	2,6	0,127	8,6	0,191	14,6	0,38	6,8
SA-3	40,5	2,4	0,200	8,9	0,232	12,3	0,52	11,7
SA-4	39,4	1,6	0,133	13,5	0,203	7,4	0,55	6,2
SA-5	92,5	1,5	0,147	17,2	0,224	10,6	0,41	8,5
SO-1	34,2	3,6	0,255	6,6	0,270	4,6	0,63	9,5
SO-2	81,4	2,8	0,206	10,4	0,378	4,9	0,79	17,6
SO-3	110,5	1,4	0,161	5,7	0,402	15	0,90	3,2
SO-4	48,2	8,8	0,138	8,9	0,195	9	0,54	9,6
SO-5	69,6	2,1	0,190	10,5	0,261	9,6	0,71	9,7
SO-6	50,7	3,1	0,237	32,3	0,306	3,5	0,93	6,2
SO-7	43,8	3,9	0,193	7,7	0,259	8,6	0,81	16,5
SO-8	73,4	1,6	0,135	11,1	0,288	3,1	0,51	18,3
VA-1	44,6	4,5	0,154	3,3	0,432	3,4	1,12	4,3
VA-2	54,2	4,9	0,120	9,4	0,208	12	0,46	17,7
VA-3	35,7	3,8	0,126	3,2	0,303	7,9	0,63	2,8
VA-4	58,9	5,9	0,136	14,7	0,204	17	0,55	16,2
VA-5	87,9	3,2	0,103	6,4	0,182	7,2	0,50	15,1
VA-6	78,2	1,6	0,091	5,9	0,203	19,5	0,45	5,5
VA-7	66,6	4	0,155	10,2	0,272	2,2	0,59	1,1
VAR-1	72,2	3,4	0,181	5,3	0,320	14,3	0,63	14,1
VAR-2	58,0	2,8	0,244	4,8	0,280	1,5	0,97	7,4
VAR-3	69,8	4	0,135	11,6	0,241	5,8	0,66	10,9
VAR-4	68,5	4	0,135	5,1	0,206	9,3	0,52	12,9
VAR-5	43,9	6,9	0,097	25,8	0,232	1,6	0,57	8,9
VAR-6	41,4	4,2	0,157	10,3	0,251	8,4	0,42	16

Vedlegg C.3: Resultat fra blankprøver

Analyser av blankprøver benyttes for å sjekke løsemidler for kontaminering. Dersom blankprøvene har gjennomsnittskonsentrasjon over deteksjonsgrensen for de enkelte metallene er blankverdiene trukket fra prøvene. Dersom gjennomsnittet er under deteksjonsgrensen for metallet er verdien satt til 0. Resultatene er gitt i tabell C.3.1 og det er kun Pb som har konsentrasjon som er trukket fra prøvene.

Tabell C.3.1: Analyseresultater for blankprøvene.

Blankprøve	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
1	0,000	0,000	0,00	0,000	0,001	0,1	0,00	0,01	0,02
2	0,011	0,002	0,11	0,000	0,000	0,1	0,02	0,16	0,03
3	0,007	0,004	0,01	0,001	0,001	0,0	0,00	0,01	-0,03
4	0,001	-0,001	0,00	0,000	0,000	0,2	0,00	0,01	0,03
5	0,002	0,000	0,01	0,000	0,001	0,2	0,00	0,00	0,09
6	0,002	0,001	0,01	0,000	0,000	0,0	0,00	0,01	-0,05
7	0,003	0,003	0,00	0,001	0,001	0,3	0,00	0,00	-0,07
8	0,005	0,004	0,00	0,000	0,000	0,1	0,00	0,00	-0,07
9	0,005	0,002	0,11	0,000	0,000	0,2	0,07	0,05	-0,09
10	0,000	0,000	0,00	0,000	0,001	0,1	0,00	0,02	-0,07
11	0,004	0,002	0,03	0,000	0,000	0,0	0,03	0,02	-0,03
Verdier trukket fra prøvene:	0,004								

Vedlegg D: Korrigering av vekt

På grunn av ulik spesifikk vekt i jordprøvene er disse korrigert for dette ved bruk av glødetap som ble funnet av Helland (1999). Se kapittel 4.2.5 for beregningen av spesifikk vekt.

