

# Metallbelastning i Mo i Rana studert ved transplanterte moseprøver

**Iselin Esp Pettersen**

Kjemi

Innlevert: mai 2014

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 samarbeid med Mo Industripark. Ansvarlige veiledere for oppgaven har vært Trond Peder Flaten (NTNU) og Eiliv Steinnes (NTNU).

Først må jeg få takke **Trond Peder Flaten** for at jeg fikk skrive denne oppgaven. Jeg er så utrolig takknemlig for all veiledning og gjennomlesning i forbindelse med oppgaven, og for at du alltid tar deg tid til spørsmål. Takk til **Eiliv Steinnes** for ditt initiativ til oppgaven, for kunnskapen du har delt og for at du er tilgjengelig på mail hvor enn du er i verden. Jeg er stor av beundring for ditt engasjement.

**Monica Hagen** fortjener en stor takk for hjelp med prøveuthenging, møteinnkallelser og støtte gjennom denne prosessen. Din optimisme og ditt sprudlende humør smitter. En takk til **Mo Industripark AS** og ansvarlige fra **Celsa**, **Fesil** og **Glencore** for et godt samarbeid. Dere har gjort denne oppgaven gjennomførbar. En ekstra takk til **Mo Industripark AS** for bruk av forsidebilde.

Takk til **Syverin Lierhagen** for alle ICP-MS analyser og for forklaring av analyse-teknikk og analysedata.

Takk til **Tine** som har lest korrektur og vært min faste labpartner gjennom studiet. Takk også til **venner** og **familie** som har vært der for meg i hele studietiden. **Pappa** fortjener en spesiell takk for bildene og for at du stod opp klokken 05.00 for å hjelpe til å hente inn moseprøvene mine en kald desembermorgen. Du stiller alltid opp.

Til slutt må jeg takke **Ola**. Du er så tålmodig og oppmuntrende, selv når jeg har vært helt borte i masterarbeidet. Samtidig har du fått meg til å tenke på alt annet enn masteren når jeg har trengt det som mest. Takk også for starthjelp med faktoranalysene og sist, men ikke minst; takk for at du er du!

Årene på NTNU har vært lærerik - Nå gleder jeg meg til sommerferie og å kunne drømme om annet enn kart og metaller.

Iselin Esp Pettersen  
Trondheim, 14. Mai 2014

# Sammendrag

Denne oppgaven kartlegger atmosfærisk nedfall av 46 metaller i Mo Industripark og nærliggende bebyggelse ved hjelp av transplanterte moseprøver. Det er beregnet grad av anrikning i forhold til utgangsnivå (uekspontert mose) og forsøkt identifisert utslippskilder til metaller som er knyttet til aktiviteter eller prosesser i industriområdet. Undersøkelsen ble gjennomført høsten 2012.

Celsa Armeringsstål AS, Fesil Rana Metall AS og Glencore Manganese Norway AS er de mest relevante industribedriftene i området, og moseprøvene ble plassert med et formål om å kunne skille mellom disse utslippskildene. I tillegg ble noen moseprøver plassert i den hensikt å kartlegge bidrag fra deponier, massetransport, skrap- og slagghåndtering og lignende som er et antatt problem i industriparken.

Det ble observert en anrikning i forhold til uekspontert mose for samtlige metaller. Det atmosfæriske nedfallet for 39 av oppgavens 46 metaller kan i varierende grad knyttes til utslipp fra Mo Industripark. Den geografiske fordelingen for disse metallene beskrives blant annet i form av kart. Nivåene avtar raskt fra utslippskilden(e) og nivåene ved Moheia og ellers i bybebyggelsen er betydelig lavere enn det som er funnet ved de tyngst eksponerte områdene i Mo Industripark. Det kan være at utvalgte områder i industriparken burde undersøkes med tanke på arbeidsmiljø. Lokalitetene lengst unna industriparken har konsentrasjoner ned mot utgangsnivå for de fleste metaller.

Metallene som viser høyest ratio relativt til de ueksponterte moseprøvene er Cd, Cr, Mn, Pb og W. Maksimumsverdien for disse komponentene svarer til en økning på 200 ganger eller mer av utgangsnivå. De høyeste konsentrasjonene ble funnet for Al, Ca, Fe, Mg og Mn. For disse grunnstoffene er innholdet i mose naturlig høyt. I tillegg viser B, Ba, Hf, Mo, Nb, V, Zn og Zr forhøyede nivåer (> 30 ganger utgangsnivå). Etter den geografiske fordelingen å bedømme har mange metaller flere enn én viktig utslippskilde. Det er fem mulige kilder til atmosfærisk nedfall av metaller i Mo Industripark som utmerker seg; bedriftene Celsa Armeringsstål AS, Fesil Rana Metall AS og Glencore Manganese Norway AS samt skraphåndtering og slagghandling. De relative bidragene fra de ulike utslippskildene i Mo Industripark er forsøkt belyst ved hjelp av statistisk multivariable analyser, faktoranalyser (FA).

Spesifikk identifikasjon av utslippskilder i Mo Industripark har vist seg å være vanskelig på grunn av bedriftenes nære plasseringer. At de fleste metallene har utslipp fra mer enn en bedrift gjør denne oppgaven enda mer komplisert. Noen mønster er likevel mer tydelig enn andre. Mn er høyest nær Glencore, noe som var forventet på grunn av bedriftens produksjon av silikomangan. Ag, Al, B, Ba, Bi, Ca, Cr, Fe, Hf,

Hg, Mo, Nb, V, W og Zr viser maksimumsverdier nær Celsa. Konsentrasjoner av As, Be, Ce, Co, La, Nd, Sc, Th og Tl er høyest i området omkring Fesil og Glencore. Cd, Pb, and Zn viser høyeste nivåer ved Celsas skraplager, som også er påvirket av massetransport og slaggbehandling. Celsas utslipp avhenger av kvaliteten på skrapmetallet som kjøpes inn. Smelting av skrap med varierende sammensetning kan være forklaringen på det brede spekteret av metaller (inkludert Mo, Nb, W og Zr) som slippes ut fra denne bedriften.

Den geografiske fordelingen som er funnet kan benyttes som en kunnskapsdatabase og peke ut områder som muligens bør undersøkes nærmere og/eller der det gjennomføres tiltak som kan redusere utslippet av metaller. Dette gjelder først og fremst området omkring Celsas slaggbehandling som i tillegg til slaggbehandlingen er utsatt for pipeutslipp og diffuse utslipp, området vest for anlegget til Fesil og Glencore og området omkring skraplageret. Denne undersøkelsen kan ikke si noe om biologisk tilgjengelighet eller eventuelle miljøkonsekvenser av metallene som rapporteres i dette studiet. For metallene som opptrer i relativt lave konsentrasjoner kan en riktignok med stor grad av sannsynlighet utelukke konsekvenser av betydning.

# Abstract

This thesis investigates the atmospheric deposition of 46 metals in Mo Industrial Park and the urban settlement nearby by means of moss bags. The degree of enrichment compared to unexposed moss is calculated and possible sources of atmospheric deposition, which could be associated with activities or processes in the industrial area, are identified. The survey was conducted in autumn 2012.

Celsa Armeringsstål AS, Fesil Rana Metall AS and Glencore Manganese Norway AS are the main relevant industrial plants at the site, and the deployment of the moss bags was aiming to distinguish between emissions from these sources. Celsa receives scrap metals for re-melting, Fesil produces ferrosilicon, and Glencore produces ferromanganese alloys. In addition some moss-bags were placed in positions to evaluate contributions from other potential sources inside the park such as waste disposal sites, scrap yard, and mass transportation.

The atmospheric deposition for 39 of the surveys 46 metals could be associated with emission from Mo Industrial Park. The geographical distributions are given for these metals. The levels are quickly decreasing in distance from emission source(s) and the levels at Moheia and urban settlement are generally considerably lower than the most exposed areas in Mo Industrial Park. The locations furthest from the industrial park have concentrations down towards the values in unexposed moss for most of the metals.

The metals showing the highest ratio relative to unexposed moss-bags were Cd, Cr, Mn, Pb and W. Peak values for these elements showed an increase by a factor of 200 or more. The highest concentrations were found for Al, Ca, Fe, Mg and Mn. The content of these elements are naturally high in moss. In addition B, Ba, Hf, Mo, Nb, V, Zn og Zr show enriched levels ( $> 30$  times output value). Precise identification of sources of individual metals however was difficult because the plants are situated close to each other, FESIL and Glencore even stationed in different ends of the same building. The fact that most of the metals may be emitted from more than one plant makes the task even more complicated.

Some patterns are still evident. The values for Mn are highest near Glencore, as expected for this ferromanganese plant. Ag, Al, B, Ba, Bi, Ca, Cr, Fe, Hf, Hg, Mo, Nb, V, W and Zr show peak values around Celsa. Concentrations of As, Be, Ce, Co, La, Nd, Sc, Th and Tl are highest in the area nearby FESIL and Glencore. Cd, Pb, and Zn show the highest levels next to the Celsa scrap yard, which is also affected by mass transportation and slag treatment. Pb and Zn also show high concentrations nearby Celsa, whereas Cd shows no clear pattern. The Celsa emissions depend on the quality

of the scrap iron received. The meltdown of scrap metal with varying constituents may be the reason for a broad range of metals (including Mo, Nb, W and Zr) released from this plant.

Even though the geographical distribution of some metals monitored in this study showed good accordance with emissions reported by the three industrial plants, it proved difficult to distinguish contributions from sources located close to each other, especially when some of the components are released from more than one source. Multivariate statistics were used to investigate source apportionment. The geographical distribution could be used as an informative database to select areas which could need more investigation and/or carry through actions which can diminish metal emissions. Priority areas should be around Celsas slag treatment, also exposed of emission from chimneys and diffuse emission, west of the installation to Fesil and Glencore and by the scrap yard. The study cannot say anything about the bio-availability or environmental effects by the observed atmospheric depositions; this requires other and more detailed surveys. However, consequences could probably be excluded for elements which occur in relatively low concentrations.





# Innholdsfortegnelse

<b>Forord</b>	i
<b>Sammendrag</b>	ii
<b>Abstract</b>	iv
<b>Figurer</b>	xii
<b>Tabeller</b>	xiv
<b>1 Introduksjon</b> .....	1
1.1 Bakgrunn og mål for oppgaven .....	2
1.2 Avgrensning av oppgaven .....	3
1.3 Oppbygning og struktur .....	4
<b>2 Mose i miljøovervåkning</b> .....	5
2.1 Biologisk overvåkning .....	5
2.2 Mose som overvåkingsobjekt .....	6
2.2.1 Passiv biologisk overvåkning .....	6
2.2.2 Aktiv biologisk overvåkning .....	6
2.3 Mosens egenskaper .....	7
<b>3 Luftkvalitet</b> .....	9
3.1 Svevestøv .....	9
3.1.1 Svevestøv og helse .....	10
3.1.2 Grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier .....	10
3.1.3 Sammensetning .....	11
3.1.4 Status i norske byer .....	12
3.2 Støvnedfall .....	13
<b>4 Områdebeskrivelse</b> .....	15
4.1 Mo i Ranas industrihistorie .....	18
4.2 Prosessbedrifter i Mo Industripark .....	19
4.2.1 Celsa Armeringsstål AS (tidligere Fundia) .....	19
4.2.2 Fesil Rana Metall AS .....	20
4.2.3 Glencore Manganese Norway AS (tidligere Rio Doce og Vale) .....	21

4.2.4	SMA minerals AS.....	22
4.3	Jernmetallurgisk industri .....	23
<b>5</b>	<b>Mo i Rana: Status og tidligere undersøkelser .....</b>	<b>25</b>
5.1	Luftovervåkingsprogrammet .....	26
5.2	Status for metaller i svevestøv .....	26
5.3	Kilder.....	28
5.4	Status for metaller i støvnedfall .....	29
5.5	Tidligere moseundersøkelser.....	32
5.5.1	Undersøkelse i 2000 .....	32
5.5.2	Undersøkelse i 2005 .....	33
5.5.3	Undersøkelse i 2010 .....	33
5.6	Kartlegging av tungmetaller i poteter, bær og grønnsaker fra Mo i Rana .....	34
5.7	Tiltaksutredning.....	34
<b>6</b>	<b>Metaller .....</b>	<b>37</b>
6.1	Arsen (As) .....	39
6.2	Kadmium (Cd).....	40
6.3	Krom (Cr) .....	41
6.4	Kvikksølv (Hg).....	42
6.5	Mangan (Mn).....	43
6.6	Molybden (Mo) .....	44
6.7	Bly (Pb) .....	44
6.8	Vanadium (V).....	45
6.9	Wolfram (W) .....	46
6.10	Sink (Zn) .....	47
6.11	Zirkonium (Zr), Hafnium (Hf) og Niob (Nb) .....	48
<b>7</b>	<b>Metode .....</b>	<b>49</b>
7.1	Prøveopphengning.....	49
7.2	Forbehandling, preparering og kjemisk analyse av moseprøver.....	50
7.3	Analysemetode og analysespesifikasjoner .....	51
7.3.1	UltraClave.....	51
7.3.2	ICP-MS .....	51
7.4	Kvalitetssikring av analyseresultater.....	52
7.5	Databehandling.....	55

7.5.1	Statistiske parametere og multivariable analyser .....	56
<b>8</b>	<b>Vurdering av «moss-bags» teknikken .....</b>	<b>59</b>
<b>9</b>	<b>Resultat.....</b>	<b>61</b>
9.1	Oppsummerende resultat.....	61
9.2	Resultat for metaller med utslipp fra Mo Industripark.....	64
9.2.1	Sølv (Ag) .....	64
9.2.2	Aluminium (Al) .....	65
9.2.3	Arsen (As).....	66
9.2.4	Bor (B).....	67
9.2.5	Barium (Ba) .....	68
9.2.6	Beryllium (Be).....	69
9.2.7	Vismut (Bi).....	70
9.2.8	Kalsium (Ca).....	71
9.2.9	Kadmium (Cd).....	72
9.2.10	Cerium (Ce).....	73
9.2.11	Kobolt (Co) .....	74
9.2.12	Krom (Cr).....	75
9.2.13	Cesium (Cs).....	76
9.2.14	Kobber (Cu) .....	77
9.2.15	Jern (Fe).....	78
9.2.16	Gallium (Ga) .....	79
9.2.17	Hafnium (Hf).....	80
9.2.18	Kvikksølv (Hg).....	81
9.2.19	Lantan (La).....	82
9.2.20	Litium (Li).....	83
9.2.21	Magnesium (Mg).....	84
9.2.22	Mangan (Mn) .....	85
9.2.23	Molybden (Mo) .....	86
9.2.24	Niob (Nb) .....	87
9.2.25	Neodym (Nd) .....	88
9.2.26	Nikkel (Ni) .....	89
9.2.27	Bly (Pb) .....	90
9.2.28	Antimon (Sb).....	91
9.2.29	Scandium (Sc).....	92

9.2.30	Tinn (Sn) .....	93
9.2.31	Strontium (Sr).....	94
9.2.32	Thorium (Th).....	95
9.2.33	Titan (Ti) .....	96
9.2.34	Thallium (Tl).....	97
9.2.35	Uran (U) .....	98
9.2.36	Vanadium (V).....	99
9.2.37	Wolfram (W).....	100
9.2.38	Sink (Zn) .....	101
9.2.39	Zirkonium (Zr) .....	102
9.3	Resultat for øvrige metaller.....	103
9.3.1	Gull (Au).....	103
9.3.2	Kalium (K).....	103
9.3.3	Natrium (Na).....	103
9.3.4	Platina (Pt) .....	103
9.3.5	Rubidium (Rb).....	103
9.3.6	Svovel (S) .....	103
9.3.7	Selen (Se).....	104
9.4	Resultat av statistisk multivariable analyser .....	104
9.4.1	Faktoranalyse 1 (FA1).....	104
9.4.2	Faktoranalyse 2 (FA2).....	106
<b>10</b>	<b>Diskusjon</b> .....	<b>109</b>
10.1	Diskusjon etter metall .....	111
10.1.1	Sølv (Ag).....	111
10.1.2	Aluminium (Al).....	111
10.1.3	Arsen (As) .....	112
10.1.4	Bor (B).....	113
10.1.5	Barium (Ba).....	114
10.1.6	Beryllium (Be) .....	115
10.1.7	Vismut (Bi).....	116
10.1.8	Kalsium (Ca) .....	116
10.1.9	Kadmium (Cd) .....	117
10.1.10	Cerium (Ce), kobolt (Co), cesium (Cs), lantan (La), neodym (Nd), scandium (Sc), thorium (Th) og thallium (Tl).....	118

10.1.11	Krom (Cr).....	119
10.1.12	Kobber (Cu), antimon (Sb) og tinn (Sn) .....	120
10.1.13	Jern (Fe).....	121
10.1.14	Gallium (Ga), strontium (Sr) og titan (Ti) .....	122
10.1.15	Hafnium (Hf) og zirkonium (Zr).....	123
10.1.16	Kvikksølv (Hg).....	123
10.1.17	Litium (Li).....	124
10.1.18	Magnesium (Mg).....	125
10.1.19	Mangan (Mn) .....	125
10.1.20	Molybden (Mo) .....	126
10.1.21	Nikkel (Ni) .....	127
10.1.22	Niob (Nb), vanadium (V) og wolfram (W).....	127
10.1.23	Bly (Pb) .....	128
10.1.24	Uran (U) .....	130
10.1.25	Sink (Zn) .....	131
10.1.26	Øvrige metaller (Au, K, Na, Pt, Rb, S og Se) .....	132
10.2	Diskusjon etter lokalitet .....	133
10.2.1	Celsa Armeringsstål AS .....	133
10.2.2	Fesil Rana Metall AS og Glencore Manganese Norway AS .....	134
10.2.3	Prøvepunkt 1003 .....	135
10.2.4	Moheia målestasjon og bybebyggelse.....	136
<b>11</b>	<b>Konklusjon.....</b>	<b>137</b>
	<b>Referanser</b>	<b>141</b>
	<b>A Prøvepunktbeskrivelse med GPS-koordinater</b>	<b>149</b>
	<b>B Rådata for ICP-MS analyser</b>	<b>151</b>
	<b>C Observert anrikning i forhold til ueksponert mose</b>	<b>157</b>
	<b>D Resultat og variasjon for tripletter og ueksponert mose</b>	<b>161</b>
	<b>E Resultat for duplikater og reprotester</b>	<b>167</b>
	<b>F Resultat for referansematerial</b>	<b>171</b>
	<b>G Temperatur- og trykkprofil for dekomponering av prøvene i UltraClave</b>	<b>175</b>
	<b>H Kildekarakteriseringen i Mo Industripark 2007/2008</b>	<b>177</b>
	<b>I Tiltakslister for bedre luftkvalitet i Mo i Rana</b>	<b>181</b>
	<b>J Risikovurdering av masteroppgaven</b>	<b>187</b>

# Figurer

Figur 3.1 Prosentandel av utvalgte grunnstoff i svevestøv i Mo i Rana.....	12
Figur 4.1 Kart over Mo Industripark. ....	15
Figur 4.2 Mo Industripark sett fra luften (2012). Foto: MIP Info .....	16
Figur 4.3 Mo Industripark fra luften (2012). Foto: MIP Info .....	17
Figur 4.4 Flytskjema for produksjon av jernbaserte metaller .....	23
Figur 5.1 Rapporterte utslipp av partikulært materiale.....	26
Figur 5.2 Antall døgnoverskridelser og årsmiddelverdier for perioden 2006-2013. ....	27
Figur 5.3 Trend for kadmium, krom, mangan, sink og bly i svevestøv i Mo i Rana ...	27
Figur 5.4 Kjemisk innhold i partiklene fra ulike kilder i Mo Industripark.....	29
Figur 5.5 Årsmidlet støvnedfall i Mo i Rana i perioden 2008-2012 .....	30
Figur 5.6 Årsmidlet innhold av mangan i støvnedfall mellom 2008 og 2012 .....	30
Figur 5.7 Årsmidlet innhold av bly i støvnedfall mellom 2008 og 2012 .....	31
Figur 5.8 Årsmidlet innhold av sink i støvnedfall mellom 2008 og 2012.....	31
Figur 5.9 Årsmidlet innhold av jern i støvnedfall mellom 2008 og 2012 .....	32
Figur 5.10 Tiltaksområde for forbedret luftkvalitet Mo i Rana.....	35
Figur 6.1 Rapporterte utslipp av arsen til luft fra Celsa, Fesil og Glencore .....	39
Figur 6.2 Rapporterte utslipp av kadmium til luft fra Celsa, Fesil og Glencore .....	40
Figur 6.3 Rapporterte utslipp av krom til luft fra Celsa, Fesil og Glencore .....	41
Figur 6.4 Rapporterte utslipp av kvikksølv til luft fra Celsa, Fesil og Glencore.....	42
Figur 6.5 Rapporterte utslipp av mangan til luft fra Celsa, Fesil og Glencore.....	43
Figur 6.6 Rapporterte utslipp av bly til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 .....	45
Figur 6.7 Rapporterte utslipp av sink til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012.....	47
Figur 7.1 Prøvepunkter Mo i Rana.. .....	49
Figur 7.2 Vindretningsfordeling samt vindhastighet for eksponeringsperioden.....	50
Figur 7.3 ECDF-plot for Ca og Cd .....	57
Figur 7.4 "Scree plot" for faktoranalyse 1 .....	58
Figur 9.1 Geografisk fordeling for sølv i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	64
Figur 9.2 Geografisk fordeling for aluminium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	65
Figur 9.3 Geografisk fordeling for arsen i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	66
Figur 9.4 Geografisk fordeling for bor i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	67
Figur 9.5 Geografisk fordeling for barium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	68
Figur 9.6 Geografisk fordeling for beryllium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	69
Figur 9.7 Geografisk fordeling for vismut i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	70
Figur 9.8 Geografisk fordeling for kalsium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	71
Figur 9.9 Geografisk fordeling for kadmium i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	72

Figur 9.10 Geografisk fordeling for cerium i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	73
Figur 9.11 Geografisk fordeling for kobolt i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	74
Figur 9.12 Geografisk fordeling for krom i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	75
Figur 9.13 Geografisk fordeling for cesium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	76
Figur 9.14 Geografisk fordeling for kobber i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	77
Figur 9.15 Geografisk fordeling for jern i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	78
Figur 9.16 Geografisk fordeling for gallium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	79
Figur 9.17 Geografisk fordeling for hafnium i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	80
Figur 9.18 Geografisk fordeling for kvikksølv i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	81
Figur 9.19 Geografisk fordeling for lantan i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	82
Figur 9.20 Geografisk fordeling for litium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	83
Figur 9.21 Geografisk fordeling for magnesium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	84
Figur 9.22 Geografisk fordeling for mangan i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	85
Figur 9.23 Geografisk fordeling for molybden i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	86
Figur 9.24 Geografisk fordeling for niob i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	87
Figur 9.25 Geografisk fordeling for neodym i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	88
Figur 9.26 Geografisk fordeling for nikkel i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	89
Figur 9.27 Geografisk fordeling for bly i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	90
Figur 9.28 Geografisk fordeling for antimon i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	91
Figur 9.29 Geografisk fordeling for scandium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	92
Figur 9.30 Geografisk fordeling for tinn i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	93
Figur 9.31 Geografisk fordeling for strontium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	94
Figur 9.32 Geografisk fordeling for thorium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	95
Figur 9.33 Geografisk fordeling for titan i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	96
Figur 9.34 Geografisk fordeling for thallium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	97
Figur 9.35 Geografisk fordeling for uran i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	98
Figur 9.36 Geografisk fordeling for vanadium i «moss-bags» fra Mo i Rana .....	99
Figur 9.37 Geografisk fordeling for wolfram i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	100
Figur 9.38 Geografisk fordeling for sink i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	101
Figur 9.39 Geografisk fordeling for zirkonium i «moss-bags» fra Mo i Rana.....	102
Figur 9.40 Faktor scores for robust FA 1 med 22 utvalgte metall og 4 faktorer .....	105
Figur 9.41 Faktor scores for robust FA 2 med 22 utvalgte metall og 4 faktorer .....	107
Figur 10.1 Celsa (stålverket) sett mot vest. Foto: Arnfinn Pettersen.....	134
Figur 10.2 Fesil og Glencore sett mot vest. Foto: Arnfinn Pettersen .....	135
Figur 10.3 Prøvepunkt 1003 sett mot nord. Foto: Arnfinn Pettersen .....	136
Figur G.1 UltraClave-fil for dekomponering av moseprøvene .....	176

# Tabeller

Tabell 3.1 Grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier for PM <sub>10</sub> .....	11
Tabell 3.2 Retningslinjer for støvnedfall, gitt av NILU .....	13
Tabell 4.1 Rapporterte utslipp til luft fra Celsa Armeringsstål AS .....	20
Tabell 4.2 Rapporterte utslipp til luft fra Fesil Rana Metall AS .....	21
Tabell 4.3 Rapporterte utslipp til luft fra Glencore Manganese Norway AS .....	22
Tabell 5.1 Årlige utslipp av svevestøv i Mo i Rana fordelt på fire hovedkilder .....	25
Tabell 6.1 Grenseverdi, målsettingsverdier og luftkvalitetskriterier .....	38
Tabell 9.1 Statistiske parametre for eksponerte "moss-bags" i Mo i Rana.. .....	62
Tabell 9.2 Observerte anrikningsfaktorer for Ag i forhold til ueksponert mose .....	64
Tabell 9.3 Observerte anrikningsfaktorer for Al i forhold til ueksponert mose .....	65
Tabell 9.4 Observerte anrikningsfaktorer for As i forhold til ueksponert mose.....	66
Tabell 9.5 Observerte anrikningsfaktorer for B i forhold til ueksponert mose .....	67
Tabell 9.6 Observerte anrikningsfaktorer for Ba i forhold til ueksponert mose.....	68
Tabell 9.7 Observerte anrikningsfaktorer for Be i forhold til ueksponert mose.....	69
Tabell 9.8 Observerte anrikningsfaktorer for Bi i forhold til ueksponert mose .....	70
Tabell 9.9 Observerte anrikningsfaktorer for Ca i forhold til ueksponert mose.....	71
Tabell 9.10 Observerte anrikningsfaktorer for Cd i forhold til ueksponert mose .....	72
Tabell 9.11 Observerte anrikningsfaktorer for Ce i forhold til ueksponert mose.....	73
Tabell 9.12 Observerte anrikningsfaktorer for Co i forhold til ueksponert mose .....	74
Tabell 9.13 Observerte anrikningsfaktorer for Cr i forhold til ueksponert mose .....	75
Tabell 9.14 Observerte anrikningsfaktorer for Cs i forhold til ueksponert mose.....	76
Tabell 9.15 Observerte anrikningsfaktorer for Cu i forhold til ueksponert mose .....	77
Tabell 9.16 Observerte anrikningsfaktorer for Fe i forhold til ueksponert mose .....	78
Tabell 9.17 Observerte anrikningsfaktorer for Ga i forhold til ueksponert mose .....	79
Tabell 9.18 Observerte anrikningsfaktorer for Hf i forhold til ueksponert mose.....	80
Tabell 9.19 Observerte anrikningsfaktorer for Hg i forhold til ueksponert mose .....	81
Tabell 9.20 Observerte anrikningsfaktorer for La i forhold til ueksponert mose.....	82
Tabell 9.21 Observerte anrikningsfaktorer for Li i forhold til ueksponert mose.....	83
Tabell 9.22 Observerte anrikningsfaktorer for Mg i forhold til ueksponert mose.....	84
Tabell 9.23 Observerte anrikningsfaktorer for Mn i forhold til ueksponert mose.....	85
Tabell 9.24 Observerte anrikningsfaktorer for Mo i forhold til ueksponert mose.....	86
Tabell 9.25 Observerte anrikningsfaktorer for Nb i forhold til ueksponert mose .....	87
Tabell 9.26 Observerte anrikningsfaktorer for Nd i forhold til ueksponert mose .....	88
Tabell 9.27 Observerte anrikningsfaktorer for Ni i forhold til ueksponert mose .....	89
Tabell 9.28 Observerte anrikningsfaktorer for Pb i forhold til ueksponert mose.....	90



Tabell 9.29	Observerte anrikningsfaktorer for Sb i forhold til ueksponert mose .....	91
Tabell 9.30	Observerte anrikningsfaktorer for Sc i forhold til ueksponert mose .....	92
Tabell 9.31	Observerte anrikningsfaktorer for Sn i forhold til ueksponert mose .....	93
Tabell 9.32	Observerte anrikningsfaktorer for Sr i forhold til ueksponert mose.....	94
Tabell 9.33	Observerte anrikningsfaktorer for Th i forhold til ueksponert mose.....	95
Tabell 9.34	Observerte anrikningsfaktorer for Ti i forhold til ueksponert mose.....	96
Tabell 9.35	Observerte anrikningsfaktorer for Tl i forhold til ueksponert mose.....	97
Tabell 9.36	Observerte anrikningsfaktorer for U i forhold til ueksponert mose .....	98
Tabell 9.37	Observerte anrikningsfaktorer for V i forhold til ueksponert mose .....	99
Tabell 9.38	Observerte anrikningsfaktorer for W i forhold til ueksponert mose .....	100
Tabell 9.39	Observerte anrikningsfaktorer for Zn i forhold til ueksponert mose.....	101
Tabell 9.40	Observerte anrikningsfaktorer for Zr i forhold til ueksponert mose .....	102
Tabell 9.41	FA 1 for 22 utvalgte metall og 4 faktorer .....	104
Tabell 9.42	FA 2 for 22 utvalgte metall og 4 faktorer .....	106
Tabell A.1	GPS-koordinater og prøvepunktbeskrivelser for oppgavens lokaliteter...	150
Tabell B.1	Rådata fra ICP-MS analyser. ....	152
Tabell C.1	Observerte anrikningsfaktorer .....	158
Tabell D.1	Resultat og standardavvik for tripler og ueksponerte moseprøver .....	162
Tabell E.1	Resultat for duplikater og reprotester .....	168
Tabell F.1	Resultat for referansematerialet.....	172
Tabell H.1	Prøvepunktbeskrivelse og registrert støvkonsentrasjon fra kildekarakteriseringen av utslippspunkter i Mo Industripark .....	178
Tabell H.2	Partikkelklassifisering fra kildekarakteriseringen i Mo Industripark .....	179
Tabell I.1	Tiltaksliste for bedre luftkvalitet i Mo i Rana 2014-2017.....	182
Tabell I.2	Tiltak for bedre luftkvalitet i Mo i Rana pr.2012 .....	183



# 1 Introduksjon

I Mo i Rana er det høye utslipp av tungmetaller fra pågående industri (Miljødirektoratet, 2012). I tillegg har tidligere aktivitet på Koksverktomta og gruvevirksomhet bidratt til store utslipp. Ranfjorden er i dag klassifisert som meget sterkt forurenset med tjærestoffer (PAH), det er noen områder med tungmetallforurensning, og indre deler av fjorden er ilagt kostholdsråd (Myrvang, 2007). Byen har samtidig utfordringer med svevestøv, PM<sub>10</sub>, og Rana Kommune samarbeider med industrien og Statens Vegvesen for å få kontroll på situasjonen (Rana Kommune, 2013). Svevestøvet inneholder høye konsentrasjoner av metaller, og nivåene for bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), mangan (Mn) og sink (Zn) overvåkes (Hunnes, 2013).

Luftkvaliteten i Mo i Rana påvirkes i all hovedsak av lokale bidrag, hvor industrien er beregnet å være hovedkilden (Tønnesen, 2008). Etter at grenseverdien for døgnmiddelkonsentrasjonen for svevestøv ble overskredet 94 ganger i løpet av 2006 har det blitt utført omfattende undersøkelser for å kartlegge situasjonen i Mo i Rana. Her er det blant annet gjennomført en utvidet kjemisk analyse av svevestøvet, kildekarakterisering fra potensielle utslippspunkter i Mo Industripark og sammenlikning av partikler i svevestøvet med de som ble identifisert i kildekarakteriseringen (Hulbekkmo og Hunnes, 2008, Hunnes, 2007a, Hunnes, 2007b, Hunnes, 2011). Det har blitt innført tiltak som feieprogram, strengere utslippstillatelser, nye og bedre rensaneanlegg, asfaltering, forbedrede rutiner ved massetransport og lignende (Rana Kommune, 2013), men i 2014 var det registrert hele 24 døgnmiddeloverskridelser for svevestøv per 14. april (Nygård, 2014). Antall tillatte overskridelser er 35 per år. Det er derfor behov for ytterligere kunnskap om det atmosfæriske nedfallet i Mo i Rana, hovedsakelig i Mo Industripark, for å kunne gjennomføre tiltak som vil bidra til at luftforurensningen reduseres til et akseptabelt nivå.

Luftkvalitetsovervåkning basert på instrumentelle måleteknikker har god presisjon og nøyaktighet, men er kostbare og krever teknisk støtte. Et godt alternativ er biologisk overvåkning der akkumulering av grunnstoffer kan måles i biologisk materiale, som for eksempel mose (Wolterbeek, 2002). Denne teknikken er allment akseptert for evaluering av tungmetallbelastning, og analyse av naturlig voksende mose (Etasjemose - *Hylocomium splendens*) har vært en del av et nasjonalt overvåkningssystem for langtransporterte forurensninger siden 1977 (Steinnes et al., 2011a). Ut fra disse

nasjonale undersøkelser har det også blitt identifisert lokale kilder, deriblant fra industrien i Mo i Rana (Steinnes et al., 2001). I 2000 ønsket Statens forurensnings-tilsyn, nåværende Miljødirektoratet, en mer omfattende undersøkelse rundt et utvalg industribyer, hvor Mo i Rana ble inkludert (Steinnes et al., 2001). Analysene ble gjentatt i 2005 og 2010 (Steinnes et al., 2007b, Steinnes et al., 2011b) og Mo i Rana har vist seg å være den generelt mest tungmetallforurensede industri-byen i Norge (Steinnes et al., 2011b).

De viktigste industribedriftene i Mo i Rana, med tanke på utslipp av metaller til luft, er lokalisert i Mo Industripark, tidligere kalt jernverkstomta. Pipeutslipp og diffuse utslipp for utvalgte metaller (bl.a. As (arsen), Cd, Cr, Cu (kobber), Hg (kvikksølv), Mn, Pb, Zn) måles og estimeres for de enkelte bedriftene og rapporteres videre til Miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2012). Utslippssituasjonen fra bedriftsfasilitetene er dermed kjent for disse metallene, men andre metaller og de rapporterte metallenes fordeling ellers i industriområdet er det liten eller ingen kunnskap om. En kartlegging av metaller fordeling i industriparken vil kunne peke ut mulige områder hvor det bør utføres mer detaljerte undersøkelser og/eller gjennomføres tiltak som kan redusere utslippet av metaller og videre redusere svevestøvsnivået i Mo i Rana.

## **1.1 Bakgrunn og mål for oppgaven**

Bakgrunnen for oppgaven er først og fremst at Mo Industripark og Rana Kommune ønsker mer informasjon og kunnskap om utslippskilder til ulike metaller i Mo Industripark. Ved tidligere moseundersøkelser har det ikke vært mulig å ta prøver innenfor industriparken, av den enkle grunn at det ikke finnes naturlig voksende mose her. Med prøvepunkter kun utenfor industriparken har det vært vanskelig å kunne trekke noen konklusjoner om konkrete kilder til de ulike metallene og i moseundersøkelsen fra 2010 (Steinnes et al., 2011b) ble det anbefalt å kartlegge bidrag fra de enkelte bedriftene. Celsa Armeringsstål AS, Glencore Manganese Norway AS og Fesil Rana Metall AS måler, estimerer og rapporterer utslipp av utvalgte metaller til luft (og vann), så utslippene fra de største bedriftene er kjent for flere av metallene. I denne oppgaven vil det benyttes transplanterte moseprøver, «moss bags», til å identifisere utslipp av andre grunnstoffer fra bedriftene og observere spredningen av de rapporterte utslippene. I tillegg vil «moss bag» teknikken åpne muligheten for å kunne kartlegge bidrag fra deponier, massetransport, skrap- og slagghåndtering og lignende som er et antatt problem inne i industriparken. Ved å sammenlikne de rapporterte utslippene med fordelingene vil det også være mulig å si noe om metodens egnethet for identifikasjon av lokale utslippskilder.

De konkrete mål for denne oppgaven er følgende:

- Skape en kunnskapsdatabase for 46 utvalgte metaller atmosfæriske nedfall i Mo Industripark og omkringliggende områder ved hjelp av transplanterte moseprøver
- Beregne anrikning i forhold til ueksponert mose
- Anslå utslippskilder for metaller som kan knyttes til Mo Industripark
- Vurdere kort om «moss bags» teknikken er egnet til identifikasjon av lokale utslippskilder i Mo Industripark
- Utføre en statistisk multivariabel analyse, faktoranalyse, for utvalgte metaller
- Diskutere resultatene mot relevante undersøkelser fra Mo i Rana
- Se på konsentrasjonsforskjellene utenfor og innenfor industriparken

## 1.2 Avgrensning av oppgaven

Undersøkellesområdet ble avgrenset til Mo Industripark, samt områder i nær omkrets. Denne avgrensningen ble basert på resultat av tidligere moseundersøkelser og svevestøvmålinger. Lokalitetene ved Moheia og bybebyggelsen ble inkludert for å kunne sammenlikne nivåene i disse boligområdene med de i industriparken.

Mo i Rana har vist anrikninger av mindre typiske luftforurensningskomponenter, som Nb (niob), W (wolfram) og Zr (zirkonium). I denne oppgaven ble det derfor valgt å inkludere flere grunnstoffer enn de som vanligvis prioriteres i miljøundersøkelser; As, Pb, Cd, Hg, Cu, Cr, Ni (nikkel) og Zn. Moseprøvene ble analysert for 61 grunnstoffer, hvor 46 ble valgt ut i samråd med veilederne. Alle disse er metaller eller halvmetaller, men vil i denne oppgaven omtales som metaller (eller grunnstoff). På grunn av dataomfanget med så mange grunnstoffer har oppgaven først og fremst konsentrert seg om presentasjon og diskusjon av grunnstoffenes fordeling. Derfor i tillegg på grunn av mangel på sammenlignbare undersøkelser er det valgt å ikke sammenlikne resultatene med undersøkelser fra andre områder.

I kapittel 4, hvor Mo i Ranas industrihistorie presenteres, er det lagt vekt på historien til jernverkstomta hvor Mo Industripark ligger i dag. Bedrifter og områder utenfor dette er utelatt fra oppgaven i sin helhet. I industriparken er det bedriftene Celsa Armeringsstål AS, Glencore Manganese Norway AS og Fesil Rana Metall AS som legges mest vekt på, da disse er de største og mest interessante industribedriftene i Mo i Rana med tanke på utslipp av metaller til luft.

Kart eller andre figurer som ikke er henvist til kilde er laget i ArcGIS, eller tegnet av forfatteren.

## 1.3 Oppbygning og struktur

- **Kapittel 2:**  
Tar for seg bruken av mose i biologisk overvåkning samt dens karakteristiske egenskaper.
- **Kapittel 3:**  
Her defineres svevestøv (og nedfallsstøv) og det gis en kortfattet presentasjon av grenseverdier, sammensetning og status i Norge.
- **Kapittel 4:**  
Presenterer undersøkelsesområdet og prosessbedriftene i Mo Industripark. Et lite avsnitt om metallurgisk industri er inkludert.
- **Kapittel 5:**  
Beskriver status for luftforurensning i Mo i Rana og oppsummerer tidligere undersøkelser utført i Mo i Rana og Mo Industripark.
- **Kapittel 6:**  
Kortfattet presentasjon av metaller generelt, samt nærmere beskrivelser av kilder, egenskaper og utslipp av utvalgte metaller.
- **Kapittel 7:**  
Redegjør for metodene som er benyttet i oppgaven.
- **Kapittel 8:**  
Tar for seg aspekter ved «moss bag» teknikken som det må tas hensyn til i vurderingen av resultatene.
- **Kapittel 9:**  
Her presenteres analysedata fra eksponerte «moss bags» i Mo i Rana
- **Kapittel 10:**  
Diskusjon av analysedata, både for metallenes fordeling og for de høyeste eksponerte lokalitetene samt området med bybebyggelse.
- **Kapittel 11:**  
Tar for seg oppgavens konklusjon

## 2 Mose i miljøovervåkning

Mose kan brukes i biologisk overvåkning for å bestemme nivå av atmosfærisk nedfall. Opptak av forbindelser i mose skjer kun via luft og nedbør (Fernandez et al., 2004), og skyldes at mosen mangler rotsystem tilsvarende høyere planter. Dette, i tillegg til mosens høye akkumuleringsevne og store utbredelse (Rühling og Tyler, 1968, Rühling og Tyler, 1970) er grunnlaget for at mose er en av de mest brukte organismene i biologisk overvåkning (Wolterbeek, 2002). I avsnittene under defineres biologisk overvåkning og det sees nærmere på mosens egenskaper og dens bruk i miljøundersøkelser.

### 2.1 Biologisk overvåkning

Konseptet biologisk overvåkning kan i generell forstand defineres som bruk av organismer og biologisk materiale for å hente (kvantitativ) informasjon om biosfærens særegenheter (Wolterbeek, 2002). Denne typen overvåkning er generelt rask og økonomisk og mye brukt i miljøundersøkelser (Szczepaniak og Biziuk, 2003, Wolterbeek, 2002). Relevant viten kan fås fra biologisk overvåkning ved å observere endringer i overvåkningsorganismen (artssammensetning og/eller artsrikdom, fysiologisk og/eller økologisk prestasjon, morfologi) eller ved å analysere spesifikke forbindelsers konsentrasjon i overvåkningsvevet. Slike organismer, som gjenspeiler miljøpåvirkning, kalles bioindikatorer (Store norske leksikon, 2009). Fordelene av biologisk overvåkning kan knyttes til overvåkingsobjektets utbredelse i tid og sted, hvor enkelt overvåkingsobjektet lar seg samle inn og fravær av nødvendig, kostbart, teknisk utstyr. Dette forutsetter at valget av bioindikatoren er vellykket (Wolterbeek, 2002). I tillegg til mose, har andre biologiske materialer som lav, bregner, gress, bark, årringer og furunåler blitt anvendt i luftovervåkningsprogram for sporstoffer (Szczepaniak og Biziuk, 2003).

## 2.2 Mose som overvåkingsobjekt

Metoden der mose benyttes for å undersøke atmosfærisk kontaminering kan deles i to typer: (i) passiv biologisk overvåkning, bruk av naturlig voksende mose i et aktuelt område, og (ii) aktiv biologisk overvåkning, transplantere mose fra andre lokaliteter til aktuelt område.

### 2.2.1 Passiv biologisk overvåkning

Metoden basert på innsamling av naturlig voksende mose ble introdusert av Rühling og Tyler (Rühling og Tyler, 1968, Rühling og Tyler, 1970) i Sverige på slutten av 1960-tallet og har siden hatt stor utbredelse (Szczepaniak og Biziuk, 2003). I Norge har naturlig mose blitt benyttet som en del av landsomfattende undersøkelser hvert 5. år (1977, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005 og 2010) for å evaluere tids- og geografiske endringer i atmosfærisk nedfall (Berg, 2003, Steinnes et al., 2011a) Undersøkelsene ble etterhvert utvidet til andre deler av Europa med over 30 involverte land i 2000 (Berg, 2003). Bruk av naturlig voksende mose egner seg til bruk i store, regionale og nasjonale undersøkelser (Ares et al., 2012). To ulemper med metoden er knapphet eller fravær av naturlig voksende mose i enkelte miljøer, typisk by- og industriområder (Ares et al., 2012), og stor variasjon i opptak av metaller innad i samme prøvetakingsområde (Aboal et al., 2006, Fernández et al., 2002). Disse problemene løses/reduceres ved aktiv biologisk overvåkning, som egner seg til intensive studier i mindre områder (Ares et al., 2012).

### 2.2.2 Aktiv biologisk overvåkning

«Moss-bag» teknikken ble introdusert av Goodman og Roberts (1971) og er den mest rapporterte metoden for aktiv biologisk overvåkning med terrestrisk mose (Ares et al., 2012). I aktiv biologisk overvåkning samles moseprøver fra relativt lite kontaminerte områder, som videre renskes og forbehandles før de eksponeres i et annet utvalgt miljø. I «moss-bag» teknikken eksponeres mosen i et nett, som regel av nylon. Mose som aktiv biologisk overvåkningsmetode er mye brukt for å kartlegge forurensning omkring metallurgisk industri (Dmuchowski et al., 2013, Yurukova og Ganeva, 1997, Steinnes, 2003) i tillegg til annen industri som varmekraftverk (Fernández og Carballeira, 2000) og klor-alkalifabrikker (Lodeniuss, 1998, Lodeniuss og Tulisalo, 1984) samt ved andre potensielt forurensede områder som byer (Tavares og Vasconcelos, 1996, Vasconcelos og Tavares, 1998) og motorveier (Viskari et al., 1997).

Det finnes ingen standardisert metode for «moss-bags» hvor følgende trinn kan variere fra studie til studie: (i) valg av mose, (ii) klargjøring av mosen, (iii) klargjøring av mosetransplantater, (iv) eksponering av mosetransplantater og (v) etterbehandling av mosetransplantater (Ares et al., 2012). Metoden er vurdert i kapittel 8.



## 2.3 Mosens egenskaper

Mose mangler rotsystem tilsvarende det som høyere planter har. Mose tar derfor opp næringsstoffer via luft og nedbør (Rühling and Tyler, 1968), og den har vist seg å ha god kapasitet til opptak og retensjon av tungmetaller (Gjengedal og Steinnes, 1990, Rühling og Tyler, 1970). Metallinnholdet i mose reflekterer dermed det atmosfæriske nedfallsmønsteret av tungmetaller med luft og nedbør (Berg et al., 1995a). Mose er, sammen med lav, å regne som den beste bioindikatoren for luftkvalitet på grunn av dens høye kapasitet til akkumulering. De akkumulerer forbindelser langt over sitt fysiologiske behov samt at de tar opp og akkumulerer forbindelser som finnes i svært små konsentrasjoner i det omkringliggende miljøet (Aničić et al., 2009). Mosens egenskaper for opptak og retensjon av grunnstoffer skyldes (Aničić et al., 2009):

- Høyt overflate/volum forhold på grunn av mange små blader og forvridd overflater
- Metaller penetrerer lett mosens cellevegg på grunn av mangel på epidermis og kutikula.
- Holder godt på vann.
- Høy kationbyttekapasitet på grunn av celleveggenes bindeseter.

Laboratoriestudier har vist at sorpsjon og retensjon av tungmetaller i *Hylocomium splendens* følger ordenen Cu, Pb > Ni > Co > Zn, Mn (Rühling og Tyler, 1970). Det totale innholdet av grunnstoff i mose vil, i tillegg til opptak og retensjonsevne, avhenge av eksponeringstid, de aktuelle forbindelsenes konsentrasjon i luft (Aničić et al., 2009), løselighet og andel vann som er tilgjengelig i luft og jord (Buck og Brown, 1979, Honegger, 1995) samt utadgående prosesser: (i) vasking av partikulært materiale ved nedbør, (ii) utlekking av ioner ved nedbør (spesielt ved lav pH), (iii) utbytting av kationer som en følge av relativ affinitet til bindingssteder og konsentrasjoner og (iv) cellulær ødeleggelse som en følge av miljøpåkjenninger (Aničić et al., 2009).

Luftforurensning kan avsettes på mosen i form av vandig løsning, gass eller partikler (Chakraborty og Paratkar, 2006) og kan ha opphav i både primære eller sekundære og lokale eller langtransporterte kilder (Szczeplaniak og Biziuk, 2003). Ut fra norske undersøkelser av *Hylocomium splendens* stammer grunnstoffene fra følgende hovedkilder (Berg et al., 1996, Berg et al., 1995b, Schaug et al., 1990, Steinnes et al., 1997, Steinnes et al., 1994, Steinnes et al., 1992):

- Langtransport: V, (Cu), Zn, (Ga), As, Se, Mo, As, Cd, Sn, Sb, Hg, Tl, Pb og Bi
- Lokale punktkilder: Co, Ni og Cu
- Naturlige syklusprosesser, hovedsakelig atmosfærisk transport av sjøsalt og biogene utslipp fra marint miljø: (Li), B, Na, Mg, Cl, Ca, Se, Br, Sr og I.

- Rotopptak i vaskulære planter fra jordsmonn, og påfølgende overføring til mose ved utvasking fra levende eller dødt plantemateriale: (Mg), (Ca), Mn, (Cu), (Zn), Rb, (Sr), Cs og Ba.
- Mineralpartikler, hovedsakelig jordstøv virvlet opp av vind: Li, Al, (Ca), Sc, Ti, (V), Cr, Fe, (Co), Ga, Ge, Rb, (Sr), Y, Zr, Nb, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Th og U.

I tillegg har industri, på enkelte steder, vist seg å være lokal hovedkilde til følgende grunnstoffer i mose (Steinnes et al., 2001, Steinnes et al., 2007b, Steinnes et al., 2011b): Be, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Zr, Mo, Cd, Sb, Te, W, Hg, Tl, Pb, Bi, Y, Nb, La, Ce, Yb, Hf, Ta, Th og U. I områder nær industri vil metallinnholdet i mosen avhenge av den industrielle aktiviteten.

## 3 Luftkvalitet

Det er en menneskerett å ha tilgang på ren og klar luft. Et menneske trenger 10-20 m<sup>3</sup> luft hver dag, og dersom kvaliteten på denne er dårlig øker risikoen for helseskader (FHI, 2013a, WHO, 2000). Menneskelig aktivitet har etter hvert fått en stor innvirkning på luftkvaliteten hvor landbruk, industri og transport er aktivitetene som har satt størst fotavtrykk. Den kjemiske sammensetningen av både sporgasser og partikler i atmosfæren har blitt endret via disse aktivitetene (Manahan, 2009). Luften i norske byer er generelt bedre i dag enn på 1990-tallet (Miljøverndepartementet, 2000), men det er fortsatt mange byer hvor luftforurensningen er så høy at befolkningen opplever negative helseeffekter. Svevestøv og nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>) er de største bidragene til lokal luftforurensning her i landet. Svoveldioksid (SO<sub>2</sub>), bakkenært ozon (O<sub>3</sub>), karbonmonoksid (CO), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benzen kan også bidra til lokalt dårlig luftkvalitet (Høiskar et al., 2010). Mo i Rana har utfordringer med svevestøv og nedfallsstøv med høye nivåer av metaller (Hunnes, 2013, Rana Kommune, 2013).

### 3.1 Svevestøv

Svevestøv eller partikulært materiale (PM) er mikroskopiske partikler i størrelsesområdet 10 nm – 100 µm. Partiklene varierer i størrelse, sammensetning og fysiske egenskaper. Svevestøv dannes ved forbrenning, mekanisk slitasje eller i atmosfæren ved kondensering. Partikulært materiale som allerede er dannet og har falt på bakken eller andre steder kan virvles opp i luften igjen av vind. Svevestøvet kan forekomme naturlig eller være antropogent. Naturlige kilder er jorderosjon, brann i skog, lyng eller gress, vegetasjon, sjøsprøyt, sandstorm og vulkanutbrudd. Antropogene kilder i norske byer domineres av veistøv, eksos, vedfyring og langtransportert forurensning (FHI, 2013a). I Mo i Rana er industrien det største bidraget til svevestøv, mens veitrafikk og vedfyring bidrar i mindre grad (Tønnesen, 2008). Svevestøv deles inn etter partiklenes aerodynamiske diameter, hvor PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>0,1</sub> er de mest brukte størrelsesgruppene. PM<sub>10</sub> defineres som partikler mindre enn 10 µm, PM<sub>2,5</sub> mindre enn 2,5 µm og PM<sub>0,1</sub> mindre enn 0,1 µm. Partikler som dannes via mekanisk slitasje er som oftest hovedsakelig å finne i grovfraksjonen, PM<sub>10</sub>, mens forbrenningspartikler dominerer i finfraksjonen, PM<sub>2,5</sub>, og ultrafin-

fraksjonen, PM<sub>0,1</sub> (FHI, 2013a). Partikler i størrelsesområdet 0,001-10 µm er i hovedsak suspendert i nærheten av utslippskilden (Manahan, 2009).

### **3.1.1 Svevestøv og helse**

Svevestøv rangeres som en av de viktigste miljøfaktorene for begrensning i antall friske leveår (WHO, 2000). Helseeffekten avhenger med størrelse, sammensetning og om eksponeringen er kort- eller langvarig. Større partikler, som PM<sub>10</sub> avsettes i luftveiene, mens PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>0,1</sub> kan trenge helt ned i lungene og nå blodbanen herfra. Eksponering forårsaker effekt på luftveis- og hjerte- og karsykdommer, og studier viser at effekten inntreffer ved lavere nivåer enn tidligere antatt. Studier tyder nå også på at svevestøv kan påvirke nervesystemet, fosterutvikling og stoffskiftet (FHI, 2013a). De mest sårbare gruppene er personer med underliggende luftveissykdommer som astma og KOLS, hjerte-karlidelser, foster, barn og eldre. Folkehelsen kan også påvirkes indirekte av luftforurensing ved at substansene avsettes i andre medier enn luft og tas opp av dyr og mennesker via drikkevann eller mat (WHO, 2000). Svevestøv fra industri med høy andel av metaller synes å være mer helseskadelig enn partikler fra andre kilder (FHI, 2013a). En omfattende analyse av svevestøvet i Mo i Rana ble utført i løpet av 2006/2007 (Hunnes, 2007b). Resultatene viste høye nivåer av metaller hvor Folkehelseinstituttet (FHI) anbefalte videre oppfølging av kadmium, krom, mangan, sink og bly (Rana Kommune, 2013).

### **3.1.2 Grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier**

Luftkvaliteten må være innenfor tilfredsstillende krav for å beskytte befolkningen mot uønskede helseeffekter. Dette sikres via grenseverdier som er satt på grunnlag av helsekunnskap i tillegg til samfunnsøkonomiske, administrative og tekniske hensyn (WHO, 2000). Grenseverdier for svevestøv og andre utvalgte forurensningskomponenter i uteluft er gitt i forurensningsforskriften kapittel 7 om lokal luftkvalitet. Både kort- og langtidseksponering er inkludert. For enkelte forbindelser er det satt målsettingsverdier hvor det ved overskridelse skal igangsettes tiltak om økonomien tillater det. Forskriften er basert på EU-direktiv og underlagt forurensningsloven. Grenseverdiene er rettslig bindende, og kommunene som myndighet er ansvarlig for målinger, informere befolkning om tilstand, hindre at grenseverdiene overskrides og foreta tiltaksutredning om nødvendig (Miljøverndepartementet, 2004). Rana kommune utarbeidet i 2008 (Rana Kommune, 2008) en tiltaksplan for å ivareta forurensningslovens krav. Denne ble revidert i 2013 (Rana Kommune, 2013).

I tillegg til grenseverdier har regjeringen satt seg nasjonale mål (Miljøverndepartementet, 2000), samt at FHI og miljødirektoratet har utarbeidet

luftkvalitetskriterier (FHI, 2013a). Ingen av disse er juridisk bindende, men angir Norges ambisjonsnivå. Grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier for PM<sub>10</sub> er gitt i tabell 3.1 (FHI, 2013a, Miljøverndepartementet, 2000, Miljøverndepartementet, 2004).

**Tabell 3.1 Grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier for PM<sub>10</sub> (FHI, 2013a, Miljøverndepartementet, 2000, Miljøverndepartementet, 2004)**

PM <sub>10</sub>	Midlingstid	
	Døgn	År
<b>Forurensningsforskriften</b>	50 µg/m <sup>3</sup> (35)	40 µg/m <sup>3</sup>
<b>Nasjonale mål</b>	50 µg/m <sup>3</sup> (7)	
<b>Luftkvalitetskriterier</b>	35 µg/m <sup>3</sup>	

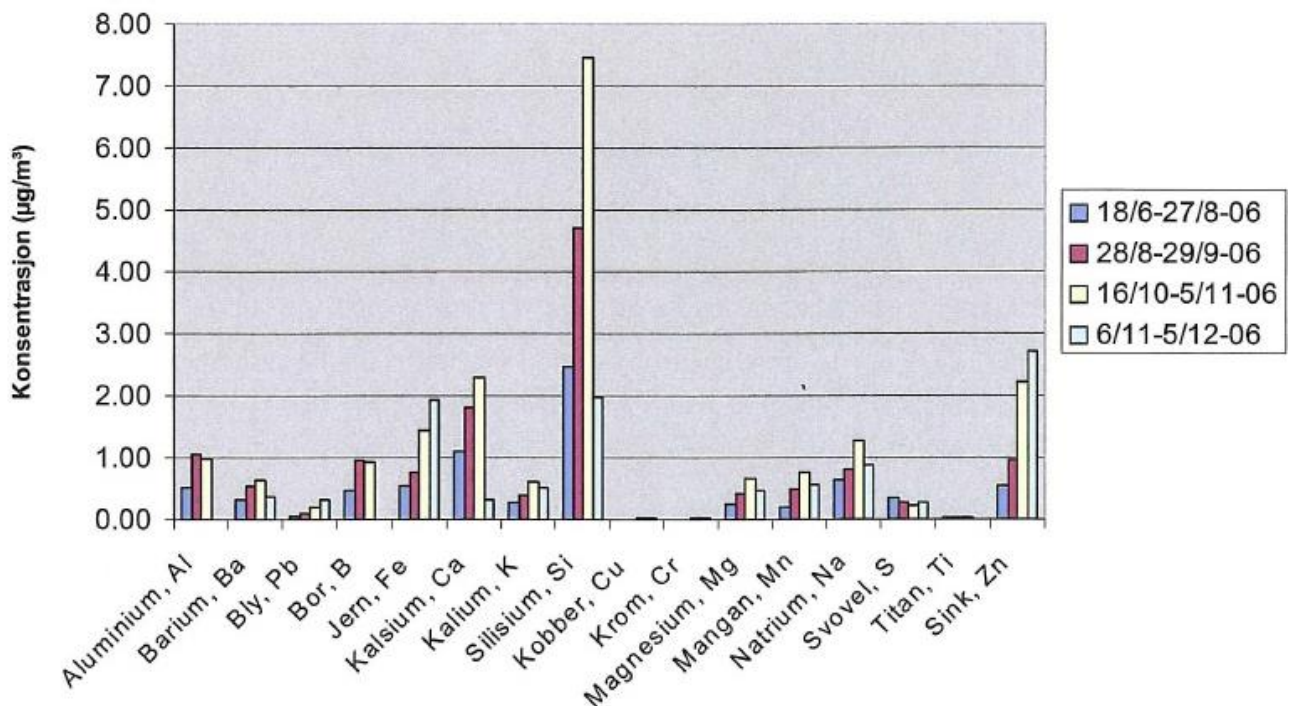
PM<sub>10</sub> måles kontinuerlig ved Moheia målestasjon (se figur 4.1) i Mo i Rana og loggføres på luftkvalitet.info. Fra 2015 blir det innført grenseverdi også for PM<sub>2,5</sub> (25 µg/m<sup>3</sup> i årsmiddel) (FHI, 2013a). For PM<sub>0,1</sub> er det for få studier for å kunne angi luftkvalitetskriterier eller fastsette grenseverdi (WHO, 2000). Luftkvalitetskriteriene for svevestøv antas som så lave at de vil beskytte mot helseeffekter av de fleste metaller. For metaller som er helsefarlige i lave konsentrasjoner er det i tillegg fastsatt målsettingsverdier i forurensningsforskriften kapittel 7 og luftkvalitetskriterier som en ekstra sikkerhet (FHI, 2013a). Utvalgte metaller presenteres i kapittel 6.

### 3.1.3 Sammensetning

Partikulært materiale er sammensatt av mange forbindelser, hvor bestanddelene gjenspeiler opprinnelig kilde. Partikkelens sammensetning kan riktignok endres om den undergår kjemiske reaksjoner, noe som vil komplisere eventuelle identifikasjoner av kilder (Manahan, 2009). Metaller er typisk å finne i partikler som er dannet ved erosjon, vulkanutbrudd, forbrenning, industriell aktivitet og slitasje av veidekke, bildekk og bremseskiver (FHI, 2013a).

Grunnstoffene Al, Ca, C, Fe, K, Na og Si finnes typisk på nivåer over 1 µg/m<sup>3</sup> og har ofte sitt opphav fra jordskorpen. Cu, Pb, Ti og Zn finnes vanligvis i noe lavere nivåer enn 1 µg/m<sup>3</sup> og ved enda lavere nivåer finner en ofte Sb, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cs, Li, Mn, Ni, Rb, Se, Sr og V. Partikler i kystnære strøk vil påvirkes av sjøsprøyt og grunnstoffer som Cl, Mg, Na og Br finnes normalt i høyere nivåer langs kysten enn innenlands (Manahan, 2009). I 2006 ble det gjennomført en utvidet kjemisk analyse for innholdet i svevestøvet i Mo i Rana (Hunnes, 2007b). De mest fremtredende

grunnstoffene i analysen er gitt i figur 3.1. Svevestøvet i Mo i Rana består hovedsakelig av O, Si, Zn, Ca, Fe, Na, Al, B, Mn, Ba, K, Mg, S og Pb.



Figur 3.1 Prosentandel av utvalgte grunnstoff i svevestøv i Mo i Rana i perioden juni-desember 2006 (Hunnes, 2007b)

### 3.1.4 Status i norske byer

Nivåer og spredning av svevestøv og andre luftforurensninger avhenger av kilde, topografiske forhold, temperatur og atmosfæriske forhold som vind, turbulens og eventuell forekomst av inversjon (Manahan, 2009).  $PM_{10}$  måles rutinemessig både i Norge og internasjonalt. Konsentrasjonen av svevestøv har i Norge falt siden 1970-tallet, med en svak reduksjon fra 1990-tallet og utover. I 2012 overskred Trondheim og Mo i Rana antall tillatte døgnmidler for  $PM_{10}$  mens ingen norske byer har overskredet tillatt årsmiddel siden midten av 2000-tallet (FHI, 2013a). Nasjonale mål for døgn- og årsmiddel har høyere ambisjoner enn forskriftens grenseverdier og er i 2014 en stor utfordring å oppnå for flere byer (Miljøverndepartementet, 2000), inkludert Mo i Rana (angående antall overskridelser for døgnmiddel).

## 3.2 Støvnedfall

Støvnedfall karakteriseres som støvpartikler med en aerodynamisk diameter på over 5-10  $\mu\text{m}$ . Disse partiklene er så store at de sedimenterer i luft, ikke langt fra utslippskilden. Nivåene av støvnedfall måles i  $\text{g/m}^2$  per 30 døgn, hvor prøvetakingstiden er 1 måned. Andelen metall i støvnedfallet oppgis som  $\text{mg/m}^2$  per 30 døgn. Problemer med støvnedfall har sammenheng med svevestøvkonsentrasjoner. Det er ingen grenseverdier for støvnedfall, men Norsk institutt for luftforskning (NILU) har angitt følgende retningslinjer (Hunnes, 2013):

**Tabell 3.2 Retningslinjer for støvnedfall, gitt av NILU (Hunnes, 2013)**

<b>Kategori</b>	<b>Konsentrasjon (<math>\text{g/m}^2</math> per 30 døgn)</b>
<b>Meget høyt</b>	> 15
<b>Høyt</b>	10 -15
<b>Moderat</b>	5-10
<b>Lavt</b>	< 5





## 4 Områdebeskrivelse

Mo i Rana ligger i Nordland fylke og er Nord-Norges tredje største by med over 25 700 innbyggere (pr 01.01.13) (Jørgensen, 2013). Midt i sentrum av Mo i Rana ligger Mo Industripark, tidligere Norsk Jernverk AS, hvor Mo Industripark AS leier ut sine fasiliteter til bedrifter. Byens historie er sterkt preget av industrien som kom for alvor med Norsk Jernverk etter 2. verdenskrig. Industriområdet dekker om lag halve byens areal og hadde i 2013 om lag 115 bedrifter og mer enn 1850 ansatte. Her holder det til bedrifter innenfor service, verkstedindustri og prosessindustri. Den høye aktiviteten innenfor industriområdet fører til store mengder støvgenerering og potensielle utslipp av en rekke metall via graving, transport av masse og behandling og lagring av råstoff, slagg og annet avfall. Det er hovedsakelig prosessindustrien som bidrar til utslipp til luft, og omfatter Celsa Armeringsstål AS, Fesil Rana Metall AS, Glencore Manganese AS og SMA Minerals AS (MIP, 2013e). Bedriftene og Mo i Ranas industrihistorie presenteres i påfølgende kapitler. Kart over området er gitt i figur 4.1 og viser de aktuelle bedriftene og områdene med tanke på utslipp til luft. Oversiktsbilder for Mo Industripark er gitt i figur 4.2 og 4.3.