Vedlegg D.1: Glødetap

Tabell D.1.1: Verdier for glødetap hentet fra Helland (1999) og beregning av spesifikk vekt av jordprøvene fra de ulike lokalitetene. For enheten kg/m² er dybden 10 cm.

Lokalitet	Glødetap (%)	Glødetap	Spesifikk vekt (kg/dm ³)	kg/m ²
BJ-1	92,5	0,925	0,190	19
BJ-2	92,1	0,921	0,195	19,48
BJ-3	37,5	0,375	0,850	85
BJ-4	92,5	0,925	0,190	19
BJ-5	93,2	0,932	0,182	18,16
BJ-6	84,5	0,845	0,286	28,6
BR-1	37,5	0,375	0,850	85
BR-2	79,7	0,797	0,344	34,36
BR-3	75,6	0,756	0,393	39,28
BR-4	46	0,46	0,748	74,8
BR-5	45,5	0,455	0,754	75,4
BR-6	9,4	0,094	1,187	118,72
FI-1	94,3	0,943	0,168	16,84
FI-2	93,3	0,933	0,180	18,04
FI-3	95,2	0,952	0,158	15,76
FI-4	90,9	0,909	0,209	20,92
FI-5	94,4	0,944	0,167	16,72
FI-6	95,7	0,957	0,152	15,16
FU-1	87,7	0,877	0,248	24,76
FU-2	91,7	0,917	0,200	19,96
FU-3	94,9	0,949	0,161	16,12
FU-4	70,2	0,702	0,458	45,76
FU-5	89,5	0,895	0,226	22,6
FU-6	84,4	0,844	0,287	28,72

Tabell D.1.1: Fortsettelse.

Lokalitet	Glødetap (%)	Glødetap	Spesifikk vekt (kg/dm ³)	kg/m ²
JØ-1	80,2	0,802	0,338	33,76
JØ-2	79,7	0,797	0,344	34,36
JØ-3	58	0,58	0,604	60,4
JØ-4	86,9	0,869	0,257	25,72
JØ-5	95,7	0,957	0,152	15,16
LI-1	91,4	0,914	0,203	20,32
LI-2	90,9	0,909	0,209	20,92
LI-3	66,6	0,666	0,501	50,08
LI-4	58,2	0,582	0,602	60,16
LI-5	63,4	0,634	0,539	53,92
SA-1	60,3	0,603	0,576	57,64
SA-2	71,6	0,716	0,441	44,08
SA-3	77	0,77	0,376	37,6
SA-4	71,5	0,715	0,442	44,2
SA-5	91,7	0,917	0,200	19,96
SO-1	63,3	0,633	0,540	54,04
SO-2	67,6	0,676	0,489	48,88
SO-3	84,6	0,846	0,285	28,48
SO-4	75,5	0,755	0,394	39,4
SO-5	63,7	0,637	0,536	53,56
SO-6	54,8	0,548	0,642	64,24
SO-7	78	0,78	0,364	36,4
SO-8	89,6	0,896	0,225	22,48
VA-1	95,1	0,951	0,159	15,88
VA-2	95,4	0,954	0,155	15,52
VA-3	69,8	0,698	0,462	46,24
VA-4	83,3	0,833	0,300	30,04
VA-5	62,9	0,629	0,545	54,52
VA-6	47,7	0,477	0,728	72,76
VA-7	88	0,88	0,244	24,4
VAR-1	59,8	0,598	0,582	58,24
VAR-2	37,9	0,379	0,845	84,52
VAR-3	68,6	0,686	0,477	47,68
VAR-4	83,4	0,834	0,299	29,92
VAR-5	91,5	0,915	0,202	20,2
VAR-6	91,3	0,913	0,204	20,44

Vedlegg D.2: Konsentrasjon i jordprøver

Konsentrasjonen i jordprøvene er gitt i mg/m² eller g/m² for de øverste 10 cm av jorda og er vist i tabell D.2.1. Konsentrasjonen er beregnet ved å ta vekten kg/m³ og multiplisere med resultatene fra analysene i mg/kg.

Tabell D.2.1: Konsentrasjon av alle tungmetallene i jordprøvene gitt i mg/m² eller g/m².

Prøve	Pb (g/m ²)	Cd (mg/m ²)	Sn (mg/m ²)	Tl (mg/m ²)	Bi (mg/m ²)	Zn (g/m ²)	Sb (mg/m ²)	As (mg/m ²)	Se (mg/m ²)
BJ-1	4,41	41,2	95,6	5,05	14,07	2,18	54,8	132,4	50,3
BJ-2	3,21	47,9	74,0	4,09	11,38	2,49	39,5	97,6	42,3
BJ-3	9,19	60,6	166,6	18,52	41,46	6,19	36,3	489,2	142,8
BJ-4	2,55	23,5	48,3	4,21	6,75	1,13	29,7	68,0	27,9
BJ-5	1,89	47,1	35,7	3,60	4,62	1,20	19,5	41,6	21,5
BJ-6	2,31	21,9	55,0	2,86	4,91	1,71	16,2	66,4	38,3
BR-1	12,46	115,1	277,6	36,11	58,30	5,90	48,6	1273,4	187,9
BR-2	6,33	61,3	115,0	6,01	22,35	4,04	35,9	259,7	84,8
BR-3	5,67	28,4	126,7	8,37	16,50	2,06	38,7	231,4	131,6
BR-4	8,30	43,0	141,2	25,30	28,35	3,38	32,8	524,1	183,8
BR-5	7,50	42,1	106,7	19,52	30,36	1,85	22,0	484,5	157,7
BR-6	2,04	19,9	67,9	12,03	12,04	2,49	11,6	290,9	22,9
FI-1	3,38	35,5	65,6	3,30	10,91	1,91	37,4	128,4	41,2
FI-2	2,26	32,2	55,6	2,03	9,31	1,97	28,5	104,8	35,7
FI-3	2,07	22,3	50,4	6,50	6,46	1,44	26,9	63,8	31,4
FI-4	1,16	9,8	25,8	2,84	3,77	1,31	12,9	112,5	21,5
FI-5	1,98	14,7	48,9	2,46	6,87	1,01	33,9	73,4	31,9
FI-6	0,81	12,4	17,3	3,81	2,18	0,81	13,0	19,1	11,6
FU-1	3,74	40,9	80,5	4,13	12,35	2,56	31,0	108,8	48,3
FU-2	2,80	40,0	46,7	2,38	8,06	1,60	23,9	92,8	39,4
FU-3	1,95	16,3	52,2	2,51	6,69	1,35	36,7	66,1	31,5
FU-4	2,22	27,4	25,0	3,61	6,99	3,97	5,6	93,5	48,1
FU-5	1,51	22,7	25,9	1,31	3,80	1,61	20,6	44,1	21,9
FU-6	1,68	33,3	33,0	2,55	4,36	1,68	15,6	48,3	32,6
JØ-1	14,88	164,2	270,4	12,60	49,56	2,16	66,3	412,3	158,7
JØ-2	4,87	37,8	108,1	5,16	17,38	2,65	52,7	189,1	60,9
JØ-3	6,75	54,5	139,6	22,54	23,91	3,86	33,2	241,7	99,6
JØ-4	2,22	21,9	68,9	4,73	8,85	2,07	38,9	46,0	33,0
JØ-5	0,40	5,3	10,7	3,71	2,43	0,85	9,9	16,3	12,6

Tabell D.2.1: Fortsettelse.