Figur 4.1 Kart over Mo Industripark med bedrifter og områder med potensielle metallutslipp.



**Figur 4.2 Mo Industripark sett fra luften (2012). Nord mot venstre. Foto: MIP Info**



**Figur 4.3 Mo Industripark fra luften (2012). Nord skrått mot høyre. Foto: MIP Info**

## 4.1 Mo i Ranas industrihistorie

Utviklingen av Rana kommune og Mo i Rana skyldes i all hovedsak industrisamfunnet som oppstod da jernverket ble reist og satt i drift. Før krigen hadde Rana 6700 innbyggere hvor primærnæringene var fiske og jordbruk (Gøthe, 1994). Rana hadde store potensialer for utvikling med rike forekomster av svovel- og kobberkis, sinkblende, jernmalm og sølvholdig blyglans og på 1890-tallet skjedde den første industrialiseringen i Rana med malmutvinning i Båsmogruva. Noen år senere, i 1906, startet Dunderland Iron Ore Company (DIOC) driften ved Dunderlandsverket som var innom flere korte driftsperioder inntil krigen startet (MIP, 2013f).

Under krigen var det stålmangel i Europa og Norge ønsket å bli selvforsynt via eget jernverk. Det var i tillegg et ønske om utvikling i den nordlige landsdelen, og med Ranas store malm- og vannkraftressurser besluttet Stortinget, den 10. juli 1946, at jernverket skulle plasseres i Mo i Rana. Anleggsperioden startet i 1946 og i april 1955 kunne driften starte (MIP, 2013b). Anlegget i Rana bestod av et råjernverk med to smelteovner, et stålverk med foredling av flytende råjern og smelting av skrap, et valseverk, et sveiseanlegg og en enorm industriell infrastruktur. Jernverket skapte arbeidsplasser og bidro til en eksplosiv tilflytning til Rana. På 1970-tallet hadde befolkningstallet i kommunen rundet 26000, og på 1980-tallet var hele 43 % av byens innbyggere sysselsatt under bergverk, industri og kraft. Industrien hadde imidlertid også en negativ side: Jernverket førte med seg store mengder støvutslipp, og Mo i Rana ble en stund omtalt som den røde byen på grunn av den tykke, røde jernrøyken (Gøthe, 1994).

Det ble etterhvert nedgangstider for jernverket og 9. juni 1988 bestemte Stortinget at statens eierskap i Norsk Jernverk AS skulle avvikles. En «Rana-pakke» på 500 millioner kroner ble bevilget for å etablere nye virksomheter, jernverkskraft ble fristilt og arbeidsgiveravgiften ble nedsatt 5 år fremover. Store deler av infrastrukturen ble overført fra Norsk Jernverk AS til Mo Industripark AS, et eiendoms- og driftsselskap (MIP, 2013a). Selskapet eies i dag av 6 bedrifter som har tilknytning til parken, med Fesil Rana Metall AS og Celsa Armeringsstål AS som de to største eierne (MIP, 2013d). Industriparkkonseptet har en stor økonomisk fordel ved at bedriftenes biprodukter kan settes inn i andre bedrifters produksjon og ved å dele på felles infrastruktur og tjenester (MIP, 2013a).

Siden omstillingen av Norsk Jernverk AS har Mo Industripark AS og de store prosessbedriftene investert over 700 millioner kroner i tiltak for å forbedre luftkvaliteten. Tiltakene er blant annet nye renseanlegg, opprydding i gamle deponier, feieprogram, asfaltering og bedre tilrettelagte lagerplasser. I 2006 ble totalt støvutslipp

til luft fra industrien i Mo i Rana beregnet å være 700 tonn. På 1970-tallet lå støvutslipp (kun fra piper) på hele 20 000 tonn (MIP, 2013c). En presentasjon av prosessbedriftene i Mo Industripark er gitt i kapittel 4.2. Mer info om industriparken finnes på nettsiden deres, [www.mip.no](http://www.mip.no).

## **4.2 Prosessbedrifter i Mo Industripark**

### **4.2.1 Celsa Armeringsstål AS (tidligere Fundia)**

Celsa Armeringsstål AS er eid av spanske Celsa Group som er et av Europas ledende stålkonsern. Bedriften smelter jern- og stålskrap om til lange emner (billets). Disse går videre til bedriftens valseverk hvor det produseres armeringsstål eller de selges til utlandet. Årskapasiteten er på ca. 1 000 000 tonn i stålverket og 550 000 tonn i valseverket. Celsa Armeringsstål AS har stor fokus på resirkulering og er landets største gjenvinningsbedrift (MIP, 2013e).

Biproduktene fra Celsas produksjon er slagg, glødeskall og støv. I 2008 ble det produsert 81 700 tonn slagg. Etter den har modnet, knuses den før den kan selges som fyllmasse eller som tilsetning i asfalt og betong. Denne bearbeidingen utføres av Harsco Metals Norway AS (tidligere Multiserv). Glødeskall dannes når stålet varmes opp og selges til ferrolegeringsindustrien. I smelteprosessen er det stor støvdannelse, hvor støvet samles opp i filterposer i renseanlegget. Støvet behandles av bedriften Miljøteknikk Terrateam AS hvor det selges til gjenvinning eller støpes inn i Mofjellet (Jakobsen og Steinmo, 2010, MIP, 2011).

Celsa rapporterer beregnede luftutslipp for metallene As, Cd, Cr(III), Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V og Zn. Rapporterte utslipp for perioden 2006-2012 og utslippstillatelser gjeldende fra 09. juli 2008, i kg per år, er vist i tabell 4.1 (Miljødirektoratet, 2012, SFT, 2008). Rapporterte utslipp til luft måles av akkreditert laboratorium som en del av et måleprogram for utslippene fra bedriften. Utslipp til luft fra stålverket er summen av utslippene fra primær- og sekundærpipen og diffuse utslipp fra selve bygget. Målingene gjøres direkte i pipene samt på taket til stålverket. I tillegg har Celsa kontinuerlig måling av kvikksølvutslippet i primærpipen, som er hovedkilden. Dette gjøres ved hjelp av en Hg-analysator som står fastmontert i pipen (Högberg, 2014). Celsas utslippstillatelser finnes på norske utslipp sine nettsider ([norskeutslipp.no](http://norskeutslipp.no)).

**Tabell 4.1 Rapporterte utslipp til luft fra Celsa Armeringsstål AS i perioden 2006-2012. Tallene er gitt i kg per år. Utslippstillatelser gjeldende fra 09.07.14 er gitt i nederste rad<sup>1,2</sup> (Miljødirektoratet, 2012, SFT, 2008)**

	As	Cd	Cr(III)	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	V	Zn
<b>2006</b>	5,50	50	211	266,5	84,1	1339	19,5	2567	12	29	4	4	26525
<b>2007</b>	7,70	61	195	290	63	2705	26,8	2682	15,4	9,8	12,16	3,5	28206
<b>2008</b>	4,00	48	142	210	83	1686	20	1901	14	16,7	11	4,1	21143
<b>2009</b>	3,10	3,6	41,9	68,6	16,5	659	13,7	245	1,9	27,1	0,4	3,8	2331
<b>2010</b>	1,85	1,62	20,6	57,3	10,05	376	9,67	120	0,77	19,15	0,07	3,16	1123
<b>2011</b>	2,10	24	150	123	12,9	1491	16,7	1068	5,5	13,3	0,32	7,4	13684
<b>2012</b>	3,10	7,2	97,3	97,1	9,8	1334,7	15,1	591	2,2	30,5	0,06	8,4	7874
<b>Utslipps- tillatelse<sup>1,2</sup></b>	4	50	150	220	16	1800	-	2000	-	-	-	-	22500

<sup>1</sup>Utslippstillatelsene gjelder samlet utslipp de siste 12 månedene, oppgitt i kg.

<sup>2</sup> Utslippsgrensen gjelder både tungmetall inneholdt i støvet som slippes ut fra primæravsug, sekundæravsug og fra diffuse utslipp og tungmetall i gassfase i avgassen fra primæravsug, sekundæravsug og fra diffuse utslipp.

#### 4.2.2 Fesil Rana Metall AS

Fesil Rana Metall AS er under det norskeide Fesil Group som i 1. kvartal i 2014 ble oppkjøpt av amerikanske MFC Industrial Ltd. (MFC) (MIP, 2014). Bedriften produserer ferrosilisium, FeSi, i det ombygde anlegget hvor det tidligere råjernverket lå (MIP, 2013a). FeSi tilsettes ved stål- og støpejernproduksjon, hovedsakelig fungerende som deoksidant og legeringsemne (Fesil, 2014). Fesil Rana Metall AS har to smelteovner, med en kapasitet på 90 000 ferrosilisium i året. Om lag 98 % av produksjonen eksporteres (MIP, 2013e), hovedsakelig til Europa, USA og Japan. I produksjonen av FeSi dannes det avgasser med støv, silicastøv. Støvet skilles fra gassen i et renseanlegg, som kom i 1989, og selges til betongindustrien hvor det kan erstatte sement til en viss grad. Fesil skiller ut om lag 24 000 tonn støv fra avgassen årlig, og på et godt driftsår kan Fesil selge silicastøv for 35-40 millioner. Det er derfor i Fesils interesse å slippe ut minst mulig støv (Jakobsen og Steinmo, 2010).

Fesil rapporterer beregnede luftutslipp av metallene As, Cd, Cr<sub>tot</sub>, Cr(III), Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, og Zn. Rapporterte utslipp for perioden 2006-2012 og utslippstillatelser gjeldende fra 08. juni 2005, i kg per år, er vist i tabell 4.2 (Miljødirektoratet, 2012, Klif, 2011). Fesils utslippstillatelser finnes på norske utslipp sine nettsider (norskeutslipp.no).

**Tabell 4.2 Rapporterte utslipp til luft fra Fesil Rana Metall AS i perioden 2006-2012. Utslippsgrenser gjeldende fra 08. juni 2005 er gitt i nederste rad<sup>3</sup>. Alle tall er gitt i kg per år (Miljødirektoratet, 2012, Klif, 2011)**

	As	Cd	Cr(tot)	Cr(III)	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
<b>2006</b>	7,80	0,1	7,8	6,7	3,6	0,70	0,8	1,6	7,6	12,1
<b>2007</b>	9,00	0,2	9	4,8	2,2	2,10	0,7	1,8	7,1	0
<b>2008</b>	8,90	0,1	8,9	2,7	1,6	1,30	0,3	1,2	4,7	4,7
<b>2009</b>	2,20	0,1	2,2	4,1	13,7	0,70	2,8	56,2	9,7	30,5
<b>2010</b>	13,50	0,2	13,5	6	22,4	1,01	4,5	28,6	17,2	52,7
<b>2011</b>	16,90	0,2	16,9	3,4	25,5	0,96	3,4	32,8	13,1	42,1
<b>2012</b>	16,10	0,2	16,1	4,1	25,8	1,60	4	61,8	17,7	47,1
<b>Utslipps- tillatelse<sup>3</sup></b>	80	4	30	-	-	6	-	-	50	-

<sup>3</sup> Utslippsgrenser gjelder for de samlede utslipp fra alle kilder på bedriftsområdet, inkludert punktutslipp, diffuse utslipp fra produksjonsanlegg og utslipp fra øvrig aktivitet.

#### **4.2.3 Glencore Manganese Norway AS (tidligere Rio Doce og Vale)**

Glencore Manganese Norway AS er eid av det multinasjonale selskapet Glencore (MIP, 2013e). Bedriften produserer manganlegeringer (silicomangan og i sjeldne tilfeller ferromangan) som benyttes i stålproduksjon (Jakobsen og Steinmo, 2010). De er lokalisert i det gamle sinterverket og råmaterillageret, ombygd og modernisert for manganproduksjon (MIP, 2013e). Før 2002 ble lokalet benyttet av Elkem Rana til produksjon av ferrokromlegeringer. Dette er i samme bygning som Fesil, hvor Fesil og Glencore i dag driver produksjon i hver sin ende. Glencore har to smelteovner og en årskapasitet på 120 000 tonn (MIP, 2013e). Fra produksjonen dannes det slagge fra både silicomangan og ferromangan. Slaggen fra silicomangan selges hovedsakelig til byggeindustrien (Øijord og Aanes i Mo i Rana) som fyllmasse, men noe selges også som strøsand. Slagge fra ferromangan inneholder mye mangan og benyttes om igjen i produksjonen av silicomangan (Jakobsen og Steinmo, 2010).

Glencore rapporterer beregnede luftutslipp av metallene As, Cd, Cr(III), Cu, Hg, Mn, Pb, og Zn. Rapporterte utslipp for perioden 2006-2012 og gjeldende utslippstillatelser, oppgitt i kg per år, er vist i tabell 4.3 (Miljødirektoratet, 2012, Miljødirektoratet, 2013). Glencores utslippstillatelser finnes på norske utslipp sine nettsider (norskeutslipp.no).

**Tabell 4.3 Rapporterte utslipp til luft fra Glencore Manganese Norway AS i perioden 2006-2012. Gjeldende utslippsgrenser er gitt i nederste rad. Alle tall er gitt i kg per år (Miljødirektoratet, 2012, Miljødirektoratet, 2013)**

	As	Cd	Cr(III)	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
<b>2006</b>	4,40	49	7	35	9,80	5 800	97	504
<b>2007</b>	2,20	9,4	21,4	29,7	57,20	6 904	276	894
<b>2008</b>	16,40	16,4	19,5	41	5,00	6 233	223	707
<b>2009</b>	7,60	3,1	9	11,5	1,50	1 503	18,6	82,7
<b>2010</b>	4,20	33,4	18,4	36,8	6,00	8 253	140	394
<b>2011</b>	3,10	29,7	16,8	25,4	4,30	8 978	91	202
<b>2012</b>	3,90	4,8	11,7	22,7	1,58	6 054	78	206
<b>Utslipps- tillatelse<sup>4,5,6</sup></b>	100 <sup>7</sup>	25	100 <sup>7</sup>	100 <sup>7</sup>	10		250	

<sup>4</sup>Tillatelse gitt 24. januar 2003, sist endret 20. oktober 2013.

<sup>5</sup>Gjelder samlet utslipp for de siste 12 måneder, regnet ved utløpet av enhver kalendermåned.

<sup>6</sup>Omfatter avsug fra transport, knusing og sikting av råmaterialer, sinter, slagg og produkter, avsug fra overhelling og utstøping av metall, øsebehandling, FV1, FV2, råmateriallager, vektkjeller, løypefilter og lekkasjerøykfilter

<sup>7</sup>Gjelder sum av arsen, kobber og krom

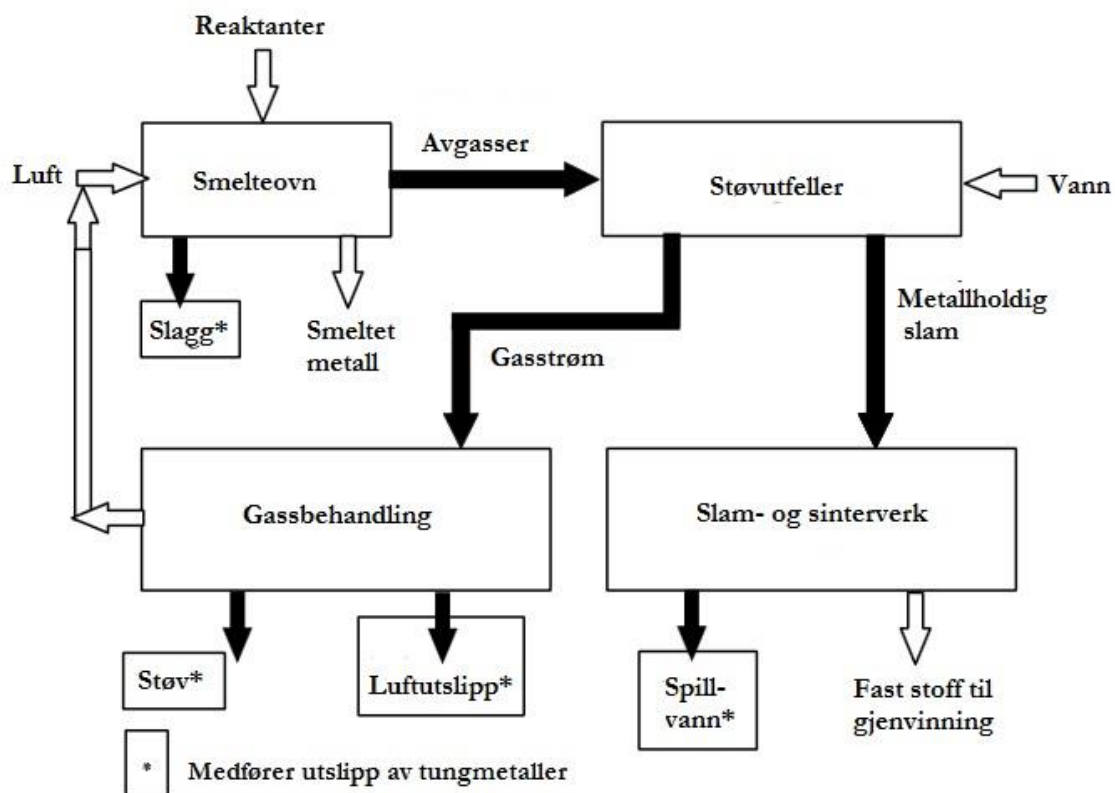
#### 4.2.4 SMA minerals AS

SMA Mineral AS er eid av Svenska Mineral. Hovedproduktene er brent kalk ( $\text{CaCO}_3$  eller  $\text{CaO}$ ) og dolomitt ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) (MIP, 2013e), hvor 50 % av leveransen går til Celsa og Fesil. Celsa benytter kalk til å rense stålet og dolomitten til å beskytte smelteovnenes overflater. Produktene selges også til bruk i landbruk og papirindustrien. SMA Minerals har renseanlegg som samler opp støv som dannes i produksjonen. Dette støvet settes inn i egen produksjon igjen og inngår i salgsproduktene (Jakobsen og Steinmo, 2010). Utslipp av partikulært materiale til luft fra denne bedriften er minimale sammenliknet med Celsa, Fesil og Glencore. Nytt renseanlegg, som ble installert i 2008, reduserte utslippet av partikulært materiale fra vel 100 tonn i året til kun 200 kg (Miljødirektoratet, 2012). SMA minerals utslippstillatelser finnes på norske utslipp sine nettsider (norskeutslipp.no).



### 4.3 Jernmetallurgisk industri

Jernmetallurgi omfatter jern- og stålproduksjon, produksjon av ferrolegeringer og jernbasert støping og bidrar til store metallutslipp til luft (Bohumil og Ghinwa, 2009). Jern er det fjerde vanligste grunnstoffet i jordskorpen og har et bredt bruksområde. Stål er en samlebetegnelse for jernholdig metall bestående hovedsakelig av jern, noe karbon og andre metaller og brukes i blant annet biler, husholdningsprodukter, konstruksjoner og smelteovner (2003). Ferrolegeringer er legeringer som består av jern samt ett eller flere andre metaller (Bohumil og Ghinwa, 2009). Per dags dato produseres det ferrosilisium, silikomangan og noe ferromangan i Mo i Rana. Denne produksjonen er det Fesil og Glencore som driver (MIP, 2013e). Ved støping formes jernholdig metall til ønsket sluttprodukt (Bohumil og Ghinwa, 2009). Ved Celsa i Mo i Rana er sluttproduktet armeringsstål i tillegg til billets, lange emner (MIP, 2013e). Prosessen for produksjon av jernbaserte metaller er lik for alle prosessene ovenfor og er oppsummert som et flytskjema i figur 4.4 (Bohumil og Ghinwa, 2009). Bokser med angitt \* viser kilder til metallutslipp.



Figur 4.4 Flytskjema for produksjon av jernbaserte metaller (Bohumil og Ghinwa, 2009)

Metallholdig luftutslipp fra metallurgiske prosesser stammer først og fremst fra avgassene. Omfanget av utslipp og dets sammensetning avhenger av størrelse på ovn, smeltetemperatur, type, sammensetning og kvalitet av skrapmetall og andre reaktanter som tilsettes i smelteprosessen, smeltrate, antall tilsatser, «charging», av metall,

raffineringsprosedyre og temperatur og varighet av tappeprosessen. Skrapmetallet kan være dekket av olje, maling eller annen overflatebehandling med ulike metaller. Smelteprosessen krever høy temperatur som kan føre til at flyktige metaller som bly, kadmium og arsen kan fordampe og føre til uønskede utslipp om de ikke fanges opp. Økt ovnseffektivitet er et av de beste tiltakene for redusert utslipp fra metallurgisk industri (Bohumil og Ghinwa, 2009).

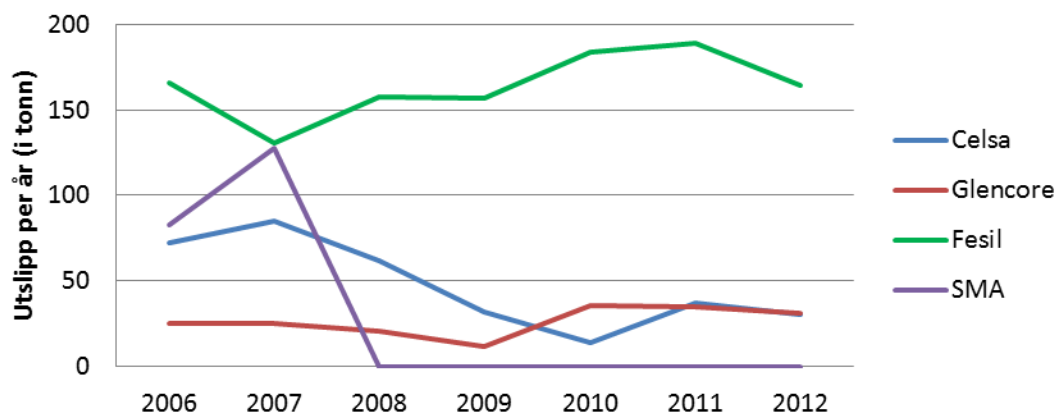
## 5 Mo i Rana: Status og tidligere undersøkelser

Luftkvaliteten i Mo i Rana påvirkes i all hovedsak av lokale bidrag, hvor industrien er beregnet å være hovedkilden (Tønnesen, 2008). Mesteparten av svevestøvet stammer fra Mo Industripark, via pipeutslipp og diffuse kilder som materialbehandling, transport, knusing og lignende (Rana Kommune, 2008). Vedfyring og veitrafikk påvirker lite. Utslipp av svevestøv i Mo i Rana fordelt på kilder er gitt i tabell 5.1 (Tønnesen, 2008). Naturlige partikler vil komme i tillegg.

**Tabell 5.1** Årlige utslipp av svevestøv i Mo i Rana fordelt på fire hovedkilder (Tønnesen, 2008)

<b>Kildegruppe</b>	<b>Utslipp av svevestøv (tonn/år)</b>
<b>Vedfyring</b>	72
<b>Veitrafikk</b>	14,7
<b>Industriutslipp, skorsteiner</b>	298,2
<b>Industriutslipp, diffuse kilder</b>	363,9

Enkeltepisoder eller perioder med høy luftforurensning, som er utfordringen i Mo i Rana, påvirkes av klimatiske forhold (Rana Kommune, 2008). De høyeste nivåene av svevestøv registreres ofte i kalde og tørre vintermånedene uten snø, mens det sjeldent er overskridelser av døgnmiddel for svevestøv i sommerhalvåret. Svevestøvnivåene som måles på Moheia målestasjon avhenger helt av vindretning, hvor øst-sørøstlig og østlig vind gir de høyeste konsentrasjonene. Her står vinden i retning fra bedriftene i Mo Industripark og området sør for disse igjen (Hunnes, 2013). I samme retning er det også veier av betydning (Rana Kommune, 2013). Dominerende vindretninger i Mo i Rana er nettopp østlige og vestlige vinder (Hunnes, 2013). Kraftig vind kan føre til oppvirvling og har også vist seg å kunne gi høye svevestøvnivåer (Rana Kommune, 2013). Rapporterte utslipp av partikulært materiale, i perioden 2006-2012, fra Celsa, Glencore, Fesil og SMA Minerals vises i figur 5.1 (Miljødirektoratet, 2012). Utslippene fra industri har liten betydning for luftforurensning ved Selfors, Ytteren og Båsmoen (Tønnesen, 2008).



Figur 5.1 Rapporterte utslipp av partikulært materiale, i perioden 2006-2012, fra Celsa, Glencore, Fesil og SMA Minerals. Tall er gitt i tonn/år (Miljødirektoratet, 2012)

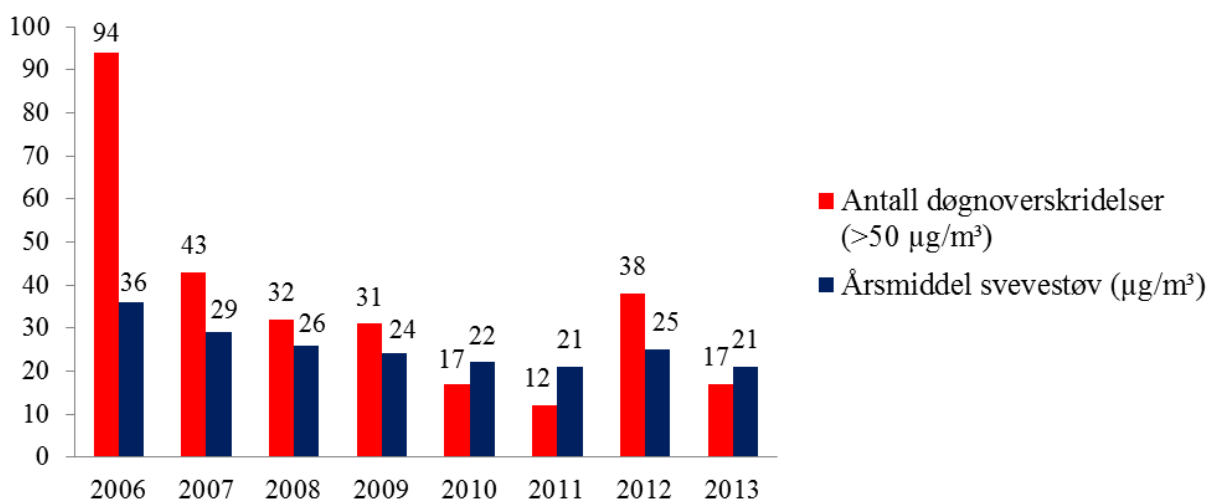
## 5.1 Luftovervåkningsprogrammet

Programmet med luftovervåkning i Mo i Rana startet opp juni 1989 for nedfallsstøv og august 1989 for svevestøv. Kontinuerlig overvåkning av svevestøv ble igangsatt fra mai 2002 (Hunnes, 2013). Måleprogrammet er et spleiselag mellom Rana kommune (25 %), Statens Vegvesen (25 %) og industrien (50 %), hvor Celsa, Fesil og Glencore som har de høyeste finansielle bidragene (Rana Kommune, 2013). Siden oppstart har antall målestasjoner og deres plassering variert. I dag måles PM<sub>10</sub> timesmiddel ved Moheia Idrettsplass, som er området hvor de høyeste svevestøvkonsentrasjonene har blitt registrert (Hunnes, 2007a). Svevestøvet analyseres for kadmium, krom, mangan, bly og sink etter anbefalinger fra FHI. I tillegg måles nedfallsstøv ved 5 lokaliteter i Mo og omegn: Hammeren, Gruben, Mo kirkegård, Moheia og St.Hanshaugen. Disse målingene er månedsbasert og analyseres for metallene jern, bly, mangan og sink (Hunnes, 2013). Rana Kommune har i tillegg finansiert måling av PM<sub>2,5</sub> i en 12 måneders periode (oppstart februar 2014) (Rana Kommune, 2013, Nygård, 2014).

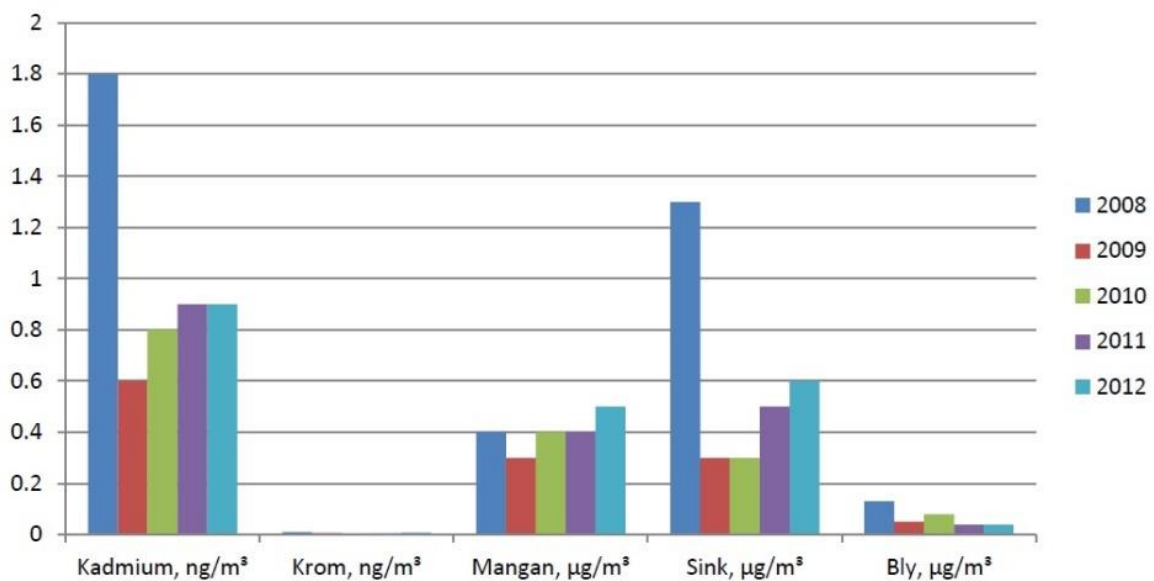
## 5.2 Status for metaller i svevestøv

Tiltak for å redusere utslipp til luft har gitt positive resultater i Mo i Rana. Sett bort fra 2012, hadde svevestøvnivåene en nedadgående trend fra 2006, både på times- og årsbasis (Hunnes, 2013). I 2013 ble det målt 17 dager med overskridelser (Molab, 2013), mot 94 i 2006 (Rana Kommune, 2013). Dette er innen antall lovlige overskridelser på timesbasis, men det er fortsatt en vei å gå for å nå de nasjonale målene med maksimalt 7 døgnoverskridelser per år. Allerede 14. april 2014 var det registrert 24 dager over 50 µg/m<sup>3</sup> (Nygård, 2014). Perioder med ugunstig vær-situasjon i forhold til svevestøvkonsentrasjoner gjør at dager med overskridelser fort blir mange. En stor reduksjon av partikulært materiale på bakkenivå har ført til at meteorologiske

forhold har fått større påvirkning på både spredning og konsentrasjon av svevestøv (Hunnes, 2011). Grenseverdiene for årsmiddel har imidlertid ikke vært overskredet på Moheia. Antall døgnoverskridelser og årsmiddelverdier for perioden 2006-2013 er gitt i figur 5.2 (Molab, 2013, Rana Kommune, 2013, Hunnes, 2013). Trend av metallene som det analyseres for i svevestøvet i Mo i Rana, fra perioden 2008-2012, er gitt i figur 5.3 (Hunnes, 2013). Mangan og sink hadde økt noe fra 2011-2012 mens bly, krom og kadmium holdt stabilt nivå i løpet av disse årene. Bly lå i 2012 under grenseverdi og luftkvalitetskriterium på henholdsvis 0,5 og 0,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mangan lå i 2012 over anbefalt luftkvalitetskriterium på 0,15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens de øvrige ligger innenfor både målsetningsverdier og luftkvalitetskriterier.



**Figur 5.2** Antall døgnoverskridelser og årsmiddelverdier for perioden 2006-2013. Konsentrasjoner i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Hunnes, 2013, Rana Kommune, 2013, Molab, 2013)



**Figur 5.3** Observert trend for kadmium, krom, mangan, sink og bly i svevestøv i Mo i Rana perioden 2008-2012 (Hunnes, 2013)

## 5.3 Kilder

I MIP er det et komplekst kildebidrag til støv og metaller. I tillegg til utslipp fra piper og diffuse utslipp fra prosessbygg genererer lagring av råvarer, behandling av slagg og transport av materialer mye støv. Støv som har falt på bakken kan videre virvles opp på ny (Rana Kommune, 2013). Det har allerede blitt utført kildekarakterisering av en rekke punkter i MIP som bidrar til støvproblematikken i Mo i Rana. Denne ble gjennomført i løpet av høsten 2007 og våren 2008, på bakgrunn av høye svevestøvnivåer i 2006. Prøvene ble analysert via scanning elektronmikroskop (SEM) (Hulbakkmo og Hunnes, 2008). Resultatene ble brukt til konstruksjon av et partikkelatlas for støvkildene. I 2007 og 2010 ble filter fra Moheia målestasjon undersøkt via SEM ved svevstøvoverskridelser og vurdert opp mot resultatene og partikkelatlasen fra 2007/2008 (Hunnes, 2011). Partiklene fra kildekarakteriseringen ble undersøkt for kjemisk sammensetning, form og størrelse. Det ble observert røykpartikler (metallurgisk eller fra forbrenning), kuleformede og bearbeidede partikler. Røyk og kuleformede partikler blir som oftest laget via høytemperaturprosesser, mens de bearbeidede partikler hovedsakelig kommer fra slagg og ferdigvarebehandling. Prøvepunktbeskrivelser, registrert støvkonsentrasjon og partikkelklassifisering ved ulike kilder er vist i vedlegg H. Kjemisk innhold i partiklene fra ulike kilder er gitt i figur 5.4 (Hulbakkmo og Hunnes, 2008). Det er vanskelig å skille støv fra slagghåndtering ved Celsa og Glencore og støv som stammer fra SMA da den kjemiske sammensetningen i disse prøvene er veldig lik.

Undersøkelsen av filter fra Moheia i 2007 ga følgende resultat (Rana Kommune, 2008):

- Metallurgisk røyk fra Fesil, Glencore og Celsa ble funnet på 2 av 12 filter
- Partikler fra Fesil ble funnet på 9 av 12 filter
- Partikler fra Celsa ble funnet på 10 av 12 filter
- Partikler fra Glencore ble funnet på 5 av 12 filter
- Slagg/bearbeidede partikler ble funnet på 11 av 12 filter

Undersøkelsen av filter fra Moheia i 2010 ga følgende resultat (Hunnes, 2011):

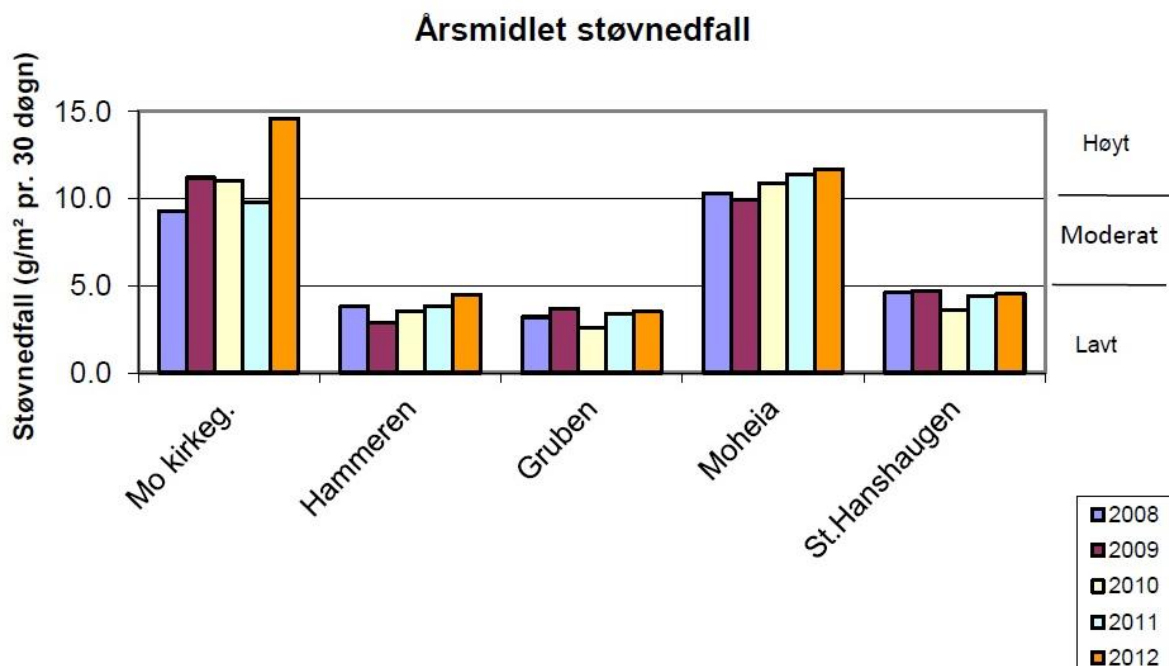
- Metallurgisk røyk fra Fesil, Glencore og Celsa ble funnet på 6 av 16 filter
- Partikler fra Fesil ble funnet på 14 av 16 filter
- Partikler fra Celsa (over tak/reanseanlegg) ble funnet på 13 av 16 filter
- Partikler fra Glencore (over tak) ble funnet på 6 av 16 filter
- Slagg/bearbeidede partikler ble funnet på samtlige filter
- Sandpartikler ble funnet på 14 av 16 filter
- Salt ble funnet på to av filtrene som sannsynligvis kan knyttes til veisaltning

Bedrift	Aktivitet	Si	Mg	Mn	Ca	Zn	Fe	Cr	Pb	Al	K
Celsa	Primæravsug	x				x	x				
	Sekundæravsug	x	x	x		x	x				
	Diffuse utslipp	x				x	x	x			
	Emneovn						x		x		
	Skraphåndtering						x				
	Elektroslagg	x	x		x						
	Slaggsikting	x	x	x	x		x			x	
	Øseovnslagg	x	x		x					x	
	Øseovnslagg, Multiserv	x	x	x	x		x			x	
	Elektroslagg, Multiserv		x				x			x	
Fesil	Lanternine	x									
	Nødskorstein	x									
	Rengasspipe	x									
	Tappegass	x									
RDMN	Støperøyk -SiMn	x		x			x				
	Støperøyk -HCFeMn			x			x				
	Lekkasjerøyk-HCFeMn	x		x			x			x	x
	Metallhåndtering-SiMn	x		x							
	Slagghåndtering-SiMn	x		x							
SMA	Slagghåndtering-HCFeMn		x	x						x	
	Dolomitt		x		x						
	Kalkstein	x	x		x					x	x

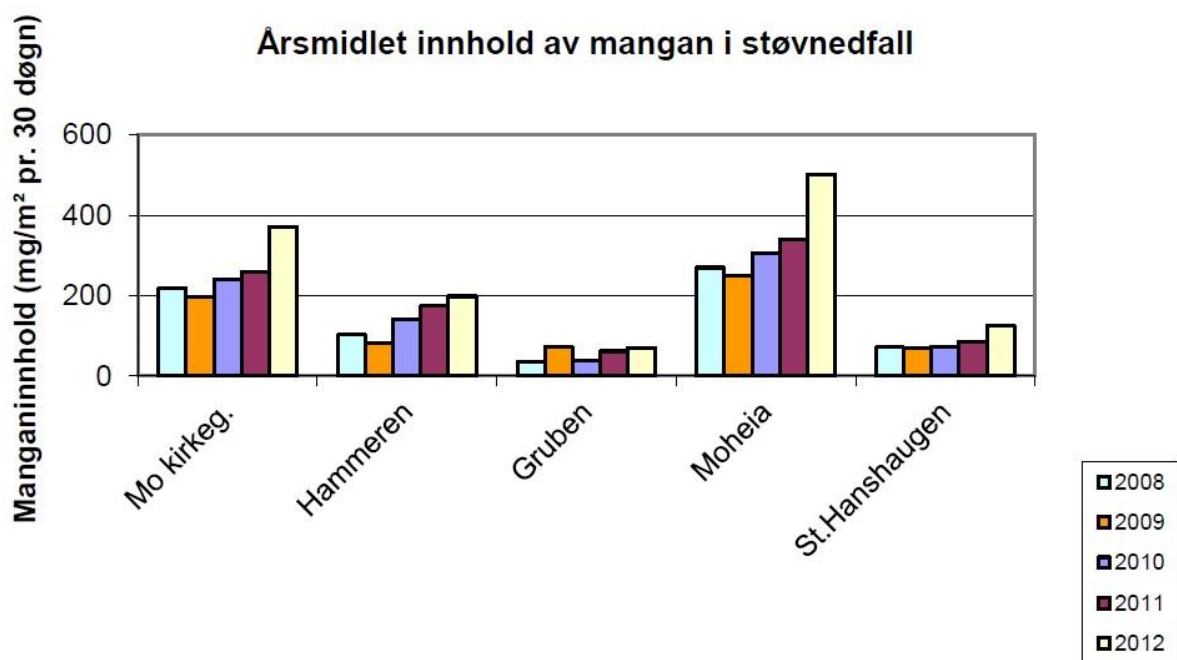
Figur 5.4 Kjemisk innhold i partiklene fra ulike kilder i Mo Industripark (Hulbekkmo og Hunnes, 2008)

## 5.4 Status for metaller i støvnedfall

Nivåene av nedfallsstøv er et problem og fokusområde i Mo i Rana. Nivåene har sammenheng med svevestøvnivåene og de mest utsatte områdene er til sjenanse for bebyggelsen (Rana Kommune, 2008). De mest eksponerte målestasjonene for nedfallsstøv er Mo kirkegård og Moheia, hvor årsmiddelverdiene karakteriseres som høyt (Se tabell 3.2). Figur 5.5 viser årsmidlet støvnedfall i perioden 2008-2012 ved alle målestasjonene (Hunnes, 2013). Det har ikke blitt observert noen klar reduksjon i støvnedfallsnivåene i denne perioden. Fra 2011 til 2012 ble det målt en økning ved alle stasjonene (Hunnes, 2013). I 2007 ble det utført målinger av støvnedfall i Mo Industripark. Støvnedfall ved slagghåndteringen til Celsa ble målt til meget høyt, mens de øvrige målestasjonene hadde lavere nivåer. I samme periode ble det registrert lave nedfallsstøvnivåer ved de ordinære stasjonene i måleprogrammet, unntatt et par måneder med høye verdier nær E6 som mest sannsynlig skyldes støvoppvirvling (Rana Kommune, 2008). Det observeres ulik utvikling av metallene i nedfallsstøv. Årsmiddelkonsentrasjonen av bly (figur 5.7) og sink (figur 5.8) har vært noenlunde stabil siden 2010, mens jern (figur 5.9) og mangan (figur 5.6) har vist en økning (Hunnes, 2013).

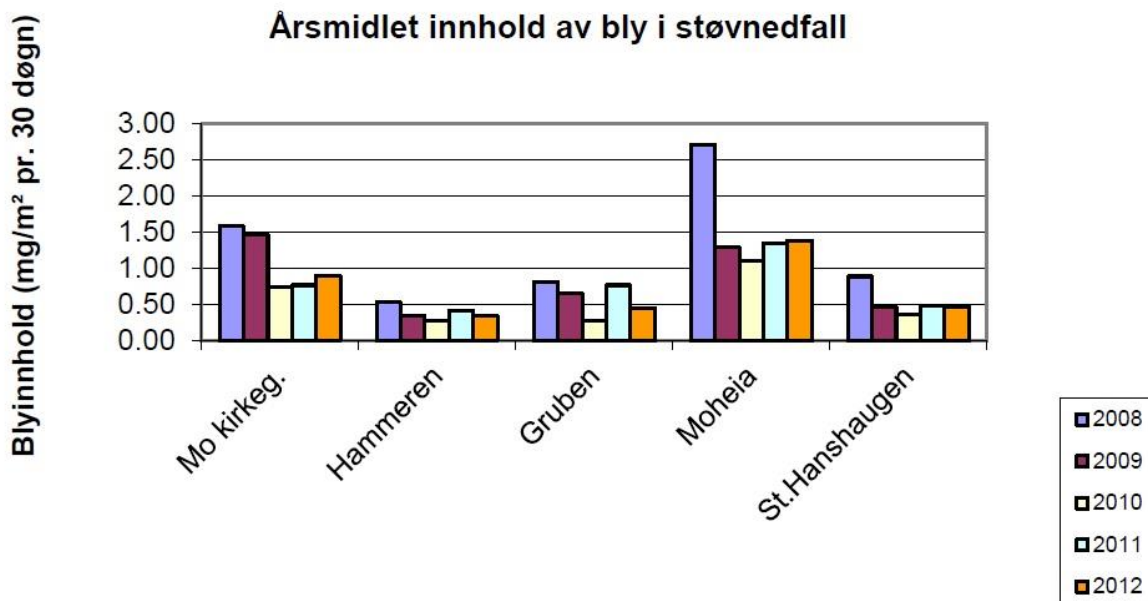


Figur 5.5 Årsmidlet støvnedfall i Mo i Rana i perioden 2008-2012. Konsentrasjoner gitt i  $\text{g/m}^2$  (Hunnes, 2013)

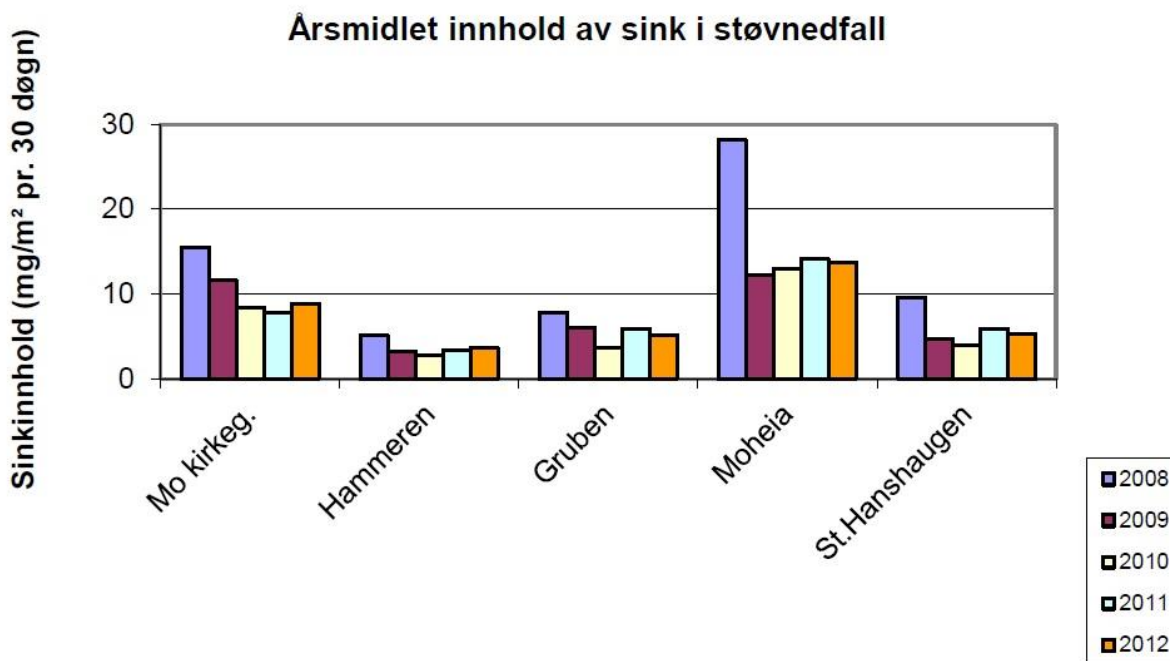


Figur 5.6 Årsmidlet innhold av mangan i støvnedfall mellom 2008 og 2012 i Mo i Rana. Konsentrasjoner i  $\text{mg/m}^2$  (Hunnes, 2013)

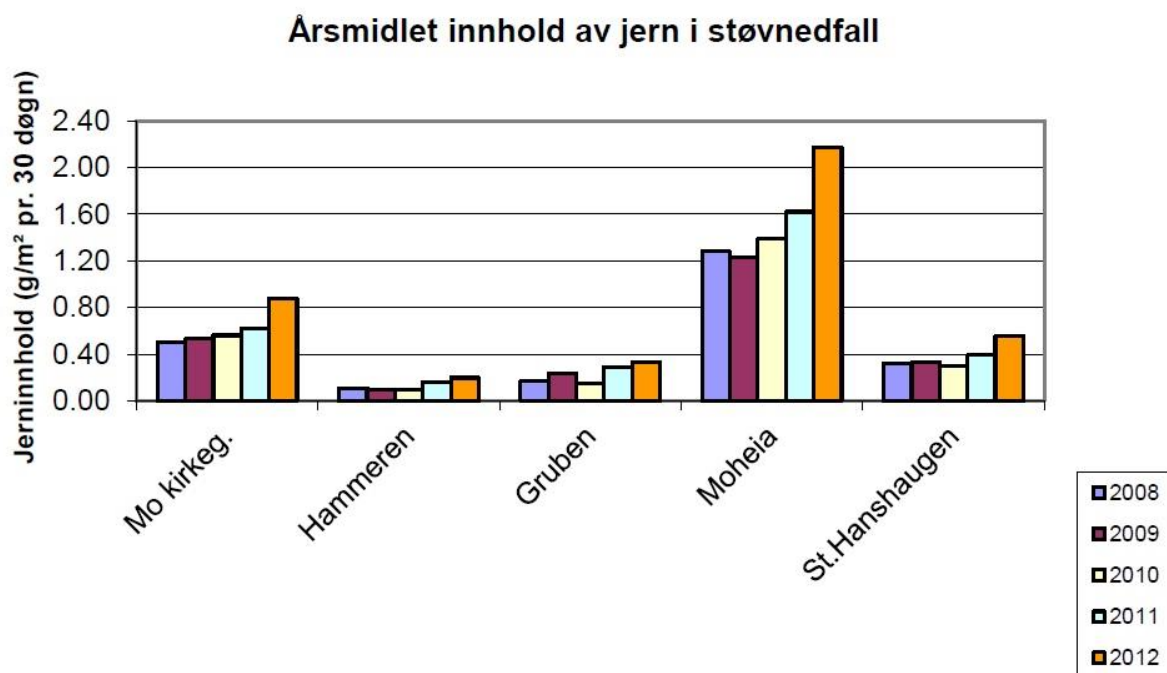




**Figur 5.7** Årsmidlet innhold av bly i støvnedfall mellom 2008 og 2012 i Mo i Rana. Konsentrasjoner i mg/m<sup>2</sup> (Hunnes, 2013)



**Figur 5.8** Årsmidlet innhold av sink i støvnedfall mellom 2008 og 2012 i Mo i Rana. Konsentrasjoner i mg/m<sup>2</sup> (Hunnes, 2013)



**Figur 5.9** Årsmidlet innhold av jern i støvnedfall mellom 2008 og 2012 i Mo i Rana. Konsentrasjoner i  $\text{mg/m}^2$  (Hunnes, 2013)

## 5.5 Tidligere moseundersøkelser

Etter at det i nasjonale moseundersøkelser ble identifisert lokale kilder fra industrien i Mo i Rana, ble byen inkludert i en mer omfattende undersøkelse rundt et utvalg industribyer (Steinnes et al., 2001). Disse undersøkelsene ble foretatt etter ønske fra Statens Forurensningstilsyn, nåværende Miljødirektoratet. Første analyse ble gjennomført i 2000 (Steinnes et al., 2001) og senere gjentatt i 2005 og 2010 (Steinnes et al., 2007, Steinnes et al., 2011b). I alle rapportene har Mo i Rana vist seg å være den generelt mest tungmetallforurensete industribyen i Norge. En oppsummering av resultatene som ble funnet i disse undersøkelsene presenteres nedenfor.

### 5.5.1 Undersøkelse i 2000

Denne første undersøkelsen fra rapportene om nedfall av tungmetaller rundt utvalgte norske industrier hadde et prøvenett på 20 lokaliteter i Mo i Rana. Alle prøvepunktene var utenfor industriparken. Fundia Armeringsstål AS (nåværende Celsa) og Elkem Rana AS (nåværende Glencore, men endring i produksjon) finansierte undersøkelsen som tok for seg 32 grunnstoffer analysert med ICP-MS (Steinnes et al., 2001). Det ble observert forhøyede nivåer av omtrent samtlige grunnstoff som det rapportertes for. Krom viste svært høye verdier sør og sørøst for industriparken, hvor anrikningen relativt til bakgrunnsnivå var på over 500. Kromutslippene kom først og fremst fra Elkem som produserte ferrokrom-legeringer. Det geografiske

nedfallsmønsteret for Be, Co, Ni, As og Tl liknet Cr og tydet på at Elkem også var bidrageret for disse utslippene. For metallene Zn, Sb, W og Hg ble det registrert høyest konsentrasjoner nordøst for industriområdet og antydte Fesil som hovedkilde. Enkelte av grunnstoffene ble antatt å komme fra begge bedriftene da de viste høyt nedfall i retningene sør, sørøst og nordøst for Mo Industripark. Dette gjaldt V, Mn, Fe, Cu, Cd og Pb (Steinnes et al., 2001).

### **5.5.2 Undersøkelse i 2005**

I 2005 ble det prøvetatt mose fra 8 lokaliteter i Mo i Rana, alle utenfor industriområdet. Bedriftene som finansierte undersøkelsen var Fundia Armeringsstål AS (nåværende Celsa) og Vale Manganese Norway AS (nåværende Glencore). Moseprøvene ble analysert med ICP-MS, hvor det ble tatt for seg 44 grunnstoff (Steinnes et al., 2007b).

Omtrent samtlige av grunnstoffene som var inkludert i undersøkelsen viste forhøyede nivåer i nærheten av Mo Industripark. Mn, Ni, Cu, Zn, Zr, Nb, Mo, Cd, Sb, Ba, W, Hg, Tl og Pb viste markert økning fra 2000. Cr gikk markert ned fra 2000 på grunn av omlegging av produksjon av ferrokrom til ferromangan ved nåværende Glencore (Steinnes et al., 2007a). Denne omleggingen skjedde i 2002 (MIP, 2013a). Metallene som viste høyere nedfall i Mo i Rana enn ved de andre industribyene i undersøkelsen var Be, Ca, Sc, V, Fe, Co, Ni, Cu, As, Y, Zr, Nb, Mo, Ba, La, Ce, Yb, W, Hg, Tl, Pb, Th og U. Det ble i tillegg funnet høye verdier av Zn og Cd. De fleste av disse grunnstoffene viste høyeste nivåer sør og sørøst for industriområdet, men Zn, Nb, Cd, Sb, W, Hg, Pb og Bi viste like høye eller høyere verdier i nordøstlig retning. Industrien i Mo i Rana hadde sammen med Odda de mest markerte metallutslippene til luft i denne rapporten (Steinnes et al., 2007a).

### **5.5.3 Undersøkelse i 2010**

I 2010 ble det analysert mose fra 15 prøvelokaliteter, alle utenfor Mo Industripark. Celsa Armeringsstål AS, Fesil Rana Metall AS og Vale Manganese Norway AS (nåværende Glencore) finansierte undersøkelsen. Analysene ble gjort via ICP-MS og 32 grunnstoffer ble tatt med i rapporten (Steinnes et al., 2011b).

Omtrent samtlige av grunnstoffene som ble analysert for i denne undersøkelsen ga forhøyede verdier i mosen nær industriområdet. Det ble observert en klar nedgang av Cr, sammenliknet med de tidligere undersøkelsene. I 2010 viste grunnstoffene Li, Be, Al, Ca, Ti, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Mo, Cd, Cs, Ba, sjeldne jordarter, Pb, Bi og U høyeste verdier sør og sørøst for industriområdet, mens de største nedfallene av Zr, Nb

og W ble registrert i nordøstlig retning. Sammenliknet med de tidligere moseundersøkelsene hadde det skjedd en forskyvning hvor flere grunnstoffer registrerte størst nedfall sør og sørøst for industriparken. For grunnstoffene V, Fe, Ag, Te og Th ble det observert omtrent like verdier ved lokalitetene i retningene nevnt over. På grunnlag av resultatene fra undersøkelsen i 2010 var det vanskelig å anslå hvilke bedrifter som fremstod som største utslippskilde for de ulike grunnstoffene (Steinnes et al., 2011b).

## **5.6 Kartlegging av tungmetaller i poteter, bær og grønnsaker fra Mo i Rana**

På grunn av interesse og bekymring blant befolkningen i Rana ble det i 2000 samlet inn poteter, bær og grønnsaker som undersøktes for As, Cr, Cd, Hg og Pb. Resultatene viste lokalt forhøyede konsentrasjoner av Cr, Cd, Hg og Pb, men at inntak av poteter, bær og grønnsaker fra Mo i Rana ikke medfører helsefare. Undersøkelsen viste likevel at å skylle næringsmidlene kan være en fordel, da en del av tungmetallene reduseres ved vasking. Den helsemessige vurderingen ble utført av statens næringsmiddeltilsyns vitenskapelige komite og Tore Aune, professor i næringsmiddeltoksikologi (Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland, 2001).

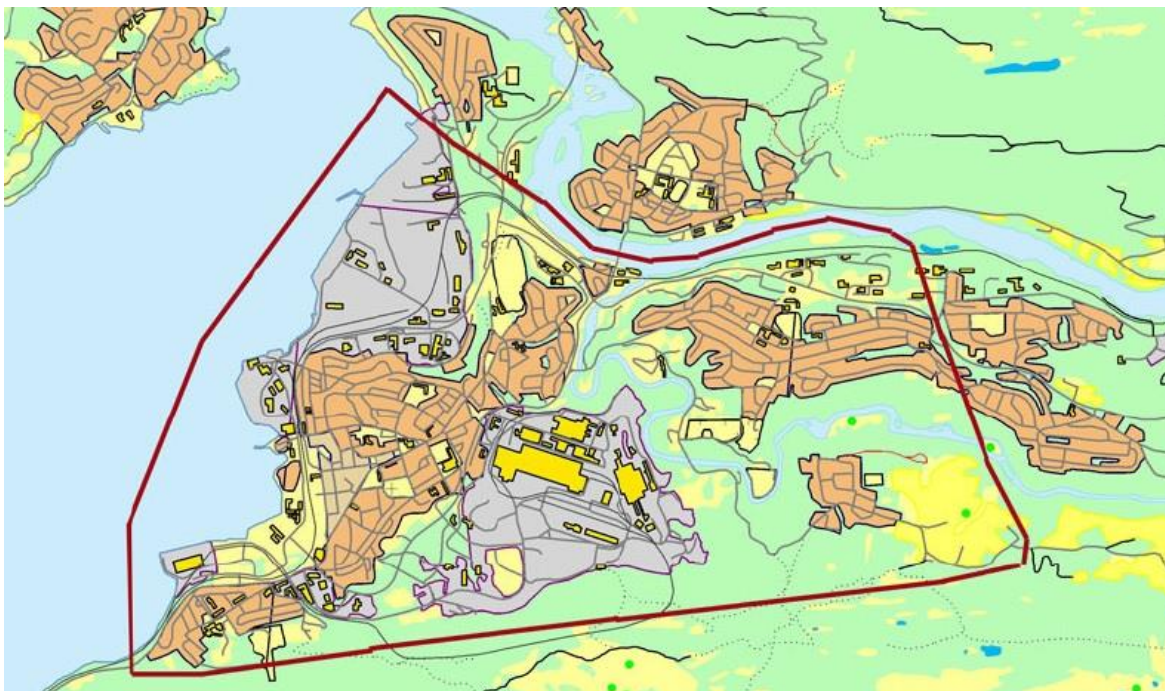
## **5.7 Tiltaksutredning**

Tiltaksutredning for bedre luftkvalitet i Mo i Rana er utformet for å tilfredsstille forurensningslovens § 7-9. Tiltaksplanen er et samarbeid mellom industribedrifter i Mo i Rana, Statens Vegvesen og Rana kommune (Rana Kommune, 2013). Første plan ble utarbeidet i 2008 (Rana Kommune, 2008), og senere revidert i 2013. Den reviderte versjonen er gjeldende for perioden 2014-2017 og rettes først og fremst mot reduksjon av svevestøv, men siden svevestøvnivåene har sammenheng med nedfallsstøv er det også fokus på en reduksjon av sistnevnte. I arbeidet for å sikre bedre luftkvalitet i Mo i Rana har Rana kommune vedtatt følgende mål (Rana Kommune, 2013):

- Livskvaliteten for innbyggere i kommunen skal ikke være påvirket av dårlig luftkvalitet.
- Støvutslipp som medfører helseskadelige forhold skal reduseres til et minimum.
- Bolig- og oppvekstområder skal ikke være påvirket av svevestøv eller nedfallsstøv.
- Det biologiske mangfoldet skal ikke påvirkes av luftforurensning og tilførsel av miljøgifter.

- De vedtatte grenseverdiene for luftkvalitet skal overholdes og ikke overskrides flere ganger enn tillatt.
- Kommunen skal lede an i dialogen med industrien, Statens vegvesen og kommunale aktører rundt forbedring av den lokale luftkvaliteten.

Tiltaksområdet omfatter hovedsakelig sentrumsområdet og Gruben. Avgrensningen er gjort i samråd med NILU og er vist i figur 5.10. En kort oppsummering av pågående og vurderte tiltak vil presenteres under mens en mer detaljert liste over tiltak, status og ansvarlige for gjennomføring er gitt i vedlegg I.



Figur 5.10 Tiltaksområde for forbedret luftkvalitet Mo i Rana (Rana Kommune, 2008).

### **Tiltak av industribedrifter og Mo Industripark AS**

Utslipp fra industrien er det største bidraget til svevestøv og metaller i Mo i Rana. En rekke støvdempende og støvreduserende tiltak har blitt gjennomført i Mo Industripark og har vist å gi resultater. Eksempler på slike tiltak er endring i prosesser, utskifting av ovner, feiing, asfaltering og planting. Det er gjort kildeundersøkelse (Hulbekkmo og Hunnes, 2008), bedriftene har fått strengere krav til rensing ved store utslippskilder og utslippstillatelsene har blitt fornyet. Alle de største bedriftene har i løpet av 2000-tallet forbedret rensesprosessen og dermed redusert utslipp (Rana Kommune, 2013):

- Celsa – Nytt primærrensseanlegg, støvrensseanlegg, kvikksølvrensseanlegg - 2008
- Glencore – Kvikksølvrensseanlegg – 2008
- SMA Mineral – Støvrensseanlegg – 2008
- Fesil Rana Metall – Eliminering av fluorutslipp – 2011

### **Tiltak i trafikken**

Selv om veitrafikk bidrar lite til luftforurensningen i byen, legger det seg støv fra andre kilder langs veien som er viktig å forhindre oppvirvling av (Rana Kommune, 2008). Følgende støvreduserende og støvdempende tiltak på vei pågår eller vurderes i Mo i Rana:

- Veivasking (pågår)
- Magnesiumklorid, MgCl
- Feiing (pågår)
- Piggdekkgebyr (vurderes)
- Kvalitetssikring av strøsand
- Redusert hastighet i perioder med mye støv (vurderes)
- Frostfeiing (vurderes, har ikke utstyr for vinterføre)

### **Andre tiltak**

I tillegg til tiltakene som nevnes over blir luftkvaliteten vurdert i arealplanlegging, å informere om fordelene med nye rentbrennende vedovner og det legges vekt på informasjon til innbyggerne. Det kan også nevnes at overskuddsvarme fra industrien i Mo Industripark omformes til fjernvarme som videre brukes som oppvarming av innbyggerne, bedrifter og Rana Kommune (Rana Kommune, 2013).