Prøve	Pb (g/m ²)	Cd (mg/m ²)	Sn (mg/m ²)	Tl (mg/m ²)	Bi (mg/m ²)	Zn (g/m ²)	Sb (mg/m ²)	As (mg/m ²)	Se (mg/m ²)
LI-1	6,60	60,5	96,3	9,28	15,33	1,67	38,7	169,7	56,7
LI-2	3,66	52,1	90,8	7,03	11,82	1,78	38,3	118,3	44,9
LI-3	9,99	32,8	109,9	14,11	18,65	2,26	41,4	298,9	99,0
LI-4	6,05	30,3	65,2	11,77	22,59	4,29	10,8	401,4	100,5
LI-5	3,98	36,5	55,2	10,99	15,93	5,09	7,7	415,0	67,2
SA-1	5,36	41,0	82,1	22,68	23,77	3,92	10,0	245,9	83,7
SA-2	3,71	19,8	52,5	12,34	13,08	2,96	6,9	128,7	47,2
SA-3	3,05	40,0	41,0	5,34	9,13	3,19	12,0	51,8	31,8
SA-4	2,32	13,4	54,4	11,36	10,80	2,60	12,7	66,2	41,9
SA-5	0,90	9,0	24,4	2,35	6,56	2,10	10,0	27,5	17,3
SO-1	8,42	99,3	163,6	17,43	27,65	4,91	41,6	245,1	119,5
SO-2	7,78	71,5	118,2	26,54	27,11	4,14	25,5	328,9	89,5
SO-3	2,77	22,3	46,7	3,06	6,86	1,23	21,8	62,3	39,6
SO-4	2,31	20,9	41,1	5,12	8,08	2,58	13,5	98,0	50,5
SO-5	5,04	22,6	50,9	6,95	18,54	3,84	14,0	505,7	132,1
SO-6	5,10	34,6	90,4	9,28	15,03	5,21	30,5	240,2	80,0
SO-7	3,34	19,3	41,3	5,34	12,00	1,69	11,6	175,7	53,1
SO-8	1,65	9,7	15,6	1,78	3,38	2,92	11,0	16,9	17,8
VA-1	2,11	22,0	47,0	4,33	6,51	1,57	25,0	63,7	26,9
VA-2	1,88	20,8	49,1	2,73	5,58	2,29	29,8	63,6	25,1
VA-3	5,42	33,2	60,6	10,45	18,96	2,67	6,7	188,2	98,8
VA-4	1,46	11,7	31,6	4,26	3,72	1,88	16,1	41,4	30,0
VA-5	3,17	27,8	70,3	8,57	9,22	2,83	11,7	166,3	54,7
VA-6	3,50	24,6	84,2	16,01	13,88	3,16	7,9	243,5	75,7
VA-7	0,89	15,7	28,3	3,84	2,53	0,81	10,2	29,3	17,2
VAR-1	12,03	40,8	226,3	15,70	47,89	2,67	61,0	459,5	176,8
VAR-2	12,23	52,9	69,9	16,07	51,88	2,52	8,4	489,6	158,9
VAR-3	7,31	71,5	97,5	7,91	26,19	4,00	21,5	222,2	95,1
VAR-4	2,40	24,4	49,3	5,99	6,72	0,85	12,9	53,3	33,5
VAR-5	1,68	23,0	27,0	3,67	3,34	0,70	11,2	26,7	20,7
VAR-6	0,84	4,7	15,2	1,49	2,23	0,59	5,0	17,3	15,1

Vedlegg E: Framgangsmåte og temperaturprogram for UltraClave



MLS Microwave Report

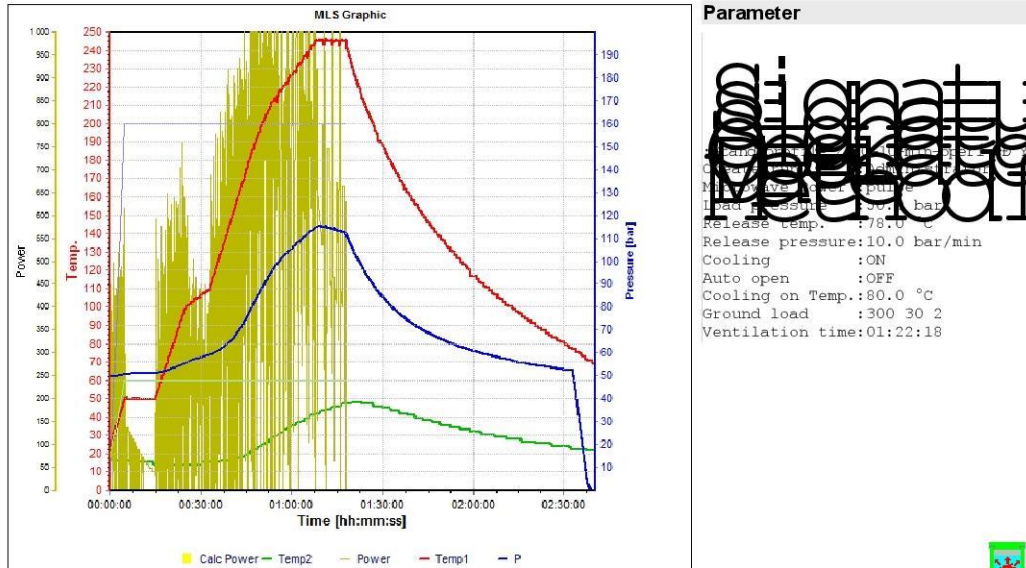
Application: ultraCLAVE

Report 02.06.2016 13:49:20

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2016\PROJECT NOT FINISHED\KJEMMASTER\Rannveig Jørgensen - TP\979-190516 121-160 Rannveig pnr 1 33.dpr