## 6 Metaller

Metaller i luft er hovedsakelig å finne i svevestøv, enten som ultrafine partikler, bundet til forbrenningspartikler eller bestående i mineralstrukturen hos grovere partikler. Unntaket er kvikksølv som kan opptre i gassform (FHI, 2013b). Metaller er naturlige forbindelser med et bredt bruksområde, men spredning av metaller til luft, vann og jord som en følge av menneskelig aktivitet kan forårsake skade på helse og miljø (Manahan, 2009). Trafikk, industri og andre forbrenningsprosesser er de viktigste kildene til utslipp av metaller til luft. Høye konsentrasjoner av metaller i naturen kan også skyldes geologiske anrikninger, vulkanutbrudd o.l. Noen av metallene, som hovedsakelig er å finne som partikulært materiale i luft, er kjent for å være skadelig for menneskers helse hvor det har vist seg at høye nivåer av metaller i luft kan gi helseproblemer ved innånding (Chen og Lippmann, 2009). Særlig sårbare grupper er barn, individer med nyresvikt, individer med luftveis- og hjerte og karsykdommer, eldre og røykere. Den generelle befolkningen utsettes likevel hovedsakelig for metalleksponering via mat og drikkevann. I områder nær metallurgisk industri, som i Mo i Rana, eksponeres befolkningen i større grad for metaller via inhalasjon. Metaller kan avsettes fra luften og videre tas opp i mat og drikke. I tillegg kan metallene transporteres over lange strekninger og slik berøre områder langt fra utslippskilden (FHI, 2013a). Metaller er ikke biologisk nedbrytbare og kan dermed ikke brytes ned til mindre skadelige forbindelser (Manahan, 2009).

For å beskytte menneskets helse er det for bly fastsatt grenseverdi (årsmiddel) i luft, mens det for arsen, kadmium og nikkel er satt målsettingsverdier. Ved overskridelse av målsettingsverdier skal nødvendige tiltak iverksettes (Miljøverndepartementet, 2004). I tillegg har FHI og Miljødirektoratet kommet med en anbefaling av luftkvalitetskriterier for en rekke metaller (FHI, 2013a). Grenseverdi, målsettingsverdier og luftkvalitetskriterier (årsmiddel) for metallene er gitt i tabell 6.1. Konsentrasjonene beregnes ut fra totalt innhold i  $PM_{10}$ -fraksjonen som gjennomsnitt over kalenderår. Etter utvidede analyser av svevestøv i Mo i Rana i 2006 kom det anbefaling fra FHI om å følge opp konsentrasjonene av kadmium, krom, mangan, sink og bly (Hunnes, 2013). Verdiene som er nevnt over kan imidlertid ikke kobles til resultatene av moseprøvene i denne undersøkelsen.

**Tabell 6.1 Grenseverdi, målsetningsverdier og luftkvalitetskriterier (årsmiddel) for metaller i Norge (FHI, 2013a, Miljøverndepartementet, 2004)**

<b>Komponent</b>	<b>Luftkvalitetskriterium</b>	<b>Målsetningsverdi for tiltak</b>	<b>Grenseverdi</b>
<b>Arsen (As)</b>	2 ng/m <sup>3</sup>	6 ng/m <sup>3</sup>	
<b>Bly (Pb)</b>	0,1 µg/m <sup>3</sup>		0,5 µg/m <sup>3</sup>
<b>Kadmium (Cd)</b>	2,5 ng/m <sup>3</sup>	5 ng/m <sup>3</sup>	
<b>Krom (Cr(VI))</b>	0,1 ng/m <sup>3</sup>		
<b>Kvikksølv (Hg)</b>	0,2 µg/m <sup>3</sup>		
<b>Mangan (Mn)</b>	0,15 µg/m <sup>3</sup>		
<b>Nikkel (Ni)</b>	10 ng/m <sup>3</sup>	20 ng/m <sup>3</sup>	
<b>Vanadium (V)</b>	0,2 µg/m <sup>3</sup> (døgnmiddel)		

For metaller i svevestøv er det jern, kobber, sink, vanadium, nikkel og arsen som har fått størst oppmerksomhet. Bly blir ikke ansett som et luftforurensningsproblem i Norge i dag (FHI, 2013b). Selv om en kjenner til effekter av enkeltmetaller er det fortsatt manglende kunnskap om «cocktaileffekten» av metalleksponering (Nordberg et al., 2007). I påfølgende kapitler presenteres noen utvalgte metaller med info om kilder, egenskaper og luftforurensningsnivåer i Mo i Rana til den aktuelle forbindelsen.

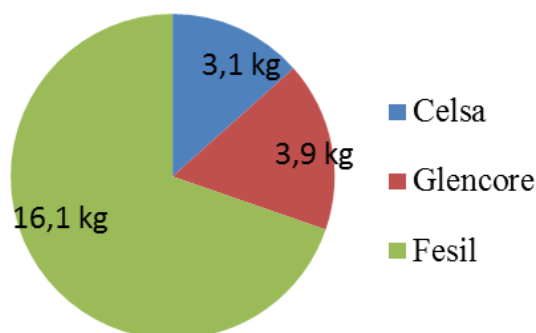


## 6.1 Arsen (As)

Arsen er et halvmetall som betyr at det har egenskaper som tilsvarer både metall og ikke-metall. Arsen finnes både i uorganisk og organisk form, hvor uorganiske former er de giftigste. Uorganisk arsen kan foreligge som As(III) og As(V), hvor arsenetrioksid ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) er den vanligste arsenforbindelsen i luft og opptrer på partikkelform. I jord, vann og mat finnes uorganisk arsen som arsenat ( $\text{AsO}_4^{3-}$ ) eller arsenitt ( $\text{AsO}_2^-$ ) (FHI, 2013a).

Vulkanutbrudd, bakteriell nedbrytning av arsen, CCA(kobber krom arsen)- impregnert trevirke, industri og forbrenning av fossilt brensel er kilder for arsenutslipp til luft. Arsen finnes også i sprøytemidler og ammunisjon. De største antropogene utslippene av arsen er smelting av jernfritt metall og energiproduksjon fra fossilt brensel (Järup, 2003). Redusert fyring med kull og bedre og flere renseanlegg førte til at Norge reduserte sine arsenutslipp med 62,2 % mellom 1990-2012 (SSB). Arsen er først og fremst kreftfremkallende og høy eksponering via luft øker sannsynligheten for lungekreft. Den er derfor å finne på Norges liste over prioriterte miljøgifter. Den generelle befolkningen eksponeres først og fremst via mat og drikkevann. Arsen påvirker luftveiene, huden, hjerte-kar, mage-tarm, lever, nyre og nervesystemet negativt og eksponering kan også ha effekt på immunsystemet, utvikling og reproduksjon.

For å beskytte befolkningen mot helseskader av arsen er det, i forurensningsforskriften kapittel 7 om lokal luftkvalitet, satt opp målsetningsverdi for årsmiddel på  $6 \text{ ng/m}^3$  for arsen. Denne skulle nås innen 2013. FHI og miljødirektoratet har satt et luftkvalitetskriterium for årsmiddel på  $2 \text{ ng/m}^3$  (FHI, 2013a). Konsentrasjonen av arsen i svevestøv i Mo i Rana var i 2006 målt til å være  $1,1 \text{ ng/m}^3$  (Hunnes, 2007b), innenfor både målsetningsverdi og luftkvalitetskriteriet for arsen. På grunnlag av denne undersøkelsen vurderte FHI det som unødvendig å følge opp arsennivåene i svevestøv i Mo i Rana(Rana Kommune, 2013). Rapporterte utslipp av arsen til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 er gitt i figur 6.1. Tall er hentet fra Norske utslipp (norskeutslipp.no).



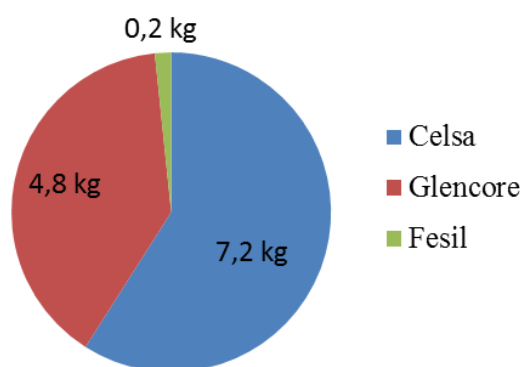
**Figur 6.1 Rapporterte utslipp av arsen til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)**

## 6.2 Kadmium (Cd)

Kadmium er et tungmetall som normalt forekommer i lave konsentrasjoner sammen med sink, bly og kobber (Järup, 2003). I luften er kadmium å finne som elementært kadmium, kadmiumoksid (CdO), kadmiumsulfid (CdS) og kadmiumklorid (CdCl<sub>2</sub>). Størrelsen på partikler som kadmium er bundet til er typisk 0,5-1 µm og kan transporteres over lange distanser (FHI, 2013a).

Kadmium benyttes blant annet i NiCd-batterier og som beskyttelse mot korrosjon av metaller, da særlig jern og stål (FHI, 2013a, UiO, 2014). Viktige kilder til kadmium er metall- og gruveindustri, fosforholdig kunstgjødsel, langtransportert kadmium og tobakksrøyk (Järup, 2003). I perioden 1990-2012 ble kadmiumutslippene i Norge redusert med 59,4 % (SSB, 2014).

Kadmium er på Norges liste over prioriterte miljøgifter. Kadmium er knyttet til lungekreft, men kan også forårsake skade på nyrene. Den største kilden til kadmiumeksponering er tobakksrøyk, mens ikke-røykere har mat som største kilde. Eksponering av kadmium fra inhalasjon er generelt liten, men avsetning av kadmium i jorden vil kunne medføre en akkumulering i næringskjeden som en følge av kadmiums lange halveringstid. Konsentrasjonene av kadmium i luft ønskes derfor å holdes så lav som mulig og det er fastsatt en målsettingsverdi på 5 ng/m<sup>3</sup> i årsmiddel, samt anbefalt et luftkvalitetskriteriet på 2,5 ng/m<sup>3</sup>. Konsentrasjonen av kadmium i svevestøv i Mo i Rana ble i 2006 målt til å være 2,34 ng/m<sup>3</sup> (Hunnes, 2007b), men har blitt redusert og lagt seg under 1 ng/m<sup>3</sup> fra og med 2009 (Hunnes, 2013). Dette er innenfor både målsettingsverdi og luftkvalitetskriteriet for kadmium. Rapporterte utslipp av kadmium fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 er gitt i figur 6.2. Tall er hentet fra Norske utslipp.



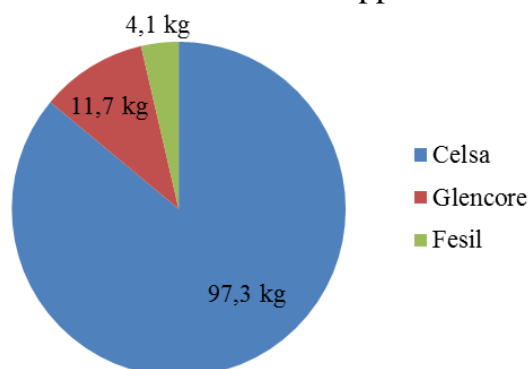
Figur 6.2 Rapporterte utslipp av kadmium til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)

### 6.3 Krom (Cr)

Krom er et spormetall, et metall kroppen behøver i små konsentrasjoner for optimal kroppsfunksjon. Krom har mange ulike oksidasjonstrinn, hvor Cr(III) er den mest stabile formen. Dette er den formen av krom kroppen behøver. Seksverdig krom, Cr(VI), er derimot ikke ønskelig da den gir negative helseeffekter. Berggrunnen i Norge inneholder store mengder krom og bakgrunnsnivået i luft i Norge ligger under  $0,5 \text{ ng/m}^3$ . Partikler krom er bundet til i luft er typisk  $1,5\text{-}1,9 \text{ }\mu\text{m}$  (FHI, 2013a).

De største utslippene av krom til luft kommer fra industri, hvor det blant annet benyttes i legeringer. Andre kilder til krom i luft kan være erosjon, vulkanutbrudd og utslipp fra katalysatorer i kjøretøy. For røykere bidrar sigaretttrøyk til en 10-400 ganger høyere eksponering enn det uteluft normalt gir (FHI, 2013a). I Norge ble kromutslippet mellom 1990-2012 redusert med 80,3 % (SSB, 2014).

Krom befinner seg på Norges liste over prioriterte miljøgifter. Den generelle befolkningen eksponeres først og fremst via mat, unntaket er yrkeseksponering som for eksempel ved ferrokromanlegg. Det er lite kunnskap om andelen av de ulike oksidasjonstilstandene i luft, men målinger i Mo i Rana ga uttrykk for at Cr(VI)-nivået lå under 10 % av det totale krominnholdet. Cr(VI) er kreftfremkallende, hvor lungekreft er den dominerende kreftformen. Krom har ikke blitt gitt noen målsettingsverdi i forurensningsforskriften, men FHI og miljødirektoratet har satt et luftkvalitetskriterium for Cr(VI) på  $0,1 \text{ ng/m}^3$  i årsmiddel (FHI, 2013a). Total konsentrasjon av krom i svevestøv i Mo i Rana ble i 2006 målt til å være  $12,25 \text{ ng/m}^3$  (Hunnes, 2007b). Konsentrasjonene av krom i luft i Mo i Rana ble fulgt videre opp, hvor nivåene av krom har gått kraftig ned siden 2006. I 2012 lå det totale krominnholdet godt under gitt konsentrasjon for luftkvalitetskriteriumet for Cr(VI) (Hunnes, 2013). Rapporterte utslipp av Cr(III) til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 er gitt i figur 6.3. Tall er hentet fra Norske utslipp.



**Figur 6.3 Rapporterte utslipp av krom til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)**

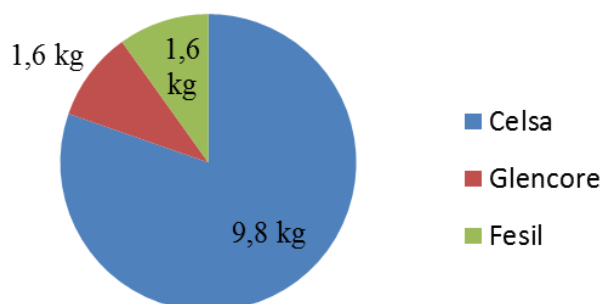
## 6.4 Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er i svært liten grad bundet til partikler (< 1 %), i motsetning til andre metaller i luft. På grunn av dets lave damptrykk fordampes kvikksølv lett og forekommer hovedsakelig i gassform som metallisk kvikksølv  $Hg^0$ . Kvikksølv finnes både på organisk og uorganisk form, hvor uorganisk kvikksølv kan opptre som  $Hg^0$ ,  $Hg(I)$  og  $Hg(II)$  (FHI, 2013a).  $Hg^0$  kan foreligge på gassform i flere måneder og år og har evne til global langtransport (Walker et al., 2012). Bakgrunnsnivåene for kvikksølv i luft i Norge er omkring  $2 \text{ ng/m}^3$  (FHI, 2013a).

Kilder til kvikksølvutslipp til luft er forbrenning av fossilt brensel, landbruks- og industriaktivitet, avfallsbehandling, vulkanutbrudd og anlegg med krematoriumsovn (Merrill et al., 2007, Manahan, 2009). Kvikksølv og kvikksølvforbindelser finnes i elektrometere, termometere, maling, kosmetikk, amalgamfyllinger og brukes i kloralkali- og metallproduksjon (Merrill et al., 2007). Bruken av kvikksølv er strammet inn på grunn av sin toksisitet (Klif, 2012), og i perioden 1990-2012 ble Norges kvikksølvutslipp redusert med 72,2 %. Av de totale kvikksølvutslippene i 2012 bidro metallindustrien med 13 % (SSB, 2014).

Kvikksølv er giftig for alle organismer, hvor den organiske formen regnes som den mest giftige. Kvikksølvnivåene i luft er som regel for lave for å gi direkte helseproblemer, men uorganisk kvikksølv som avsettes fra luften omdannes til metylkvikksølv via mikroorganismer. Denne kvikksølvforbindelsen akkumuleres i næringskjeden og utgjør en helsefare via matinntak. Kvikksølv gir skade på nervesystemet, immunforsvaret, hjerte, lever og nyrene (FHI, 2013a).

I 2006 ble nivået av kvikksølv i svevestøv i Mo i Rana målt til  $0,028 \text{ ng/m}^3$  (Hunnes, 2007b), men i 2008 ble kvikksølvutslippene i Mo i Rana kraftig redusert som en følge av installasjon av nytt renseanlegg ved Celsa (Miljødirektoratet, 2012). Rapporterte utslipp av kvikksølv til luft fra Celsa, Glencore og Fesil i 2012 er gitt i figur 6.4. Tall er hentet fra Norske utslipp.



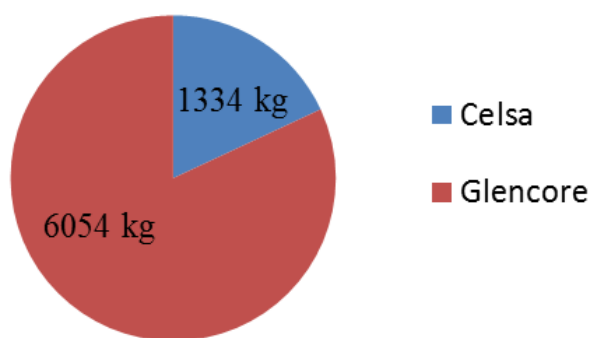
Figur 6.4 Rapporterte utslipp av kvikksølv til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)

## 6.5 Mangan (Mn)

Mangan er et spormetall, men gir negative helseeffekter ved både for lave og høye inntak av metallet. Det forekommer både på organisk og uorganisk form, hvor uorganisk mangan kan opptre i mange oksidasjonstrinn. Som regel opptre mangan i silikatmineraler (Rayner-Canham og Overton, 2010). I luft ligger bakgrunns-konsentrasjonen på under  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (FHI, 2013a) og innholdet av mangan i mose er naturlig høyt (Steinnes et al., 2011b).

Mangan brukes blant annet i stålproduksjon, bensin, batterier, kunstgjødsel, glass, lær og tekstiler. Erosjon fra jord er den viktigste kilde til mangan i luft de fleste steder (FHI, 2013a).

Matinntak er den viktigste kilden for manganeksponering for folk flest. Ved gruvedrift, i yrker med sveiseaktivitet og i områder rundt og i metallurgisk industri kan derimot luft være et viktig bidrag. For høye mengder av mangan har vist seg å gi betennelse i lungene, påvirke nervesystemet og forstyrre seksualfunksjonen. FHI og miljødirektoratet har vurdert et luftkvalitetskriterium for mangan på  $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i årsmiddel (FHI, 2013a). Nivået av mangan i svevestøv i Mo i Rana ble i 2006 målt til å være  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og var et av metallene som FHI anbefalte å følge videre opp (Hunnes, 2007b). I 2012 lå mangan på omtrent samme nivå som i 2006, med en økning fra 2011 (Hunnes, 2013). Konsentrasjonen av mangan ligger altså høyere enn luftkvalitetskriteriet fra FHI og miljødirektoratet. Rapporterte utslipp av mangan til luft fra Celsa og Glencore i 2012 er gitt i figur 6.5. Tall er hentet fra Norske utslipp.



**Figur 6.5 Rapporterte utslipp av mangan til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)**

## 6.6 Molybden (Mo)

Molybden er et tungmetall med mange ulike oksidasjonstrinn. Det er nødvendig for optimal vekst og reproduksjon hos planter og dyr. Molybdenglans,  $\text{MoS}_2$ , er den vanligste molybdenforekomsten. Konsentrasjonene av molybden i byluft ligger som regel mellom 0,01 og 0,03  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I likhet med de fleste andre metaller, er nivåene av molybden lavere i utkantstrøk hvor antropogen påvirkning er mindre (Edward og Henry, 2002).

Molybden har mange viktige bruksområder. Metallisk molybden brukes i høytemperatur- og verktøystållegeringer, i flydeler og i militære komponenter (Merrill et al., 2007). I tillegg brukes molybdenforbindelser i glassindustrien, smøremidler, pigmenter, termoventiler og flammehemmere, som katalysator i petroleumsindustrien og er et essensielt grunnstoff i landbruket. Anvendelsen av molybden har hatt en kraftig økning siden 1930-tallet (Edward og Henry, 2002).

For den ordinære befolkningen er mat hovedkilden til molybdeneksponering. Mangelsykdommer er ekstremt sjeldent, og molybden betraktes som et grunnstoff med relativt lav toksisitet. Ved høye nivåer er det likevel observert at molybden kan ha en gentoksisk effekt (Titenko-Holland et al., 1998) og noe data antyder at inhalasjon av molybden kan gi støvlunge (Merrill et al., 2007). Det er ingen grenseverdier eller luftkvalitetskriterier for molybden i luft i Norge. Molybdennivåene i Mo i Rana overvåkes ikke på grunnlag av den utvidede kjemiske analysen av svevestøv i 2006 hvor molybdenkonsentrasjonen i svevestøvet ble målt til å være 0,9  $\text{ng}/\text{m}^3$  (Hunnes, 2007b). Av de tre største bedriftene i MIP er det kun Fesil som registrerer utslipp av molybden til luft. Dette var i 2012 rapportert til å være 4 kg (Miljødirektoratet, 2012).

## 6.7 Bly (Pb)

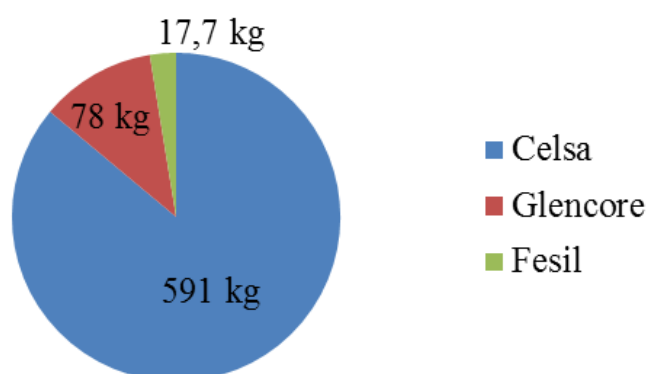
Bly er et tungmetall og forekommer både på organisk og uorganisk form i luft. I forbindelser kan bly opptre i to oksidasjonstrinn, Pb (II) og Pb (IV). To-verdig bly er den mest stabile formen. En stor andel av bly i luft er bundet til partikler under 1  $\mu\text{m}$  (FHI, 2013a).

Den største kilden til bly gjennom tidene er eksos fra blyholdig bensin. Etter blyfri bensin ble introdusert har blyutslipp i utviklingsland gått betydelig ned og i perioden 1990-2012 ble blyutslippene i Norge redusert med hele 97 % (SSB, 2014). I dag kommer den største kilden til blyutslipp fra produkter. Dette gjelder først og fremst

ammunisjon (Klif, 2012), men bly finnes også i leketøy, kosmetikk, gammel maling, farget glass og vann. I tillegg er det utslipp av bly fra industri (FHI, 2013a).

Bly påvirker bloddannelsen, nyrefunksjon og hjerte- og karsystemet samt at det er vist effekter på konsentrasjon, læring, hukommelse og reaksjonsevne. Den er derfor å finne på Norges liste over prioriterte miljøgifter, men stort sett er verdiene av bly i luft i Norge så lav at den ikke betegnes som noe helseproblem (FHI, 2013b). Den generelle befolkningen eksponeres først og fremst via mat og drikkevann, unntaket er ansatte i yrker hvor inhalasjon kan være den største kilden til eksponering.

I Norge er bly det eneste metallet det er fastsatt grenseverdi i luft for. Denne er satt til  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i årsmiddel i forurensningsforskriften kapittel 7. FHI og miljødirektoratet har satt et luftkvalitetskriterium for årsmiddel på  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (FHI, 2013a). Konsentrasjonen av bly i svevestøv i Mo i Rana var i 2006 målt til å være  $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Hunnes, 2007b). Dette var under grenseverdien, men over luftkvalitetskriteriet for bly. Nivåene for bly i svevestøv er under oppfølging i Mo i Rana, etter anbefaling fra FHI, og lå i 2012 under luftkvalitetskriteriet (Hunnes, 2013). Rapporterte utslipp av bly til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 er gitt i figur 6.6. Tall er hentet fra norskeutslipp.no.



**Figur 6.6 Rapporterte utslipp av bly til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)**

## 6.8 Vanadium (V)

Vanadium finnes i små mengder i naturen og kan opptre i flere oksidasjonstrinn; V(II), V(III), V(IV) og V(V) (Rayner-Canham og Overton, 2010). Jo høyere oksidasjonstrinn vanadium har, jo mer toksisk er det. I luft, med tilstedeværelse av oksygen, forekommer vanadium alltid som 5-verdig og er bundet til vanddråper eller partikler. Bakgrunnsnivået i luft ligger godt under  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Norge (FHI, 2013a).

Vanadium brukes i vanadiumstål, en spesielt hard legering (Rayner-Canham og Overton, 2010). Den største kilden til vanadium er forbrenning av fossilt brennstoff og industri er beregnet til å stå for 53 % av konsentrasjonen av vanadium i luft (Hope, 1994). Vanadium avsettes nært utslippskilden på grunn av kort oppholdstid i luft (FHI, 2013a).

Vanligste kilde for vanadiumeksponering er kosten, men industriområder kan ha økt bidrag fra inhalasjon. Vanadium har vist effekt på respirasjonssystemet både ved kort- og langtidseksponering (FHI, 2013a).

I 2006 ble nivået av vanadium i svevestøv i Mo i Rana målt til å være 2,23 ng/m<sup>3</sup> (Hunnes, 2007b). Videre oppfølging av vanadium er ikke utført på grunnlag av FHI's anbefalinger (KILDE), men FHI og miljødirektoratet har nå satt et luftkvalitetskriterium for vanadium i luft på 0,2 ng/m<sup>3</sup> i døgnmiddel (FHI, 2013a). Av de tre største bedriftene i MIP er det kun Celsa som registrerer utslipp av vanadium til luft. Dette var i 2012 rapportert til å være 8,4 kg (Miljødirektoratet, 2012)

## 6.9 Wolfram (W)

Wolfram forekommer sammen med jern, mangan og kalsium (Merrill et al., 2007), og kan opptre i uorganisk og organisk form. Wolfram har en kompleks kjemi med oksidasjonstrinn mellom –II til +VI. Av alle metallene er wolfram det minst flyktige. Senere studier har likevel vist at wolfram kan omdannes til mer flyktige forbindelser. Bakgrunnskonsentrasjoner for wolfram i luft er normalt under 1 ng/m<sup>3</sup> (Koutsospyros et al., 2006).

Wolfram har et stort bruksområde, blant annet i legeringer, superlegeringer, hardmetall, elektronisk utstyr, lyspærer, fiskevekter, ammunisjon og pigment. Bruken av wolfram er økende (Koutsospyros et al., 2006).

Det er ingen grenseverdier eller luftkvalitetskriterier for wolfram i luft i Norge. Kunnskap om wolfram og wolframforbindelsers effekt på mennesker og økosystemet er begrenset sammenliknet med andre metaller, og trenger mer forskning (FHI, 2013a). I 2006 ble wolframkonsentrasjonen i svevestøv i Mo i Rana målt til 0,76 ng/m<sup>3</sup> (Hunnes, 2007b). Områder nær smelteverk i Arizona har målt nivåer av wolfram til å være <1-23 ng/m<sup>3</sup> (Small et al., 1981). Ingen av bedriftene i MIP rapporterer utslipp av wolfram, men tidligere moseundersøkelser (Steinnes et al., 2001, Steinnes et al., 2007b, Steinnes et al., 2011b) har vist betydelig nedfall av wolfram i Mo i Rana

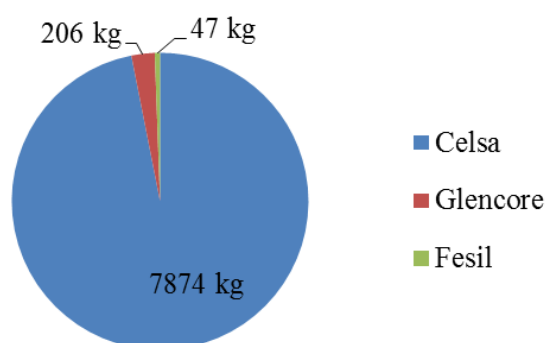


## 6.10 Sink (Zn)

Sink er et sporstoff for mennesker og dyr, og vil føre til helseproblemer ved mangel eller for høye konsentrasjoner av sink i kroppen. Det er det nest viktigste spormetallet etter jern (Rayner-Canham og Overton, 2010). Det opptrer som regel som sinkulfid eller sinkoksid og er et vanlig grunnstoff i naturen. Bakgrunnsnivået for sink i luft er som oftest under  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (FHI, 2013a).

Sink er hovedsakelig brukt som korrosjonsbeskyttelse av jern og kalles galvanisering. Tidligere ble sink benyttet som hvitt pigment i maling. Utslipp kommer først og fremst fra gruvevirksomhet, produksjon av stål og forbrenning av kull og avfall (FHI, 2013a). Eksos er også en mulig kilde til sink (Manahan, 2009).

Eksponering av sink skjer hovedsakelig via opptak fra mat, mens noen yrkesgrupper kan ha inhalasjon som viktigste eksponeringsvei. Dette gjelder blant annet metallurgisk industri og sveising. Tobakk og drikkevann kan også bidra til sinkeksponering. Sink kan gi metallrøykfeber og påvirke lungene og hjerte-karsystemet. Noen studier tyder også på at sink kan være ett av metallene som gir de skadelige effektene av svevestøv, men det er likevel for få studier til å kunne fastslå noen form for grenseverdi eller luftkvalitetskriterium (FHI, 2013a). I 2006 ble sinkkonsentrasjonen i svevestøv i Mo i Rana målt til å være  $1,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og var et av metallene som FHI anbefalte å følge videre opp. Sink utgjorde 5 % av svevestøvet i denne perioden (Hunnes, 2007b). Nivåene av sink er redusert sammenliknet med 2006, men har vist en økende trend fra og med 2010 (Hunnes, 2013). Rapporterte utslipp av sink til luft fra Celsa, Glencore og Fesil i 2012 er gitt i figur 6.7. Tall er hentet fra Norske utslipp.



**Figur 6.7 Rapporterte utslipp av sink til luft fra Celsa, Fesil og Glencore i 2012 (Miljødirektoratet, 2012)**

## 6.11 Zirkonium (Zr), Hafnium (Hf) og Niob (Nb)

Zirkonium og hafnium finnes ikke på ren form. Hafnium opptrer alltid sammen med zirkonium, som hovedsakelig forekommer på mineralformen zirkon,  $ZrSiO_4$  (Merrill et al., 2007).

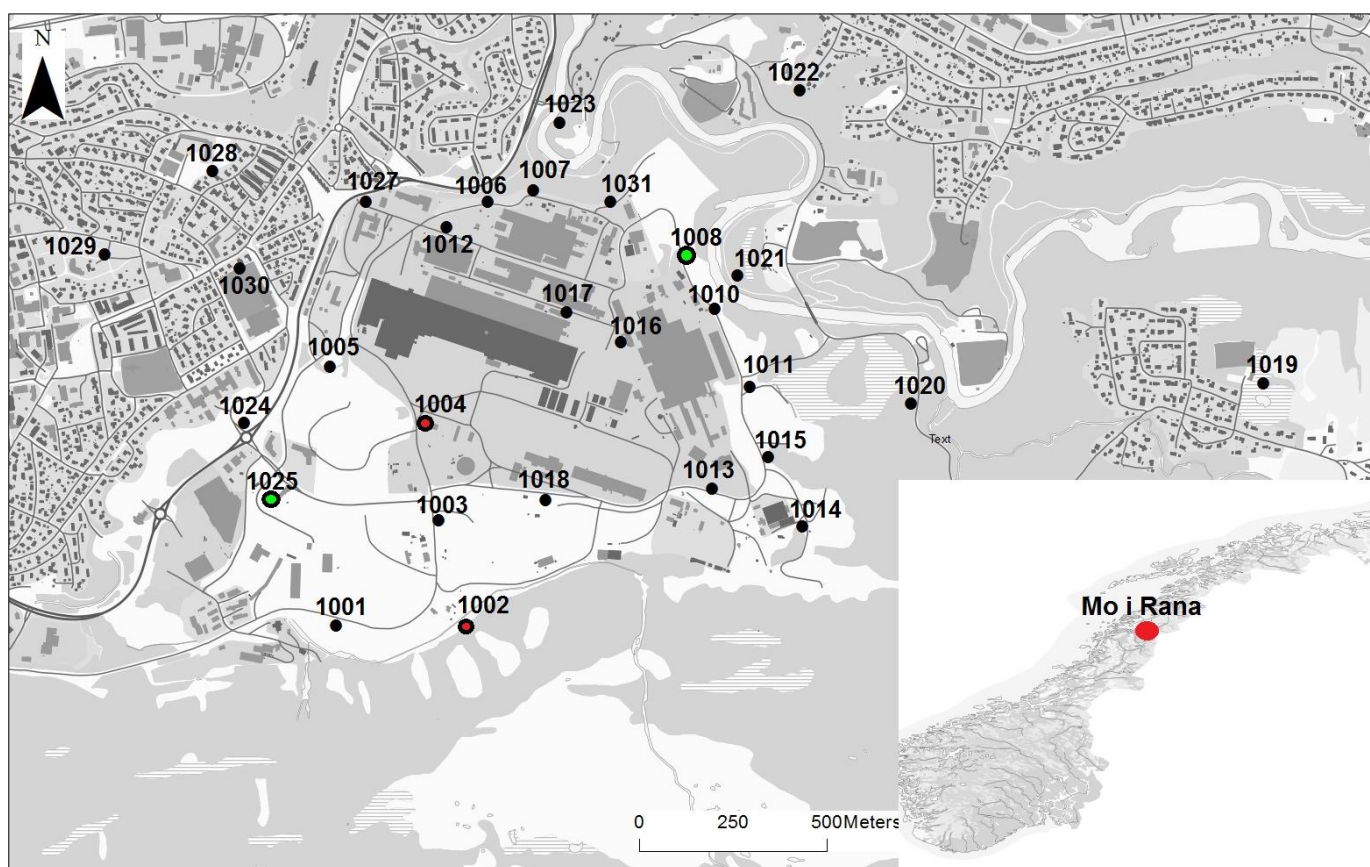
Alle tre metallene er typiske legeringsbestanddeler. Hafnium brukes i tillegg i atomreaktorer, elektriske komponenter og som antibakterielt overflate på medisinske implantater. Niob benyttes også i medisinske implantater. Zirkonium brukes i atomreaktorstaver, støpning, sandblåsing og i deodoranter (Merrill et al., 2007).

Støv med zirkonium og hafnium er vurdert å være relativt lite giftig. Det er ikke rapportert helseproblemer fra støv i industri hvor niob inngår i produksjonen (Merrill et al., 2007). I 2006 ble konsentrasjonene av zirkonium, hafnium og niob i svevestøv i Mo i Rana målt til å være henholdsvis 3,4, 0,08 og 0,2  $ng/m^3$  (Hunnes, 2007b). Det er forøvrig ingen grenseverdier eller luftkvalitetskriterier for disse metallene i luft i Norge, men tidligere moseundersøkelser (Steinnes et al., 2001, Steinnes et al., 2007b, Steinnes et al., 2011b) har vist forhøyede konsentrasjoner av zirkonium og niob i Mo i Rana. Hafnium var ikke inkludert i disse analysene.

# 7 Metode

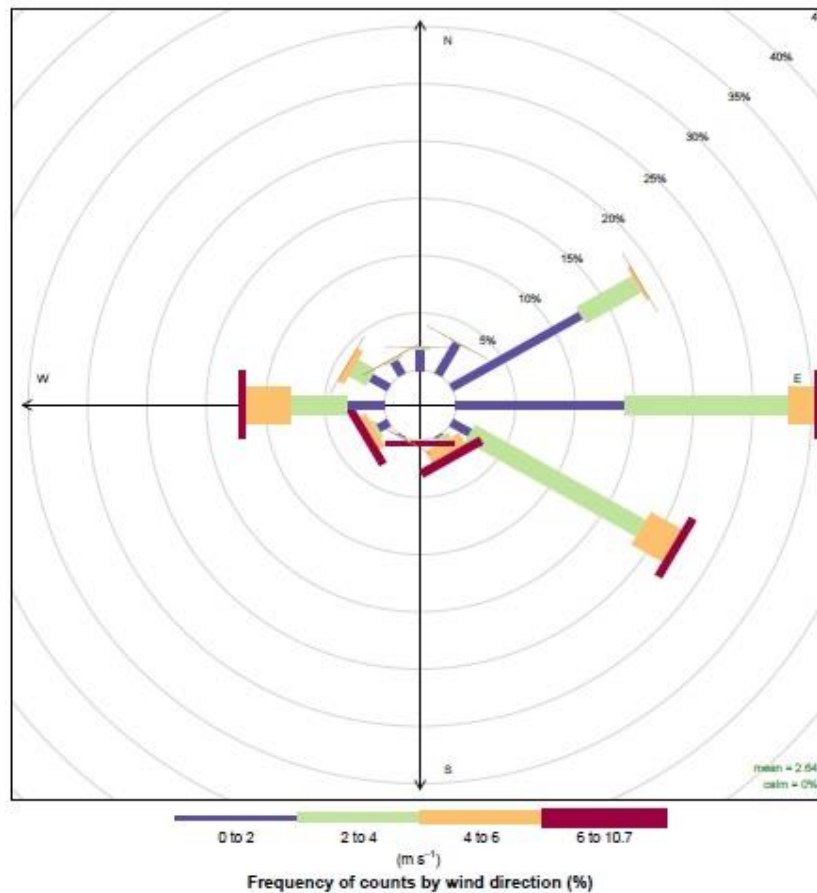
## 7.1 Prøveopphengning

Høsten 2012 ble det hengt opp totalt 31 «moss-bags» i Mo i Rana, hvorav 2 duplikater. Av de 31 ble 18 plassert innenfor og 13 utenfor Mo Industriparks område (figur 7.1). Prøvene innenfor Mo Industripark ble forsøkt plassert strategisk i forhold til potensielle kilder. To av disse ble ikke gjenfunnet ved innsamling. Ansvarlige i bedriftene Celsa, Fesil og Glencore var med i bestemmelsen av lokalitetene. Prøvepunktene utenfor parken ble fordelt på 12 lokaliteter, alle under 1,25 km unna Mo Industripark i luftlinje. Duplikater er merket med grønne sirkler, og forvunnete moseprøver med røde sirkler. GPS-koordinater og beskrivelse av lokalitetene er gitt i vedlegg A. Prøvepunktene 1019, 1020, 1022 og 1025 i denne oppgaven er identisk med prøvepunktene 11, 9, 10 og 8 fra moseundersøkelsene i 2000 og 2010 (Steinnes et al., 2001, Steinnes et al., 2011b) og prøvepunktene 5, 6 og 8 i moseundersøkelsen i 2005 (Steinnes et al., 2007b). Prøvene ble hengt opp i egnede trær omkring 2 meter over bakkenivå for å redusere virkningene av vindstøv.



**Figur 7.1** Prøvepunkter Mo i Rana. Duplikater er merket med grønn sirkel mens moseprøver som ikke ble funnet ved innsamling er merket med røde sirkler.

Moseprøvene ble eksponert over en periode på 2 måneder, fra 1. oktober 2012 til 3. desember 2012. Denne perioden var både kald og tørr, med lite snø. Dette er typiske faktorer for støvoverskridelser og eksponeringsperioden hadde hele 10 av årets 38 overskridelser for  $PM_{10}$  (Hunnes, 2013). Vindretning og hastighet under eksponeringsperioden er gitt i figur 7.2. Vindforholdene var normale, med dominerende vindretninger lik østlig og vestlig retning.



Figur 7.2 Vindretningsfordeling samt vindhastighet for perioden 03.10.12-01-12-12

## 7.2 Forbehandling, preparering og kjemisk analyse av moseprøver

Mosen som ble benyttet som prøvemateriale er av arten etasjemose (*Hylocomium splendens*) og ble samlet inn ved Jonsvannet i Trondheim. Dette regnes som et lite eksponert område. Innhentet mose ble rensket fri for uvedkommende materiale og tørket i romtemperatur. Prøver på 0,5-1 g tørr mose ble innesluttet i hårnett av nylon og forbehandlet med 0,2 M HCl for å oppnå så lave utgangsverdier som mulig. Nettene med mose ble deretter skylt med destillert vann til nøytral pH og tørket i

varmeskap ved 50 °C. Under transport ble prøvene pakket i papirposer. Av de forbehandlede prøvene var det 3 som ikke ble eksponert, og er benyttet som utgangsverdier for å kunne anslå anrikning i det prøvetatte området. Etter innhenting ble moseprøvene tørket i romtemperatur. Mosen ble videre dekomponert med konsentrert HNO<sub>3</sub> i UltraClave og prøveløsning fortynnet før analyse med HR-ICP-MS. Det ble analysert for 61 grunnstoff, hvor det i samråd med veilederne ble valgt å fremlegge resultat og diskusjon for 46 av disse. Forbehandling og analyse ble utført ved NTNU. Mer om analysen i kapittel 7.3.

## **7.3 Analysemetode og analysespesifikasjoner**

### **7.3.1 UltraClave**

Moseprøvene ble dekomponert med konsentrert HNO<sub>3</sub> i UltraClave, en mikrobølgeteknikk. Dekomponering med mikrobølger er i dag en viktig metode for prøvepreparering og er mye raskere enn de tradisjonelle metodene hvor flamme eller varmeplater brukes. I UltraClave er beholderen hvor dekomponeringen foregår lukket. Dette tillater høyt trykk og temperatur og gir raskere og bedre oppslutning, og det trengs mindre mengder reagens (Skoog et al., 2004). Beholderen settes under trykk med N<sub>2</sub>-gass før mikrobølgene startes. Dette senker prøvenes kokepunkt og forhindrer at prøvene krysskontamineres samt at tap av flyktige forbindelser unngås. En annen stor fordel med UltraClave er at forholdene prøvene utsettes for er lik både når det gjelder temperatur og trykk (Milestone, 2014).

Mose (250-300 mg) ble overført til rør av perfluoroalkoxy plast (PFA), som er en egnet beholder ved analyse av spormetaller. Mosen ble tilsatt konsentrert HNO<sub>3</sub> (Ultra Pure grade, destillert med Milestone SubPur, 6 ml) før dekomponering i UltraClave (Milestone). Det ble tilstrebet å ta ut representative prøver ved at mose både fra yttersiden og midt inni nettet ble med til analyse. Temperatur- og trykkprofil fra dekomponering i UltraClave er gitt i vedlegg G. Prøveløsningen ble fortynnet (til 60 ml) med MQ-vann (ELGA Purelab Option-Q: 18,2 MΩ-cm) i flaske av PFA før ferdig prøveløsning overførtes til polypropylenrør (15 ml) for analyse med HR-ICP-MS.

### **7.3.2 ICP-MS**

Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry eller ICP-MS er en av de beste teknikkene for spor- og grunnstoffanalyse på markedet i dag og kan analysere for rundt 70 grunnstoffer i løpet av få minutter. I denne oppgaven var det ønskelig å analysere for en rekke grunnstoffer, hvorav flere opptrer i svært lave konsentrasjoner. ICP-MS ble med sin velegnet for multigrunnstoffanalyser og lave deteksjonsgrenser et

naturlig analysevalg. Teknikken er mye brukt i miljøundersøkelser og kombinerer en høytemperatur ICP (6000-10000 °C) med et massespektrometer. Grunnstoffene i prøven omdannes til ioner via ICP-kilden og separeres og detekteres med massespektrometeret. Separasjonen skjer som en funksjon av ionenes masseladning forhold og interferenser som skyldes effekter av masseoverlapp kan løses med høyoppløselig massespektrometer. HR-ICP-MS kan operere med lav ( $R \approx 300$ ), medium ( $R \approx 4000$ ) eller høy optisk oppløsning ( $R \approx 10\,000$ ). Den optiske oppløsningen er definert som (Skoog et al., 2004):

$$R = m/\Delta m \quad (1)$$

hvor  $m$  er den nominelle massen og  $\Delta m$  er differansen mellom massen til den interfererende isotopen eller specien og isotopen eller specien det skal analyseres for. Høy oppløsning gir bedre separasjon, men gir høyere deteksjonsgrenser (Skoog et al., 2004). Metodens deteksjonsgrenser (DG) er gitt i tabell 9.1. Metodens deteksjonsgrense bestemmes av instrumentell deteksjonsgrense (IDG) eller blank deteksjonsgrense (BDG) som er lik 3 ganger blankprøvenes standardavvik. Disse vil variere med vekt av prøvemateriale og volum av ferdig fortynnet prøveløsning (Lierhagen, 2014).

Analysen ble utført av Syverin Lierhagen ved NTNU. Instrumentet er et HR-ICP-MS (Element 2 fra Thermo Electronic) med prepFAST (ESI) injeksjonssystem.

## 7.4 Kvalitetssikring av analyseresultater

I boka *Fundamentals of Analytical Chemistry* sies det at «Data av ukjent kvalitet er verdiløs» (Skoog et al., 2004). Kvalitetskontroller er nødvendig for å si noe om hvor sikre resultatene er, og dermed hvorvidt en kan stole på det som rapporteres. Feil og variasjoner kan forekomme både før og under analyse. Metodene som ble utført for å kontrollere datakvaliteten i denne undersøkelsen beskrives nedenfor.

### Variasjon i utgangsmateriale, ueksponert mose

Mose har naturlig variasjon i metallinnhold. Den ueksponerte mosen er syrevasket og antas å ha lavere innhold av enkelte metaller enn naturlig voksende mose ved at metaller i mosen ble skiftet ut til fordel for  $H^+$ -ioner fra saltsyren. Etasjemose vokser en «etasje» i året hvor hver etasje gjenspeiler atmosfærisk nedfall fra tilvekstens år. Når det ikke ble sortert for ulike deler av mosen kan det være at noen av moseprøvene

inneholder en større andel eldre mose enn andre prøver, som igjen kan føre til variasjon i utgangsmaterialet dersom det atmosfæriske nedfallet har variert fra år til år.

I denne oppgaven ble det analysert for tre forbehandlede, ueksponeerte moseprøver. Standardavviket mellom disse tre prøvene er beregnet. Nivåene i den ueksponeerte mosen hadde en variasjon som tilsvarer standardavvik typisk i området 10-25 %. Cd, Pt, Bi, Na og Sr har < 10 % standardavvik, mens Cs, Au, W, Tl, Cr, Mn, Co og Ag har >25 % standardavvik. Nivåene i ueksponeert mose er imidlertid så lave i forhold til de eksponerte moseprøvene at variasjonen i utgangsnivåene ikke vil virke inn på den geografiske fordelingen for de rapporterte grunnstoffene. For resultat og variasjon i ueksponeert mose, se vedlegg D.

### **Duplikater**

For å sjekke variasjon mellom to moseprøver som eksponeres ved samme lokalitet, ble det benyttet duplikater. Det ble prøvetatt to duplikater (1008 og 1025), en innenfor og en utenfor industriparken. På disse lokalitetene ble det hengt ut dobbelt sett «moss-bags».

For samtlige grunnstoffer, bortsett fra gull, er forholdet mellom duplikat med høyeste og laveste konsentrasjon godt under en faktor på 2. Variasjonen i moseprøver som eksponeres ved samme lokalitet regnes dermed ikke å spille vesentlig inn på den geografiske fordelingen for de rapporterte grunnstoffene. Duplikatene på prøvepunkt 1008 hadde gullkonsentrasjonene 0,0014 og 0,0047 mg/kg. For resultat av duplikater, se vedlegg E.

### **Tripletter**

For å sjekke variasjonen innen en og samme moseprøve ble det foretatt tripletter, tre prøver fra en og samme «moss-bag». Alle prøvene ble forsøkt gjort representative ved å ta ut mose både fra den ytterste og innerste delen av mosen i hårnettet. Det ble utført fire tripletter (1006, 1013, 1025 og 1028).

Det ble observert variasjon i tripllettene som typisk hadde standardavvik på 5-20 %. Variasjonen i tripllettene viser at det er vanskelig å ta ut representative prøver fra nettene med mose. Tripllettene for bly varierte med standardavvik fra 2 % til 31 % og viser til ganske store sprik mellom tripllettene. Mosen ble ikke vasket og de mest eksponerte moseprøvene var veldig støvete. Tripletten fra moseprøve 1025 hadde lavere variasjon enn de øvrige tripllettene og viser at det er mulig å ta ut bedre og mindre gode representative prøver. Enkelte metaller hadde en eller flere av tripllettene

hvor variasjonen var høy. For Zr, Cd, Mo, Tl, Ag, Sb, Ba, Cr hadde en eller maksimum to tripletter med 25-30 % standardavvik mens B, Hf, Au, W, Pb, Th hadde en triplett med standardavvik >30 %. Det ser ut til at en kan gjøre feil med en faktor på opp mot 2. Den geografiske fordelingen av metallene vil likevel gjenspeile situasjonen i Mo i Rana godt, fordi variasjonen mellom prøvene på Mo for de fleste metaller er mye større enn en faktor på 2. For resultat og variasjon i tripletter, se vedlegg D.

### **Reprotest**

Reprotest vil si å injisere samme prøve 2 ganger og utføres for å sjekke repeterbarheten til analyseinstrumentet. Det ble kjørt 2 reprotester i løpet av analysen. Denne variasjonen var betydelig lavere enn variasjonen i mosen, som forventet. For resultat av reprotester, se vedlegg E.

### **Referansemateriale**

Den beste metoden for å estimere systematiske feil (instrumentelle-, metodiske og personlige feil) i analytiske metoder er å analysere standard referansemateriale (SRM). SRM er prøvemateriale som inneholder en eller flere analytter med kjent konsentrasjon. Ved analyse av SRM vil det være mulig å si noe om nøyaktigheten av analyseresultatene avhengig av om verdiene som fås ligger nært de kjente konsentrasjonene eller ikke (Skoog et al., 2004).

I denne undersøkelsen ble referansematerialene *Polish Virginia Tobacco Leaves (INCT-PVTL-6)* og *Tea leaves GBW-07605* benyttet. Om resultatene er ulik de forventede verdiene kan det imidlertid være vanskelig å si om de skyldes systematiske eller tilfeldige feil (Skoog et al., 2004). Analyseresultat av referansematerialene er gitt i vedlegg F. Noen av grunnstoffene i undersøkelsen hadde en nøyaktighet < 85% og >115 %. Lave verdier kan skyldes at verdiene sammenlignes med nøytronaktiveringsanalyser (Lierhagen, 2014). Noen grunnstoffer, som f.eks Hf løses dårlig opp i salpetersyre. Analyser av de samme referansematerialene, dekomponert med flussyre, gir bedre overensstemmelse med de sertifiserte verdiene. Høye verdier kan skyldes at det kjøres med noe høyere temperatur (Lierhagen, 2014). For tea leaves viste Be, Hf, Hg, Ho, Si, Ti, V, Ag, Eu og Gd < 85 % og Cd > 115 %. For tobacco leaves viste Yb, Hf, U, Pb, Cr, Eu og Sb < 85 % og Li, Sn, Er, Al, Ti og Ag > 115 %. Basert på flere tidligere analyser av samme referansematerialer ser det ut for at det er en viss heterogenitet i prøvematerialet (Lierhagen, 2014).



## **Blankprøve**

En blankprøve inneholder alle reagensene som brukes i en analyse foruten analytten (Skoog et al., 2004). I denne oppgaven bestod blankprøven av konsentrert  $\text{HNO}_3$ . Disse prøvene blir analysert på samme måte som prøveløsningen med analytt og avslører om det er noen form for kontaminering til stede. Analyseresultatene korrigeres ved å trekke fra blankprøvenes resultat (Skoog et al., 2004). I kvalitetskontroll bør det kjøres minimum 3 blankprøver (Lierhagen, 2014). I denne analysen ble det kjørt 6 blankprøver hvor nesten alle lå under instrumentell deteksjonsgrense og samtlige analyseverdier var neglisjerbare sammenliknet med resultatene fra moseprøvene.

## **Andre feilkilder**

Det kan ikke utelukkes andre kilder til unøyaktighet i analysene. Det er usikkert om papirposene som ble benyttet under transporten inneholdt metaller av vesentlig betydning. Alle moseprøvene, inkludert de ueksponte, har riktignok blitt oppbevart i den samme typen papirposer så alle prøvene ville i så fall vært påvirket av en slik potensiell feilkilde. Den ueksponte mosen er moseprøvene som har vært i lengst kontakt med papirposene, men har langt lavere konsentrasjoner enn de eksponerte prøvene for de fleste metaller. En eventuell feilkilde fra papirposene antas derfor å være minimalistisk.

## **7.5 Databehandling**

«For å kunne ekstrahere maksimal informasjon må dataene organiseres og grupperes på en oversiktlig måte, og beskrives ved hjelp av egnede parametre» sier Bølviken (1973). Det ble dermed satt av mye tid til strukturering og fremstilling av resultatene for å forsøke å formidle disse på mest mulig oversiktlig og forståelig måte.

Databehandlingsprogrammene som er benyttet i oppgaven er Microsoft Excel, ArcGIS og RStudio. Microsoft Excel ble brukt for å strukturere data, beregne aritmetisk gjennomsnitt for duplikater, tripletter, reproteter og uekspontert mose og for å beregne faktor for analyseresultatene relativt til uekspontert mose. ArcGIS er et geografisk informasjonssystem som ble brukt for å lage kart, tegnforklaring, nordpil og målestokk. RStudio er et integrert utviklingsmiljø (IDE) for R, et programmeringsspråk for statistiske analyser og grafikk. RStudio ble brukt for å beregne aritmetisk gjennomsnitt, maksimum og minimumsverdier, median, lage vindrose og kumulativ frekvensfordeling og for å kjøre de multivariable statistiske analysene.

Gjennomsnitt av duplikater, tripletter, reproteter og ueksponerte moseprøver er benyttet i alle beregninger, kartfremstillinger og i de statistiske multivariable analysene.

## **Kart**

Ved å overføre koordinatfestede resultater til en romlig modell er det enklere å oppdage geografiske trender samt at presentasjonen er mer forståelig for leserne enn i tabellform (Heywood et al., 2011). Selv om det ikke er snakk om mange lokalitetene i denne undersøkelsen har kartografisk fremstilling vist seg å være svært nyttig for diskusjon og presentasjon av dataene. Den geografiske fordelingen over metallene ble laget ved hjelp av de kumulative frekvensfordelingene (ECDF-plot, se kapittel 7.5.1) og ArcGIS. Oppdelingen av konsentrasjonsklasser er gjort ved å dele tierpotensen i 5 like deler. Dette er en vanlig måte å dele opp konsentrasjonsgrupper ved fremstilling av geokjemiske data (Bølviken, 1973), og har vist seg å fungere godt også i denne oppgaven. Inndelingen er da 1-16, 16-25, 25-39, 39-63 og 63-100. Den kvantitative informasjonen er vist ved å presentere lokalitetene med skalerte, mengdeproporsjonale sirkler. Den laveste klassen er satt omtrent ved 10-prosentilen ved hjelp av de kumulative frekvensfordelingene. Høyeste klasse er satt rundt 90-prosentilen. Klasseinndelingen og antall klasser avhenger av hvert enkelt metalls fordeling. En konsentrasjon på 0,1 og 1000 mg/kg kan dermed representeres ved hjelp av sirkler av samme diameter for to ulike metall. Det er derfor viktig å studere tegnforklaring i kartene og ta dette i betraktning. I tillegg kan det nevnes at menneskeøyet lett blir lurt av nabosirklenes størrelse. Dette kalles naboeffekten (Bjørke, 2005).

## **Vindrose**

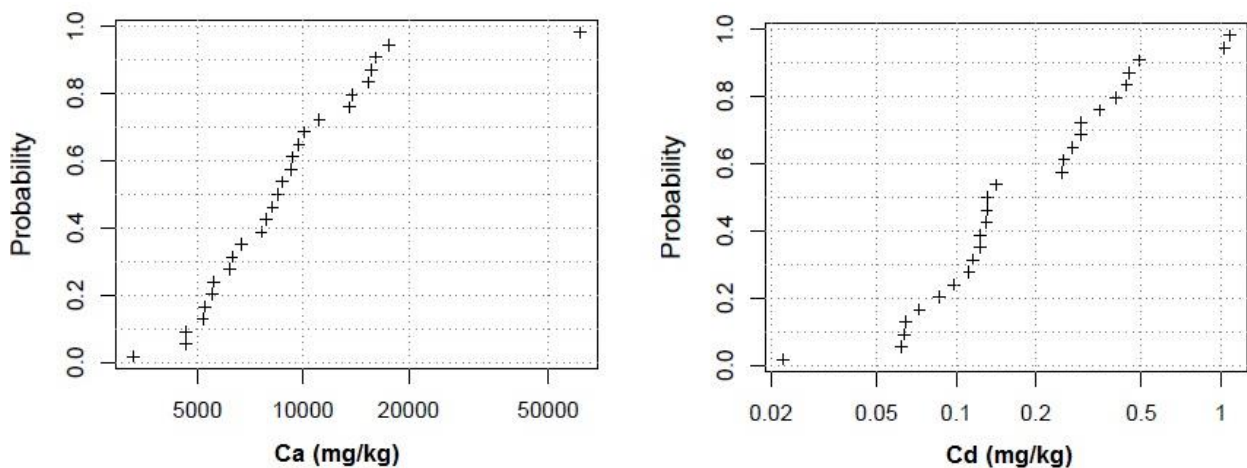
Vindrose med informasjon over vindretning og vindhastighet i perioden moseprøvene hang ute, ble laget ved hjelp av RStudio og programpakken Windrose. Data over vindretninger og -hastigheter i eksponeringsperioden ble overlevert fra Molab AS.

### **7.5.1 Statistiske parametere og multivariable analyser**

#### **Kumulativ frekvensfordeling**

En kumulativ frekvensfordelingskurve viser fordelingen av et grunnstoff for alle prøver i én og samme kurve (Reimann, 2008). Empirical cumulative distribution function, ECDF-plot, ble konstruert for alle metallene ved hjelp av programpakken StatDA i RStudio. ECDF-plot er vist for Ca og Cd (figur 7.3). Disse plottene viser logaritmiske variabelverdier på x-aksen og sannsynligheten for empirisk kumulativ

fordeling mellom 0 og 1 på y-aksen (Reimann, 2008). Dataene i undersøkelsen er tilnærmet lognormal fordelt. Dette er ofte tilfelle ved miljødata. ECDF-plottene ble benyttet til klasseinndeling ved den geografiske fremstillingen. «Outliers» eller ekstremverdier, både høye og lave, kommer tydelig frem i ECDF-plot (Reimann, 2008). Høye outliers kan observeres for Al, B, Ca, Co, Cr, Cs, Cu, Er, Eu, Fe, Gd, Ga, Hg, Ho, K, Li, Lu, Mg, Mo, Rb, S, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Ti, Tm, V, Y, Yb, Zn, Zr. Lave «outliers» kan observeres for Pt, Se og Si. Videre kan store knekk i kurven skyldes ulike naturlige kilder som geologi, forvitring og klima, eller ulike forurensende kilder (Reimann, 2008). As, Be og Cd med flere viser til ett eller flere knekkpunkt. Typisk S-form kan blant annet skyldes lavt prøveantall eller at analysemetodens relative nøyaktighet varierer med konsentrasjon (Bølviken, 1973). Dette observeres blant annet for Cu.



Figur 7.3 ECDF-plot for Ca og Cd

### Statistisk multivariabel analyse

Multivariable statistiske metoder har vist seg å være et nyttig verktøy for å belyse og underbygge teorier om kilder til metall i moseundersøkelser (Berg et al., 1995b, Berg og Steinnes, 1997, Schaug et al., 1990). I RStudio ble det kjørt to multivariable analyser, faktoranalyser (FA), ved hjelp av programpakken StatDA og robustbase. Hovedmålet med FA er å kunne forklare variasjonen i et datasett med multiple variable med så få «faktorer» som mulig. FA som kjøres med romlig avhengige data resulterer som oftest med en identifikasjon av romlige korrelasjoner. Analysene kan på denne måten avsløre multivariable strukturer som ikke er oppdaget enda (Reimann, 2008). Det er imidlertid et svært viktig poeng at statistiske analyser ikke kan bevise noe, men kan kun benyttes for å underbygge teorier.

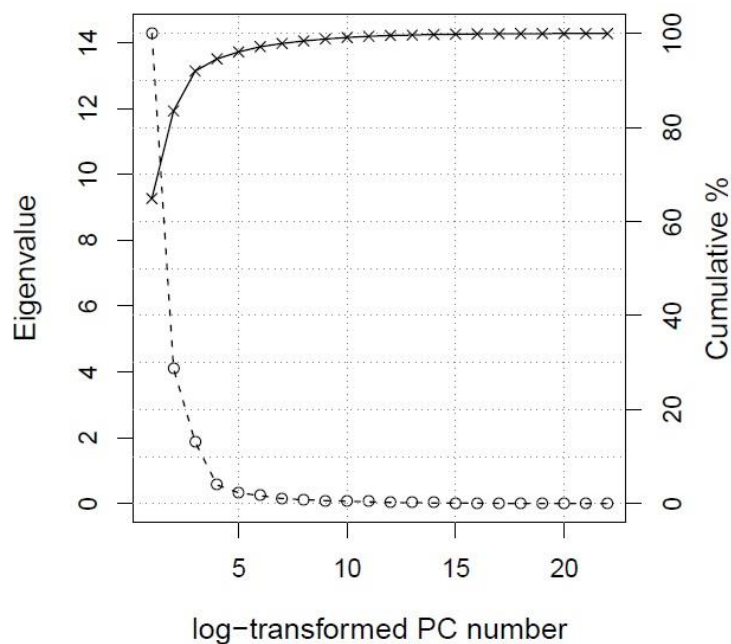
For å bestemme hvor mange faktorer som skulle forklare variansen i datasettet, ble det laget et «scree plott» som vist i figur 7.4. I et «scree plott» er antall komponenter

(faktorer) plottet mot forklart varians. Antall faktorer velges der plottet danner en «albu», eller siste klare brytning (Reimann, 2008). I dette datasettet flatet grafen ut etter 4 faktorer (figur 7.4) som også ble det endelige valget.

Det ble kjørt robust FA, med VARIMAX rotasjon for 22 utvalgte variable. I FA1 ble følgende metall inkludert: Ag, Al, As, Be, Ca, Cd, Cr, Fe, Ga, Hf, Hg, La, Mn, Mo, Nb, Pb, Ni, Sb, V, W, Zn og Zr. I FA 2 ble metallene Ga, Hg og Mo erstattet med Cu, Sn og Bi.