MLS Milestone
www.milestonesrl.com



Parameter

Release pressure: 10.0 bar/min
Cooling : ON
Auto open : OFF
Cooling on Temp.: 80.0 °C
Ground load : 300 30 2
Ventilation time: 01:22:18

Remark:

Ultraclaverun nr 979 vials 121-160
Prosjekt Rannveig Jørgensen , Master hos Trond P , Jord og mose fra sør og vestlande pnr 1-33. av 102
Prosedyre 200-300 mg prøve ble tilsatt 9 ml 50% HNO₃ v/v, dekomponert i henhold til viste temperaturprofil, fortynnet til 108 ml som gir 0.6M HNO₃, benyttes til analyse på ICP-MS.

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 E.1.1: Temperatur- og trykkprofil for dekomponering av jord- og moseprøvene i UltraClave

Vedlegg F: Kvalitetskontroll

Kvalitetskontroll er utført for å undersøke nøyaktighet og reproduserbarhet av analysemetoden. Hvordan beregninger er utført er vist i kapittel 4.2.4.

Vedlegg F.1: Analyser av standard referansematerialer

Tabell F.1.1: Resultater fra ICP-MS-analyser av referansematerialet Tobacco INCT-OBTL-5 som ble oppsluttet som moseprøve. Sn, Tl, Bi og Se er ikke sertifisert.

	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
Parallell 1 (mg/kg):	1,83	2,95	0,129	0,054	0,090	54,1	0,0529	0,830	0,096
Parallell 2 (mg/kg):	1,94	2,88	0,130	0,057	0,099	53,8	0,0292	0,750	0,052
Parallell 3 (mg/kg):	1,90	2,84	0,120	0,056	0,101	57,3	0,0365	0,812	0,079
Gjennomsnitt:	1,89	2,89	0,13	0,06	0,10	55,1	0,04	0,80	0,08
Standardavvik:	0,05	0,05	0,01	0,00	0,01	1,96	0,01	0,04	0,02
RSD (%):	2,84	1,84	4,30	2,93	6,10	3,55	30,7	5,29	29,5
Sertifisert verdi:	2,01	2,64	-	-	-	52,4	0,076	0,668	-
Avvik (%)	5,94	-9,5	-	-	-	-5,13	48	-19,4	-

Tabell F.1.2: Resultater fra ICP-MS-analyser av referansematerialet Tobacco INCT-PVTL-6 som ble oppsluttet som moseprøve. Se er ikke sertifisert.

	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
Parallell 1 (mg/kg):	0,85	2,51	0,088	0,0269	0,174	45,9	0,066	0,152	0,014
Parallell 2 (mg/kg):	0,82	2,45	0,049	0,0249	0,170	43,7	0,036	0,144	0,015
Parallell 3 (mg/kg):	0,72	2,47	0,125	0,0249	0,167	45,4	0,101	0,166	0,048
Gjennomsnitt:	0,80	2,48	0,09	0,03	0,17	45,0	0,07	0,15	0,03
Standardavvik:	0,07	0,03	0,04	0,00	0,00	1,18	0,03	0,01	0,02
RSD (%):	8,72	1,17	43,94	4,39	1,98	2,62	48,32	7,15	74,5
Sertifisert verdi:	0,97	2,23	0,031	0,0228	0,14	43,6	0,037	0,138	-
Avvik (%)	17,9	-11	-182,1	-12,1	-21,5	-3,2	-81,7	-11,8	-

Tabell F.1.3: Resultater fra ICP-MS-analyser av referansematerialet Soil Res GBW07408 som ble oppsluttet som jordprøve.