Variablene som inkluderes i en FA får angitt verdier, «factor loadings», for hver av faktorene. Verdiene varierer fra -1 til 1 hvor høy verdi viser stor tilknytning til den aktuelle faktoren. Variable med loadings under 0,3 regnes som neglisjerbare i sin tilknytning til faktoren. «Factor loadings» kan fremstilles i tabellform eller grafisk. I denne oppgaven er det i samråd med veiledere valgt å benytte tabellform. En av de vanligste måtene å presentere FA på er kart med scores, hvor det er mulig å se eventuelle multivariable strukturer direkte. Som ved «factor loadings» angir høy score stor tilknytning til faktoren og representeres med et plusstegn på kartene. Lav score er representert som sirkel. Jo større plusstegn og sirkel, jo større eller mindre er scoren. Denne presentasjonen er benyttet som et supplement til «factor loadings».

Det var ikke mulig å kjøre FA med like mange eller flere variable enn prøvelokaliteter, og det ble i denne oppgaven derfor begrenset med grunnstoff som kunne tas med. Det ble valgt 22 variable for å sikre en bedre sikkerhet av analysen.



Figur 7.4 "Scree plot" for faktoranalyse 1

## 8 Vurdering av «moss-bags» teknikken

I dette kapitlet vil det gis en vurdering og kommentarer om mose og «moss-bags» teknikken som bør tas hensyn til når resultat og diskusjon skal leses. «Moss-bags» teknikken er ingen standardisert metode og valgt utførelse av undersøkelsen er tatt i vurdering med veiledere. Hensikten med oppgaven var å forsøke å anslå hovedkilder til ulike metaller i Mo Industripark, og det var ikke et mål å benytte seg av en metode som kunne sammenliknes direkte med tidligere undersøkelser eller som kunne si noe eksakt om konsentrasjonsnivå eller helseeffekter. Aspekter innad «moss-bags» teknikken med tanke på valg av moseart, forbehandling av mose, behandling av mosetransplantater, eksponering og etterbehandling av prøvene er dermed utelatt. For oversikt, se review om «moss-bags» som biologisk overvåkning av Ares et al. (2012).

Når resultatene i denne undersøkelsen skal vurderes, må det tas hensyn til følgende:

- Ulike mosearter viser stor variasjon i resultatene, og det er dermed ikke mulig å sammenlikne data mellom arter (Castello, 2007, Culicov og Yurukova, 2006, Bargagli et al., 2002). Resultatene er heller ikke direkte sammenlignbare med nedfallsmålinger basert på prøvetaking av nedbør da disse metodene samler opp partikler i ulik grad (Steinnes, 2003).
- Det er ikke mulig å skille om nedfallet stammer fra våt- og/eller tørrdeposisjon (Steinnes et al., 2011b).
- Metoden sier ingenting om partikkelstørrelse, om metallene er bundet til små eller store partikler. (Steinnes et al., 2011b).
- Det er grunn til å tro at små partikler bindes lettere og sterkere til mosen enn større partikler. Om moseprøvene utsettes for vind under eksponering er det sannsynlig at en betydelig andel av de større partiklene vil blåses av (Steinnes, 2003).
- Metoden i denne undersøkelsen sier ingenting om spesiering, hvilken kjemisk form metallet opptrer i (Steinnes et al., 2011b).

Det er altså ikke mulig å si noe om biotilgjengeligheten og miljøkonsekvensene av metallene som rapporteres i denne oppgaven. For metallene som opptrer i relativt lave konsentrasjoner kan en riktignok med stor grad av sannsynlighet utelukke konsekvenser av betydning. For å kunne si noe om eventuelle helseeffekter er det nødvendig med andre mer detaljerte undersøkelser.

For å illustrere nivået av metallene i den eksponerte mosen er konsentrasjonene i mose fra alle lokalitetene dividert med gjennomsnittlig verdi av de tre ueksponerte moseprøvene (anrikningsfaktor). I resultatene er anrikningsfaktorene valgt å deles inn i klassene 0-5, 5-20, 20-100, 100-500. Inndelingen er basert på tidligere moseundersøkelser (Steinnes et al., 2011b, Steinnes et al., 2007b, Steinnes et al., 2001). Ved vurdering av disse faktorene må en merke seg følgende punkter:

- Noen grunnstoffer har naturlig høye nivåer i mose som kan være vanskelig å eliminere ved syrevask. Dette gjør at høye konsentrasjoner av disse grunnstoffene vil få en tydelig mindre beregnet anrikning enn nivåene skulle tilsi (Steinnes et al., 2001).
- Den beregnede anrikningen kan ikke si noe om konsekvensene til nedfallet.
- Beregnet anrikning i form av faktor kan ikke sammenliknes mellom grunnstoff.
- Faktorene kan ikke sammenliknes opp mot tidligere moseundersøkelser da disse har benyttet bakgrunnskonsentrasjoner og ikke ueksponert, behandlet mose. I tillegg ligger de fleste prøvepunktene nærmere bedriftene enn tidligere.

# 9 Resultat

## 9.1 Oppsummerende resultat

Den geografiske fordelingen er studert for alle de 46 metallene i undersøkelsen. For hver av lokalitetene er det beregnet verdi av anrikningsfaktor, som er konsentrasjon av eksponert moseprøve dividert på konsentrasjon av forbehandlet, ueksponert mose. Metallene som har en geografisk fordeling som kan settes i forbindelse med spesifikke utslippskilder i Mo Industripark er presentert i kapittel 9.1 med kart og observerte anrikninger i forhold til utgangsnivå. Oversikt over prøvepunktene er gitt i figur 7.1. Metallene som ikke viser en klar fordeling, eller ikke har anrikninger større eller lik 5 ganger utgangsnivå, er presentert kortfattet i kapittel 9.2. Til slutt, i kapittel 9.3, gis resultatene av de statistiske multivariable analysene, FA.

En statistisk oversikt for alle grunnstoffene er gitt i tabell 9.1. Rådata og fullstendig oversikt av observerte anrikninger av utgangsnivå finnes i vedlegg B og C. Metallene som viser høyest ratio relativt til de ueksponerte moseprøvene er Cd, Cr, Mn, Pb og W. Maksimumsverdien for disse komponentene svarer til en økning på 200 ganger eller mer av utgangsnivå. De høyeste konsentrasjonene ble funnet for Al, Ca, Fe, Mg og Mn. Disse er hovedgrunnstoffene i berggrunn, og innholdet i mose er naturlig høyt. I tillegg viser B, Ba, Hf, Mo, Nb, V, Zn og Zr konsentrasjoner over 30 ganger utgangsnivå.

Spesifikk identifikasjon av utslippskilder har vist seg å være vanskelig, selv med prøvepunkter innenfor industriparken. Å skille bidrag fra Glencore og Fesil er særlig utfordrende, om ikke umulig uten supplerende informasjon. Noen mønster er likevel mer tydelig enn andre. Mn er høyest nær Glencore, noe som var forventet på grunn av bedriftens produksjon av silikomangan. As, Bi, Cd, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn og Zn viser høyeste nivåer ved Celsas skraplager, som også er påvirket av massetransport og slaggbehandling. Sb viser kun høye verdier ved skraplageret, As viser tilnærmet likt nivå ved Fesil og Glencore, Cu, Pb, Sn og Zn viser også høye konsentrasjoner nær Celsa, mens Bi, Cd og Ni ikke viser noen klar trend. For konsentrasjonene av As nær Fesil og Glencore, er Fesil mest sannsynlig hovedkilden (basert på rapporterte utslipp – se kapittel 4.2). I tillegg har komponentene Be, Ce, Co, Cs, La, Nd, Sc, Th, Tl høyeste verdier ved Fesil og Glencore, mens Ag, Al, B, Ba, Ca, Cr, Fe, Ga, Hf, Hg, Li, Mg, Mo, Nb, Sr, Ti, V, W og Zr viser maksimumsverdier nær Celsa. Etter den

geografiske fordelingen å bedømme, har mange metaller flere enn én viktig utslippskilde.

For den geografiske fremstillingen av metallene er det viktig å legge merke til tegnforklaring for informasjon om hvilke konsentrasjonsintervaller de ulike sirkeldiameterne presenterer. Disse varierer fra metall til metall. I kapittel 8 er det ellers oppgitt aspekter med «moss bag» teknikken som må tas hensyn til når resultatene skal vurderes.

**Tabell 9.1 Statistiske parametre for eksponerte "moss-bags" i Mo i Rana. Første kolonne inneholder metodens deteksjonsgrenser, \* betyr at deteksjonsgrensen bestemmes av blankprøvene. Siste kolonne angir gjennomsnittskonsentrasjonen i uekspontert, syrevasket mose, med minimums- og maksimumsverdier gitt parentes. Alle konsentrasjoner er i mg/kg (ppm).**

	DG (mg/kg)	Min (mg/kg)	Median (mg/kg)	Maks (mg/kg)	Gjennomsnitt (mg/kg)	Uekspontert (mg/kg)
<b>Ag</b>	0,005	0,011	0,057	0,222	0,083	0,0146 (0,010-0,026)
<b>Al</b>	0,4*	1010	1680	6980	2120	803 (632-969)
<b>As</b>	0,006	0,199	0,410	1,50	0,558	0,160 (0,127-0,190)
<b>Au</b>	0,0000	0,0010	0,0027	0,0062	0,0029	0,0023 (0,0013-0,0032)
<b>B</b>	0,019	2,33	12,0	140	19,4	1,32 (1,16-1,59)
<b>Ba</b>	0,003	14,5	80,7	415	104	4,02 (3,18-4,73)
<b>Be</b>	0,0005	0,0243	0,0685	0,343	0,0856	0,0150 (0,0119-0,0170)
<b>Bi</b>	0,0002	0,0308	0,0591	0,203	0,0815	0,0281 (0,0264-0,0291)
<b>Ca</b>	2,4	3280	8470	61500	11000	2610 (2300-2880)
<b>Cd</b>	0,0005	0,022	0,132	1,08	0,263	0,003 (0,003-0,003)
<b>Ce</b>	0,0000	0,829	2,68	12,5	3,34	0,555 (0,514-0,621)
<b>Co</b>	0,001	0,521	1,10	5,96	1,60	0,410 (0,303-0,514)
<b>Cr</b>	0,03*	10,7	52,2	1210	120	3,07 (2,22-3,94)
<b>Cs</b>	0,0001	0,0396	0,0709	0,248	0,0896	0,0373 (0,0256-0,0436)
<b>Cu</b>		7,39	14,0	52,0	17,7	6,99 (6,21-7,45)
<b>Fe</b>	0,029	1660	2880	41100	5280	1120 (900-1370)
<b>Ga</b>	0,0017	0,286	0,459	2,06	0,546	0,249 (0,189-0,307)
<b>Hf</b>	0,0002	0,0282	0,0861	0,646	0,118	0,0143 (0,0111-0,0176)
<b>Hg</b>	0,0002	0,080	0,107	0,559	0,147	0,068 (0,059-0,074)
<b>K</b>	1,2	192	436	1070	471	157 (128-183)
<b>La</b>	0,0005	0,367	1,11	5,15	1,43	0,251 (0,241-0,263)
<b>Li</b>	0,007	0,35	0,71	5,15	1,03	0,29 (0,22-0,36)
<b>Mg</b>	0,08	813	1600	11900	2140	467 (370-555)
<b>Mn</b>	0,0014	217	1790	13000	2660	33,4 (21,9-42,5)
<b>Mo</b>	0,005	0,18	1,03	15,2	1,80	0,09 (0,07-0,10)
<b>Na</b>	2,4	134	216	392	227	228 (206-241)
<b>Nb</b>	0,006	0,24	1,26	11,0	2,53	0,09 (0,07-0,11))
<b>Nd</b>	0,0000	0,439	1,15	5,31	1,57	0,307 (0,280-0,353)
<b>Ni</b>	0,004	2,03	4,49	18,1	5,89	1,56 (1,20-1,87)



	<b>DG</b> <b>(mg/kg)</b>	<b>Min</b> <b>(mg/kg)</b>	<b>Median</b> <b>(mg/kg)</b>	<b>Maks</b> <b>(mg/kg)</b>	<b>Gjennomsnitt</b> <b>(mg/kg)</b>	<b>Ueksponert</b> <b>(mg/kg)</b>
<b>Pb</b>	0,0005	0,914	5,42	55,6	10,8	0,262 (0,223-0,291)
<b>Pt</b>	0,0002	0,018	0,025	0,033	0,026	0,025 (0,024-0,026)
<b>Rb</b>	0,003	0,86	1,66	3,80	1,74	0,73 (0,56-0,90)
<b>S</b>	5	670	790	2880	1000	610 (550-680)
<b>Sb</b>	0,0005	0,124	0,262	1,20	0,323	0,125 (0,120-0,135)
<b>Sc</b>	0,001	0,362	0,602	2,33	0,806	0,389 (0,307-0,476)
<b>Se</b>	0,01	0,10	0,18	0,49	0,20	0,12 (0,09-0,14)
<b>Sn</b>	0,0002	0,198	0,768	3,95	0,887	0,153 (0,128-0,183)
<b>Sr</b>	0,006	9,83	22,2	104,1	26,6	7,36 (6,98-7,83)
<b>Th</b>	0,0001	0,0801	0,193	0,930	0,261	0,0770 (0,0659-0,0829)
<b>Ti</b>	0,005	94,9	156	582	201	85,9 (68,6-103)
<b>Tl</b>	0,0001	0,0069	0,022	0,12	0,033	0,0073 (0,0045-0,010)
<b>U</b>	0,0001	0,0340	0,0929	0,444	0,125	0,0214 (0,0183-0,0241)
<b>V</b>	0,0007	4,90	11,2	317	27,3	3,47 (2,74-4,23)
<b>W</b>	0,0002	0,150	1,32	29,1	3,45	0,062 (0,044-0,085)
<b>Zn</b>	0,006	42,0	77,5	852	157	5,09 (4,40-5,66)
<b>Zr</b>	0,0001	0,509	2,10	30,6	3,78	0,285 (0,211-0,341)

## 9.2 Resultat for metaller med utslipp fra Mo Industripark

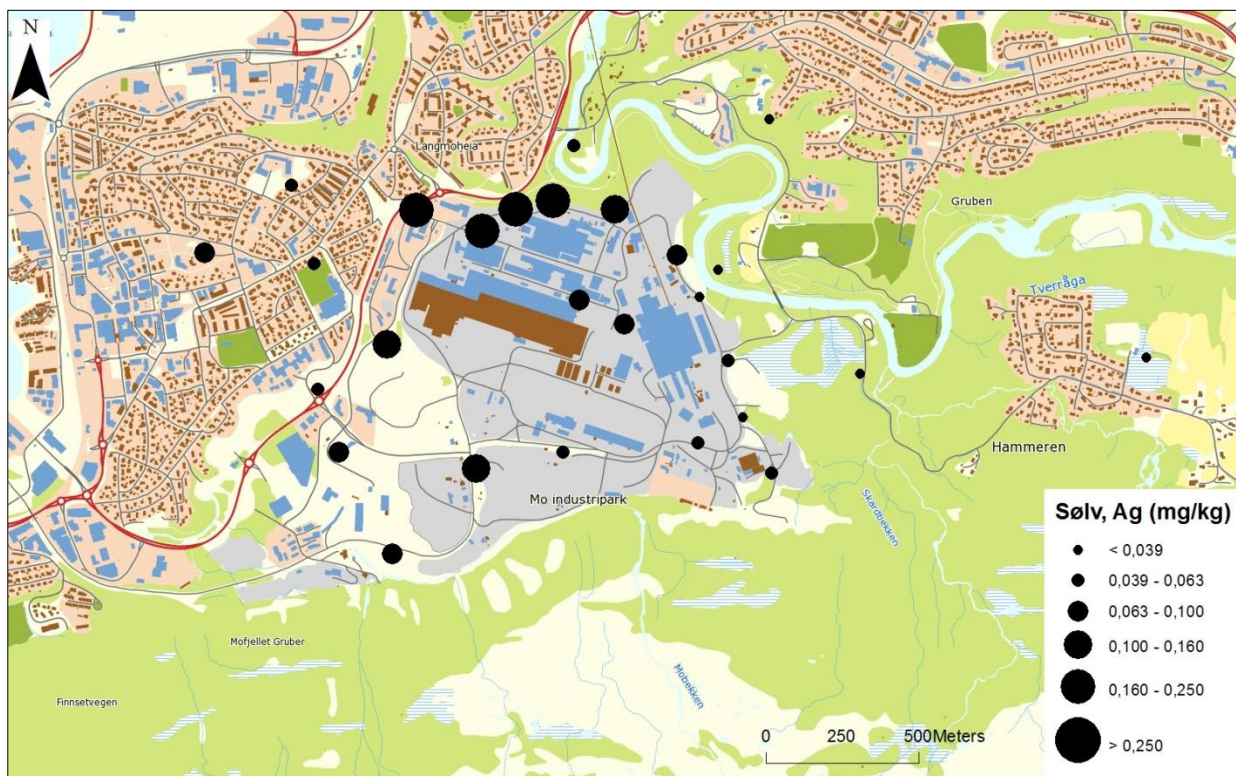
### 9.2.1 Sølv (Ag)

Alle prøvene, sett bort fra prøvepunkt 1019, viser en anrikning av sølv relativ til uekspontert mose. Grad av anrikning er vist i tabell 9.2. Høyeste konsentrasjon ble observert ved 1007 på 0,222 mg/kg. Nivåene er beskjedne for samtlige prøvepunkt.

Tabell 9.2 Observerte anrikningsfaktorer for sølv i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	14	13	0	0

Figur 9.1 viser den geografiske fordelingen av sølv i det prøvetatte området. Verdiene er høyest ved lokalitetene rundt Celsa og i området ved skraplageret. I tillegg observeres det noe forhøyede verdier nedenfor slaggdungene (punkt 1005). Nivåene avtar gradvis utover de angitte lokalitetene.



Figur 9.1 Geografisk fordeling for sølv i «moss-bags» fra Mo i Rana

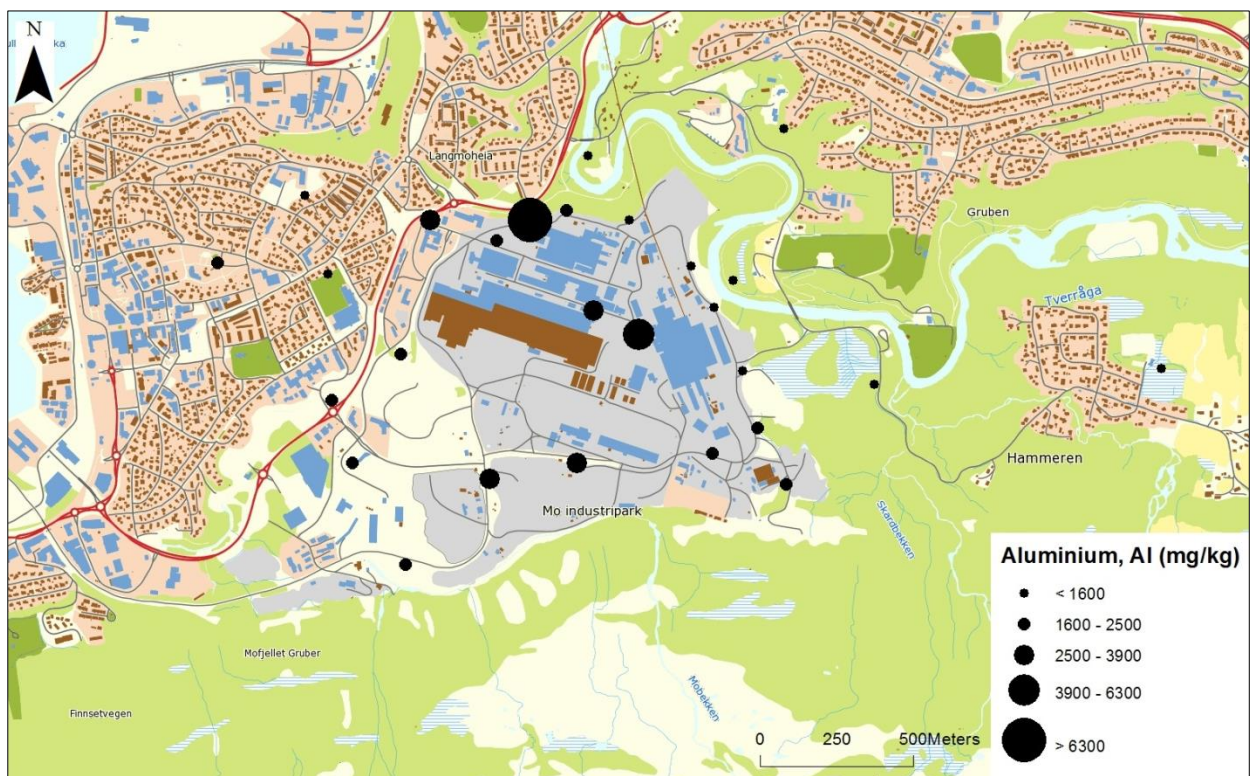
### 9.2.2 Aluminium (Al)

Ingen av moseprøvene inneholdt høye aluminiumskonsentrasjoner i forhold til nivået i uekspontert mose. Høyeste verdi er registrert ved punkt 1006 (6980 mg/kg), ved Celsas slaggbehandling. Konsentrasjonene ved 1016 som ligger rett ved Fesils og Glencores fasiliteter var også høyere enn de øvrige prøvepunktene. Laveste konsentrasjon ble funnet ved 1023 (1010 mg/kg). Observert anrikning av aluminium relativ til ueksponterte moseprøver er gitt i tabell 9.3. Ingen av konsentrasjonene av aluminium var over 10 ganger utgangsnivå. Nivået av aluminium i forbehandlet, uekspontert mose var høy (803 mg/kg).

Tabell 9.3 Observerte anrikningsfaktorer for aluminium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	25	2	0	0

Den geografiske fordelingen av aluminium i «moss-bags» fra Mo i Rana er vist i figur 9.2. Fordelingen tyder på at det er flere bedrifter i MIP som bidrar til nedfallet av aluminium. Konsentrasjonene reduseres raskt med avstanden fra utslippskilden(e) og er generelt sett lave.



Figur 9.2 Geografisk fordeling for aluminium i «moss-bags» fra Mo i Rana

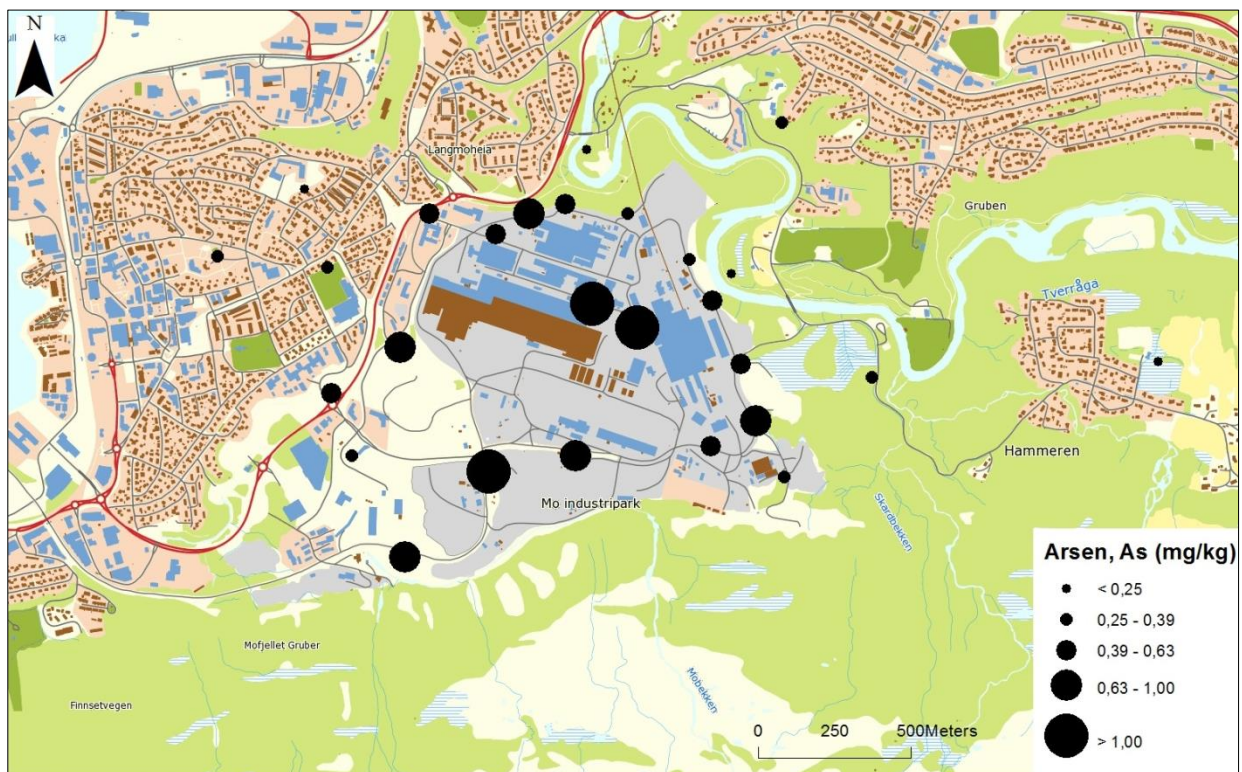
### 9.2.3 Arsen (As)

Samtlige prøver for arsen viser høyere konsentrasjoner enn den ueksponeerte mosen. Høyeste konsentrasjoner ble funnet ved prøvepunkt 1003, 1016 og 1017 med konsentrasjoner > 1 mg/kg. Laveste konsentrasjon var ved punkt 1023 (0,199 mg/kg). Fordelingen av ratio relativt for ueksponeert mose er gitt i tabell 9.4. Ingen av analyseresultatene viser noen ekstreme økninger i forhold til ueksponeert mose. Konsentrasjon av arsen i ueksponeert mose er relativt høy (0,160 mg/kg).

**Tabell 9.4 Observerte anrikningsfaktorer for arsen i forhold til ueksponeert mose**

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	20	7	0	0

Figur 9.3 viser den geografiske fordelingen av arsen i det prøvetatte området. Det er ingen klare trender, bortsett fra at nivåene er høyere innenfor industriparken enn utenfor. Høyeste konsentrasjon ble funnet ved skraplageret. Ellers er verdiene høyere enn de øvrige omkring Fesil og Glencore. Nivået av arsen avtar gradvis med avstanden fra kilden(e) og er lavere utenfor parken enn innenfor.



**Figur 9.3 Geografisk fordeling for arsen i «moss-bags» fra Mo i Rana**

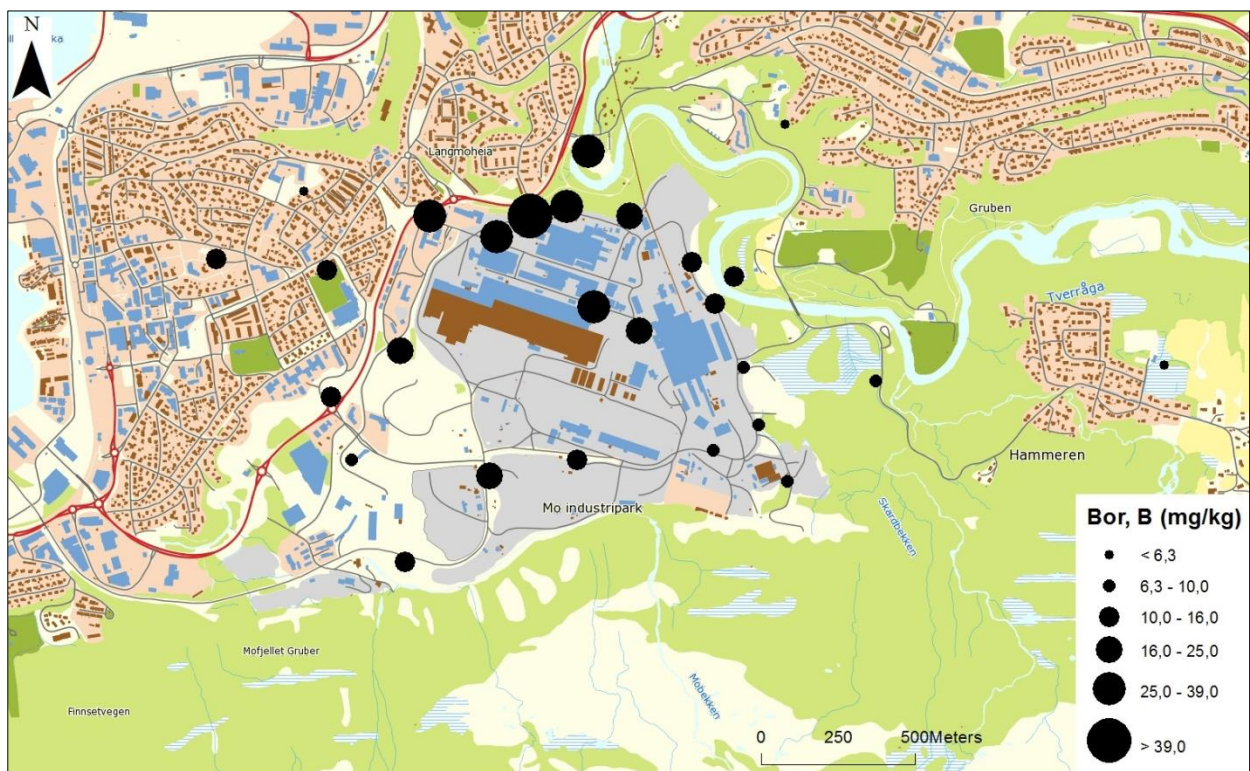
## 9.2.4 Bor (B)

Alle moseprøvene viste forhøyede verdier av bor sammenliknet med den ueksponeerte mosen. Høyeste konsentrasjon ble målt ved 1006 med 140 mg/kg. Dette er betydelig høyere enn nivåene som ble målt ved de øvrige prøvepunktene. Laveste konsentrasjon ble funnet ved 1019 på 2,33 mg/kg. I tabell 9.5 oppgis observert anrikning i forhold til uekspontert mose. Ved prøvepunkt 1006 var anrikningen på hele 108 ganger utgangsnivået. Nest høyeste anrikning var på 28 ganger ved prøvepunkt 1027. Differansen mellom høyeste og nest høyeste observerte nivå av bor er på over 100 mg/kg.

Tabell 9.5 Observerte anrikningsfaktorer for bor i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	3	20	3	1

Kartografisk fremstilling av prøveresultatene for bor er gitt i figur 9.4. Den absolutt høyeste verdien ble observert ved Celsas slaggbehandling. Ut fra den geografiske fordelingen er det trolig flere kilder borkonsentrasjonene i Mo Industripark. Nivået av bor ser ut til å avta raskt innenfor kort rekkevidde fra utslippskilde(ne).