	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
Parallell 1 (mg/kg):	14,4	0,124	0,584	0,396	0,305	56,9	0,0925	12,4	0,231
Parallell 2 (mg/kg):	14,4	0,124	0,580	0,390	0,313	55,2	0,0837	12,4	0,153
Parallell 3 (mg/kg):	14,2	0,119	0,545	0,381	0,305	53,2	0,0858	12,1	0,150
Gjennomsnitt:	14,3	0,122	0,570	0,389	0,308	55,1	0,087	12,3	0,178
Standardavvik:	0,14	0,003	0,021	0,008	0,005	1,86	0,005	0,159	0,046
RSD (%):	0,95	2,07	3,75	1,95	1,49	3,38	5,22	1,29	25,63
Sertifisert verdi:	21	0,13	2,8	0,58	0,38	68	1	12,7	0,1
Avvik (%):	31,7	5,8	79,7	32,9	19,0	19,0	91,3	3,0	-77,9

Vedlegg F.2: Homogenitetstest

To tilfeldig valgte jordprøver og to tilfeldig valgte moseprøver ble analysert i tre paralleller for å undersøke reproduserbarheten av analysene. Resultatene fra jordprøvene er gitt i tabell F.2.1 og F.2.2, og resultatene fra moseprøvene er gitt i tabell F.2.3 og F.2.4.

Tabell F.2.1: Analyse av tilfeldig valgt moseprøve, VA-6, i tre paralleller.

Prøve	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
VA-6 A (mg/kg):	4,34	0,103	0,210	0,0991	0,0312	78,2	0,09	0,20	0,45
VA-6 B (mg/kg):	4,98	0,117	0,230	0,0954	0,0300	30,4	0,13	0,21	0,45
VA-6 C (mg/kg):	5,11	0,114	0,226	0,0892	0,0330	52,3	0,12	0,22	0,52
Gjennomsnitt:	4,81	0,11	0,22	0,09	0,03	53,61	0,11	0,21	0,47
Standardavvik:	0,41	0,01	0,01	0,01	0,00	23,92	0,02	0,01	0,04
RSD (%):	8,57	6,62	4,74	5,34	4,66	44,63	16,5	5,00	8,02

Tabell F.2.2: Analyse av tilfeldig valgt moseprøve, SA-1, i tre paralleller.

Prøve	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
SA-1 A (mg/kg):	9,00	0,159	0,661	0,101	0,0519	33,1	0,29	0,40	0,95
SA-1 B (mg/kg):	11,1	0,133	0,670	0,157	0,0592	34,6	0,36	0,42	0,90
SA-1 C (mg/kg):	9,76	0,161	0,662	0,133	0,0582	39,6	0,34	0,33	0,89
Gjennomsnitt:	9,94	0,15	0,66	0,13	0,06	35,7	0,33	0,38	0,91
Standardavvik:	1,04	0,02	0,00	0,03	0,00	3,40	0,04	0,05	0,03
RSD (%):	10,5	10,2	0,7	21,6	7,0	9,5	10,8	12,9	3,4

Tabell F.2.3: Analyse av tilfeldig valgt jordprøve, VA-7, i tre paralleller.

Prøve	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
VA-7 A (mg/kg):	36,5	0,642	1,162	0,158	0,104	33,4	0,419	1,20	0,704
VA-7 B (mg/kg):	37,3	0,644	0,959	0,174	0,100	37,0	0,360	1,31	0,894
VA-7 C (mg/kg):	35,9	0,625	0,979	0,127	0,101	35,6	0,369	1,29	0,849
Gjennomsnitt:	36,6	0,6	1,0	0,2	0,1	35,3	0,4	1,3	0,8
Standardavvik:	0,74	0,01	0,11	0,02	0,002	1,82	0,03	0,06	0,10
RSD (%):	2,0	1,7	10,8	15,8	1,9	5,2	8,3	4,6	12,2

Tabell F.2.4: Analyse av tilfeldig valgt jordprøve, VAR-3, i tre paralleller. Konsentrasjon av metallene er gitt i mg/kg.

Prøve	Pb	Cd	Sn	Tl	Bi	Zn	Sb	As	Se
VAR-3 A (mg/kg):	153,3	1,50	2,04	0,166	0,549	83,9	0,452	4,66	2,00
VAR-3 B (mg/kg):	146,8	1,52	1,97	0,168	0,497	89,6	0,629	4,86	1,85
VAR-3 C (mg/kg):	152,1	1,61	1,93	0,162	0,534	91,5	0,574	4,99	2,06
Gjennomsnitt	150,7	1,5	2,0	0,2	0,5	88,3	0,6	4,8	2,0
Standardavvik	3,47	0,06	0,06	0,003	0,03	3,93	0,09	0,17	0,11
RSD (%)	2,3	3,7	2,8	2,1	5,1	4,4	16,5	3,4	5,5