Figur 9.4 Geografisk fordeling for bor i «moss-bags» fra Mo i Rana

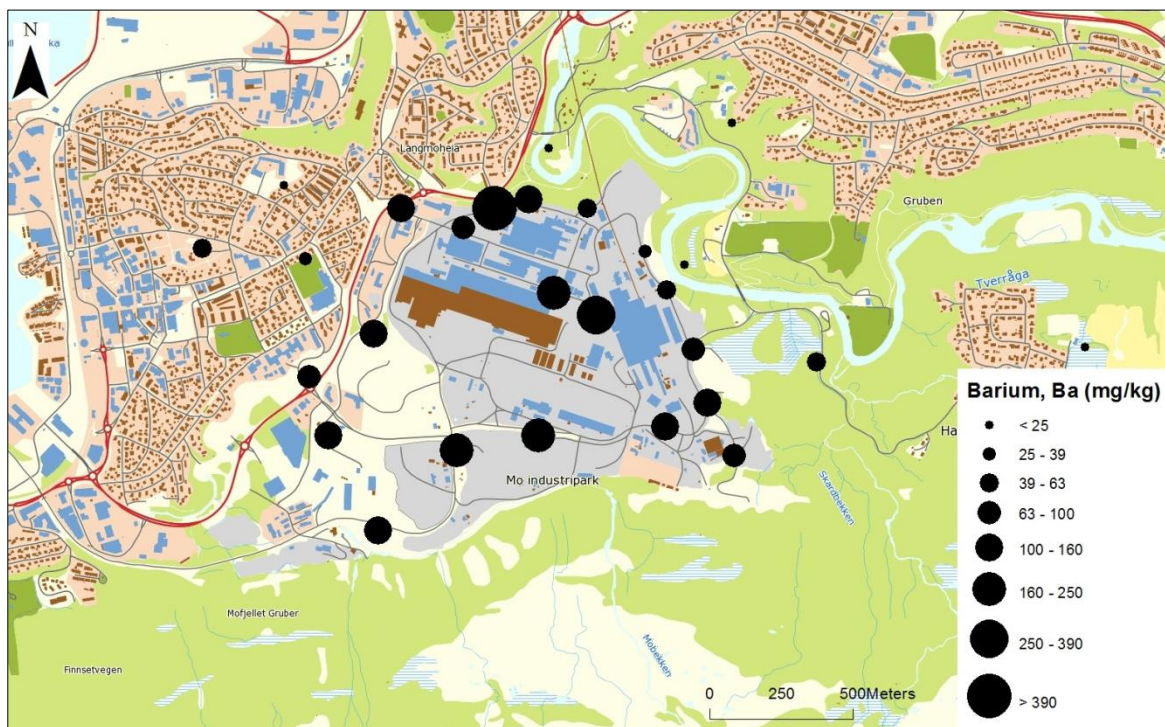
### 9.2.5 Barium (Ba)

Alle prøveresultater for barium viser høyere verdier enn ueksponert mose. Høyeste konsentrasjon ble funnet ved prøvepunkt 1006. I tillegg til 1006 viser punkt 1003, 1016 og 1018 verdier over 200 mg/kg. Laveste konsentrasjon ble observert ved punkt 1019 (14,5 mg/kg). Fordelingen av ratio relativt for ueksponert mose er gitt i tabell 9.6. En stor andel av prøvepunktene viser betydelig økning i konsentrasjon sammenliknet med utgangsnivåene, med høyeste observerte anrikning på 103 ganger utgangsnivå.

**Tabell 9.6 Observerte anrikningsfaktorer for barium i forhold til ueksponert mose**

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	4	9	13	1

Den geografiske fordelingen av barium i det prøvetatte området er vist i figur 9.5, hvor det er grunn til å tro at barium har flere bidragskilder. Bariumkonsentrasjonene er jevnt høye innenfor industriparkens områder, og viser ingen klar trend. Høyeste nivå ble observert ved Celsas slaggbehandling.



**Figur 9.5 Geografisk fordeling for barium i «moss-bags» fra Mo i Rana**

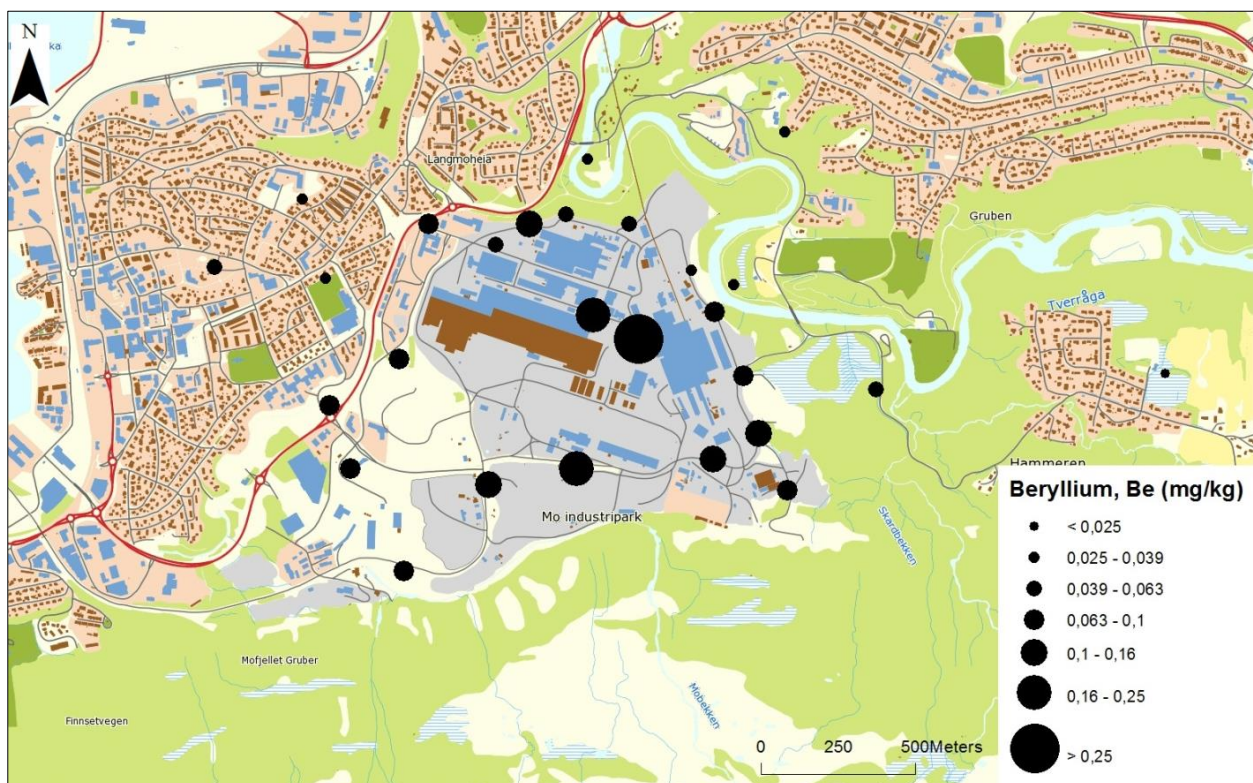
## 9.2.6 Beryllium (Be)

Alle prøveresultater for beryllium viser høyere verdier enn ueksponert mose. Høyeste konsentrasjon ble funnet ved prøvepunkt 1016 (0,343 mg/kg). Punktene 1003, 1006, 1017 og 1018 viser også høye konsentrasjoner sammenliknet med utgangsnivå. Laveste konsentrasjon ble funnet på prøvepunkt 1019 (0,0243 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for beryllium relativt for ueksponert mose er gitt i tabell 9.7.

Tabell 9.7 Observerte anrikningsfaktorer for beryllium i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	16	10	1	0

Den geografiske fordelingen av beryllium i det prøvetatte området er vist i figur 9.6. Ut fra fordelingen ser det ut som hovedbidraget av berylliumutslipp i MIP kommer fra Fesil og/eller Glencore. Det observeres også forhøyede verdier nord for Glencores slaggbehandling. Lokalitetene som ligger lengst unna industriområdet har berylliumkonsentrasjoner ned mot de som er målt i ueksponert mose.



Figur 9.6 Geografisk fordeling for beryllium i «moss-bags» fra Mo i Rana

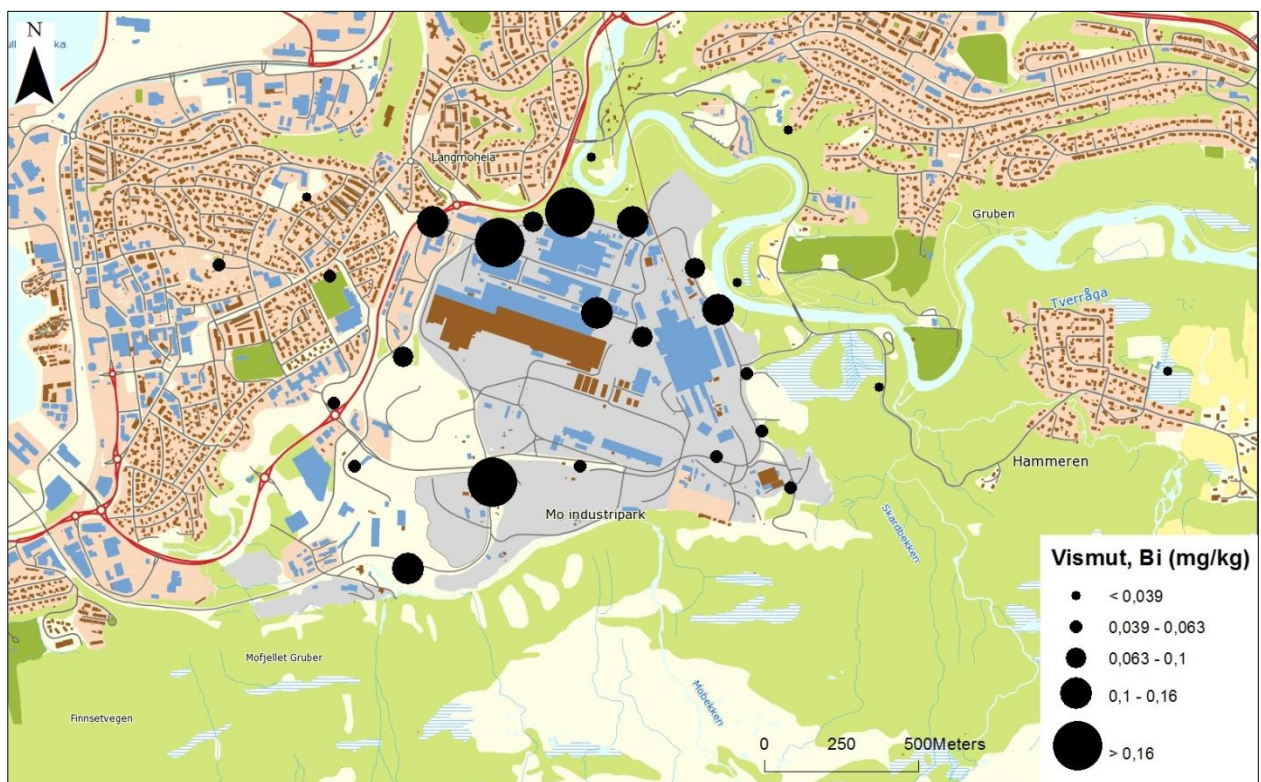
### 9.2.7 Vismut (Bi)

Nivåene av vismut i moseprøver viser en lav anrikning sammenliknet med utgangsnivå. Høyeste konsentrasjon ble observert ved 1003 på 0,203 mg/kg. Laveste konsentrasjon ble målt på prøvepunkt 1019 på 0,0308 mg/kg. For lokalitetene utenfor industriområdet er det tilnærmet ingen anrikning. Fordelingen av de observerte anrikningne relativ til utgangsnivå er vist i tabell 9.8. Nivået av vismut i den ueksponerte mosen er lav (0,0281 mg/kg).

Tabell 9.8 Observerte anrikningsfaktorer for vismut i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	21	6	0	0

I figur 9.7 er fordelingen av vismut i det prøvetatte området kartografisk fremstilt. Selv om vismut ikke viser til noen ekstrem anrikning eller høye konsentrasjoner kommer det fram trender av kartet. Celsa og en kilde i nærheten av skraplageret ser ut til å bidra til nedfall av vismut.



Figur 9.7 Geografisk fordeling for vismut i «moss-bags» fra Mo i Rana



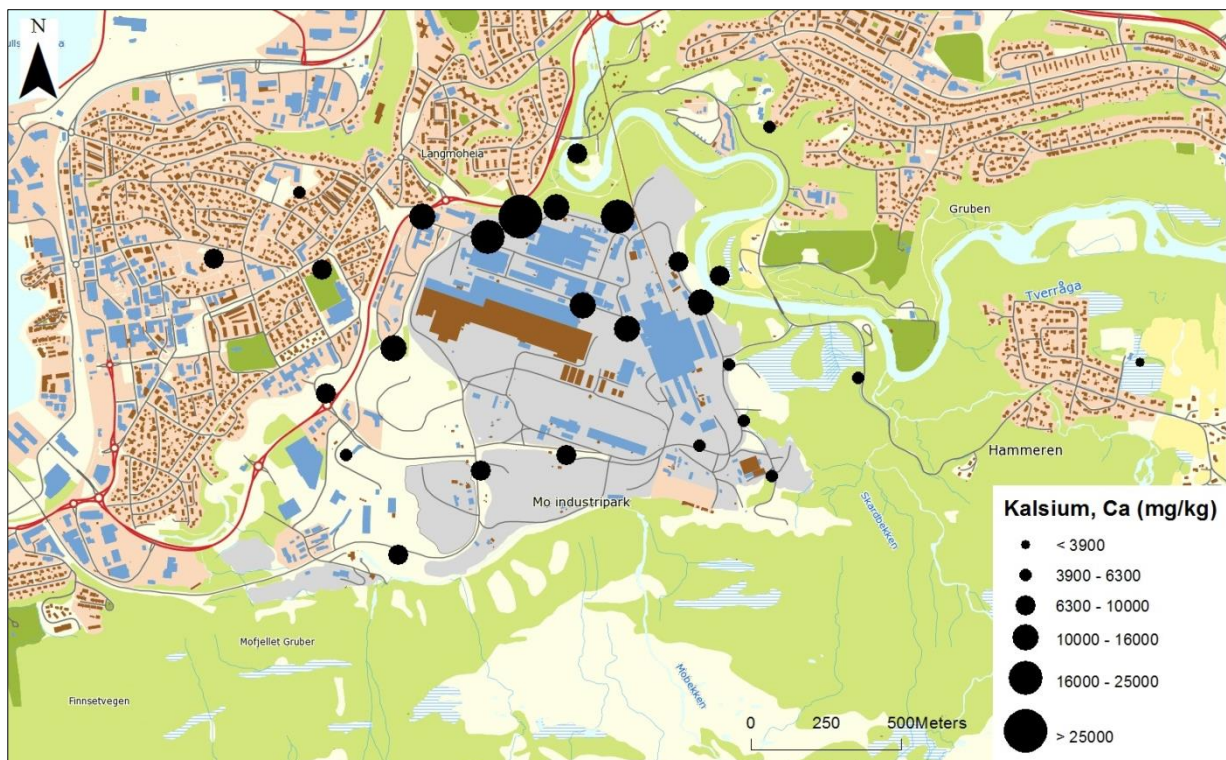
### 9.2.8 Kalsium (Ca)

Prøveresultatene for kalsium viser store konsentrasjonsvariasjoner (3280-61500 mg/kg). Lokalitet 1006 viste høyeste konsentrasjon av kalsium, hvor målt nivå er mye høyere enn for de andre områdene i undersøkelsen. Konsentrasjonene for kalsium er de høyeste for hele prøvesettet, med en maksimumsverdi på hele 61 500 mg/kg. Dette tilsvarer 6 % kalsium i den analyserte moseprøven. Kalsium viser også til de høyeste konsentrasjonene i ueksponert mose og er grunnen til at observert anrikning er lavere enn det noen av de målte konsentrasjonene skulle tilsi. Fordelingen av observert ratio for kalsium relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.9. Laveste konsentrasjon ble funnet på punkt 1019.

Tabell 9.9 Observerte anrikningsfaktorer for kalsium i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	20	6	1	0

Den geografiske fordelingen av kalsium i det prøvetatte området er vist i figur 9.8. Trenden viser at de høyeste konsentrasjonene ligger omkring Celsa. Maksimumsverdien ble målt ved slaggbehandlingen hvor støvbelastningen er svært høy. Sørvestlig del av området viser lave nivåer, også inne i industriparken. Konsentrasjonene avtar raskt med distansen fra utslippskilden(e).



Figur 9.8 Geografisk fordeling for kalsium i «moss-bags» fra Mo i Rana

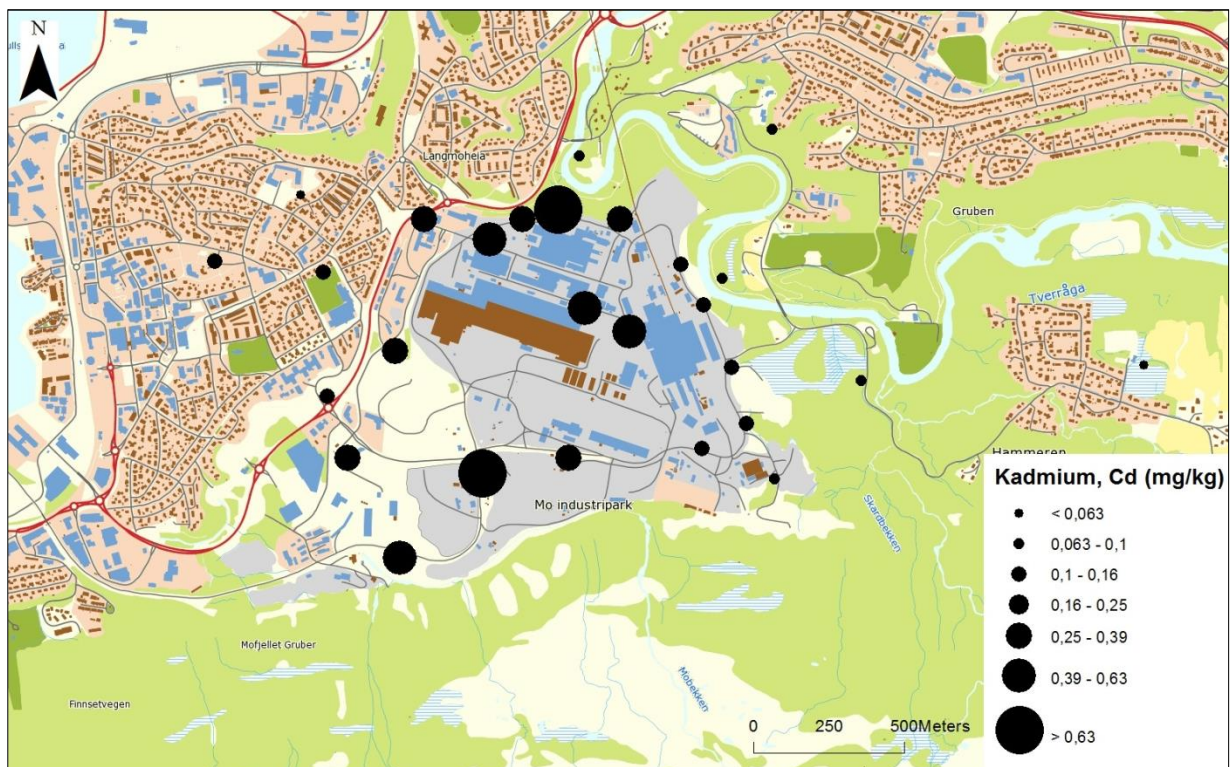
### 9.2.9 Kadmium (Cd)

Samtlige resultater for kadmium i det prøvetatte området viser til verdier som er flere ganger høyere enn ueksponert mose. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i punkt 1003 (1,08 mg/kg) og 1007 (1,03 mg/kg). Nivåene i disse punktene viser en økning relativ til ueksponert mose med faktorer på henholdsvis 360 og 340. Kadmium er med dette, sammen med Cr, Mn og W, ett av metallene med størst anrikning. Laveste konsentrasjon ble observert i punkt 1019 (0,022 mg/kg) og er den eneste lokaliteten som overskrider utgangsverdien med en faktor på under 20. Fordelingen av observert ratio for kadmium relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.10. Utgangsnivåene for kadmium er lave (0,003 mg/kg).

Tabell 9.10 Observerte anrikningsfaktorer for kadmium i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	0	1	19	7

Den geografiske fordelingen av kadmium i det prøvetatte området er vist i figur 9.9. Her er det flere områder som ser ut til å kunne være kilder til kadmiumutslipp i industriparken. Selv om konsentrasjonene utenfor industriparken er høye sammenliknet med den ueksponerte mosen, gir de utslag for klart lavere nivåer enn de innenfor.



Figur 9.9 Geografisk fordeling for kadmium i «moss-bags» fra Mo i Rana

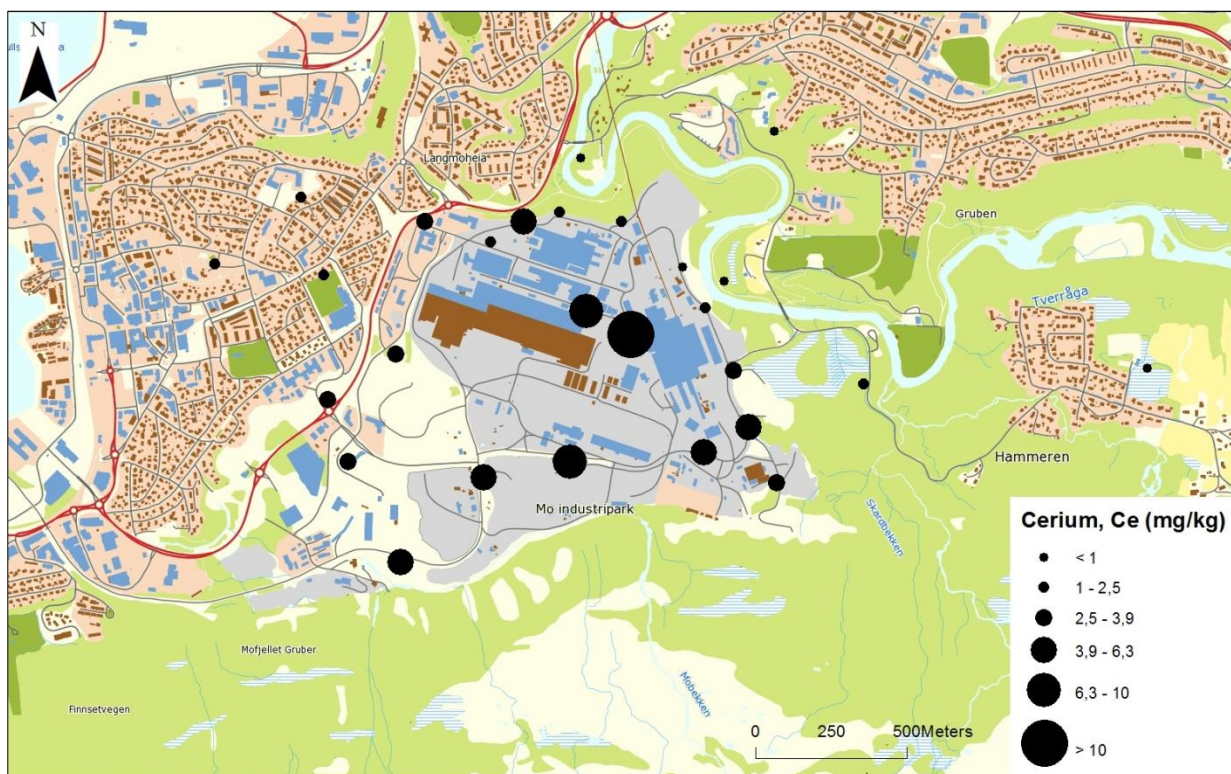
### 9.2.10 Cerium (Ce)

Alle prøvepunkt inneholdt høyere konsentrasjoner av cesium enn ueksponert mose. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i punkt 1016 (12,5 mg/kg), og den laveste i punkt 1021 (0,829 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for cerium relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.11. Innholdet av cerium i ueksponert mose er relativt høyt (0,555 mg/kg)

Tabell 9.11 Observerte anrikningsfaktorer for cerium i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	15	11	1	0

Den geografiske fordelingen av cerium i det prøvetatte området er vist i figur 9.10. Her er det området rundt Fesil/Glencore som viser de høyeste konsentrasjonene, med en gradvis reduksjon i sør, sørvestlig og sørøstlig retning. De nordligste punktene og punktene lengst unna industriområdet er lave. Unntaket er ceriumkonsentrasjonen ved Celsa som kan antyde et lavere utslipp i forbindelse med slaggbehandlingen her.



Figur 9.10 Geografisk fordeling for cerium i «moss-bags» fra Mo i Rana

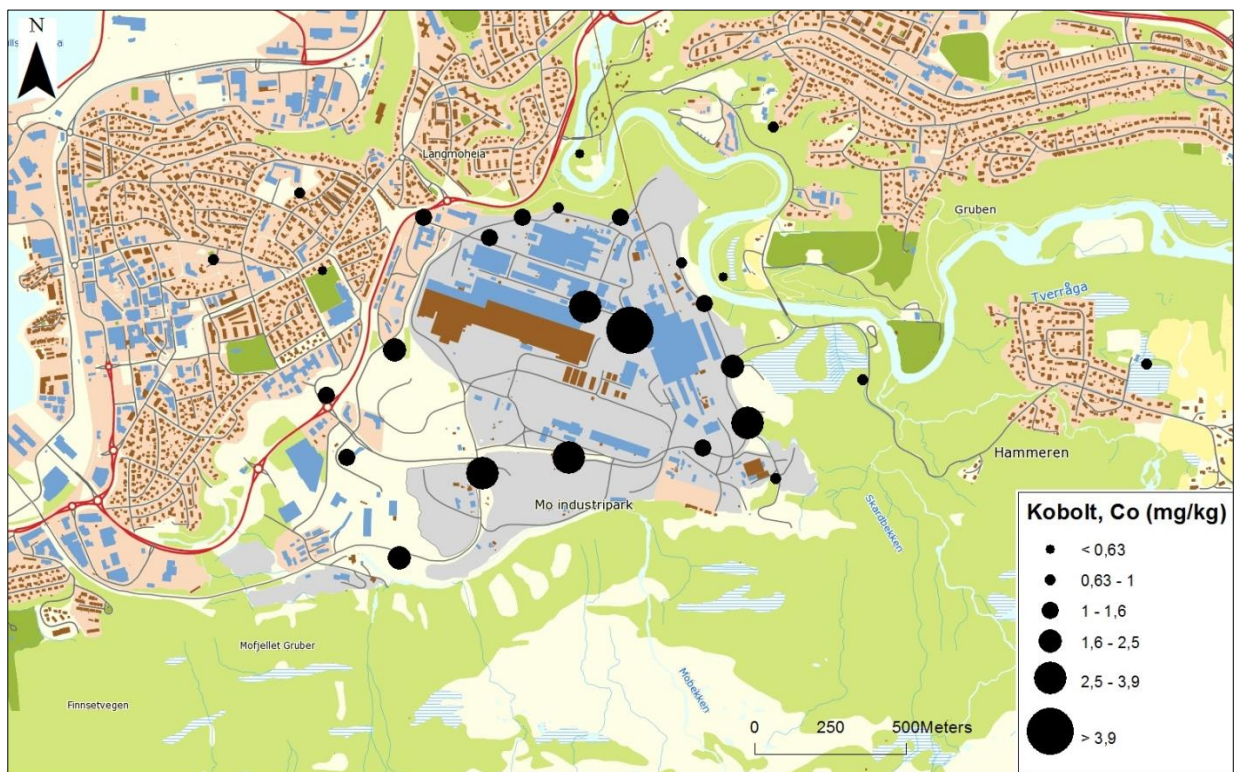
### 9.2.11 Kobolt (Co)

Alle de eksponerte moseprøvene hadde et høyere innhold av kobolt enn utgangsnivåene. Høyeste konsentrasjon ble funnet ved 1016 (5,96 mg/kg) og laveste ved 1023 (0,521 mg/kg). Ingen av verdiene er særlig høye og det er kun prøvelokalitet 1016 som overskrider utgangskonsentrasjonene med en faktor på over 10. Fordelingen over observerte anrikninger for kobolt av den ueksponerte mosen er oppgitt i tabell 9.12.

Tabell 9.12 Observerte anrikningsfaktorer for kobolt i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	21	6	0	0

Den geografiske fordelingen av kobolt i moseprøver i Mo i Rana kan studeres i figur 9.11. For kobolt er konsentrasjonsnivåene høyest rundt Fesil/Glencore. Konsentrasjonene avtar gradvis fra Fesil/Glencore i sør, sørvestlig og sørøstlig retning. De nordligste punktene i området er lave, også rundt Celsa. Ut fra kartet er det grunn til å tro at Fesil og/eller Glencore er største bidrag til nedfall av kobolt i industriparken.



Figur 9.11 Geografisk fordeling for kobolt i «moss-bags» fra Mo i Rana

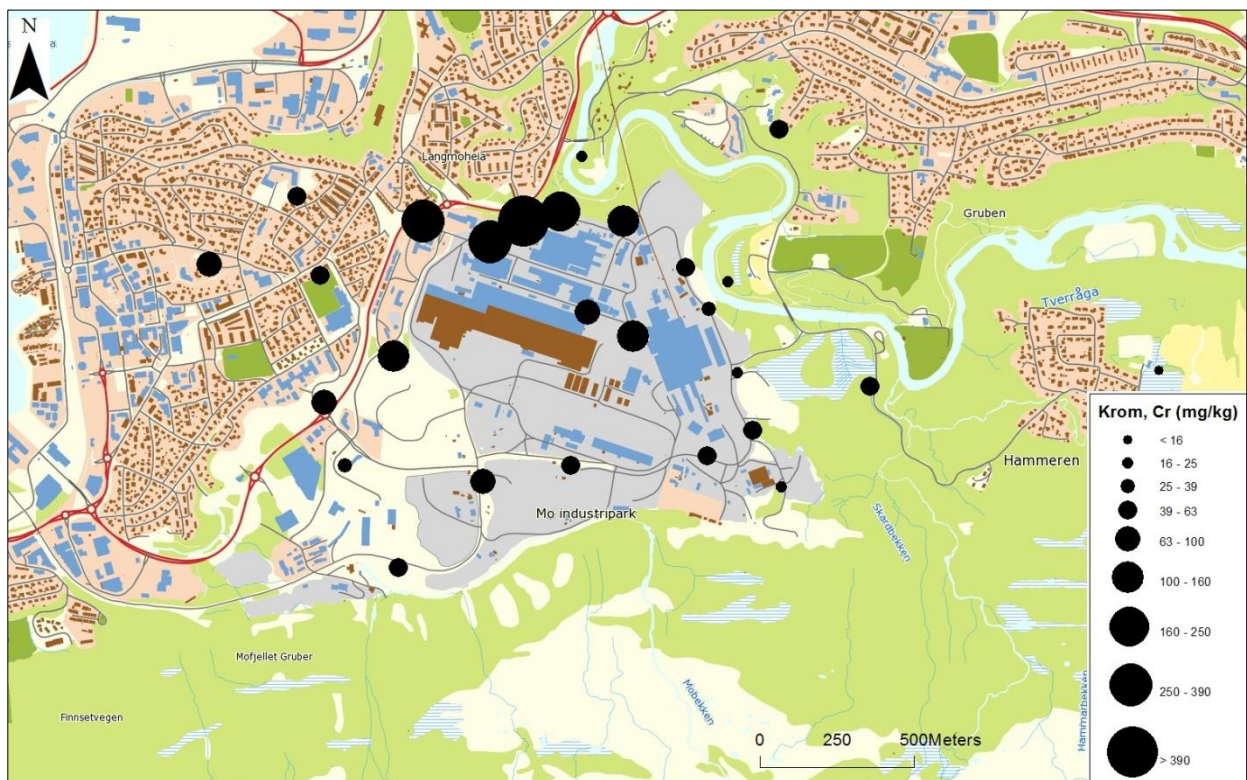
### 9.2.12 Krom (Cr)

Moseprøvene viste store konsentrasjonsvariasjoner for krom i Mo i Rana (10,7-1210 mg/kg). Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i punkt 1006, 4 ganger høyere enn nest høyeste målte konsentrasjon. Anrikning av utgangsnivåer var her nesten 400 ganger utgangsnivå. Laveste verdi ble funnet i prøvepunkt 1019. Også de lokalitetene med minst nedfall av krom viser en klar anrikning. Fordelingen av observert ratio for krom relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.13. Utgangsnivået av krom var relativt høyt (3,07 mg/kg)

Tabell 9.13 Observerte anrikningsfaktorer for krom i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	1	13	12	1

Konsentrasjonsfordelingen for krom i de analyserte moseprøver er gitt i figur 9.12. Kartet viser at det tyngst eksponerte området er ved Celsa. Generelt synes det at nivåene for krom reduseres mer eller mindre med økende omkrets fra Celsa. Fordelingen antyder også at det er flere kilder til krom i industriparken.



Figur 9.12 Geografisk fordeling for krom i «moss-bags» fra Mo i Rana

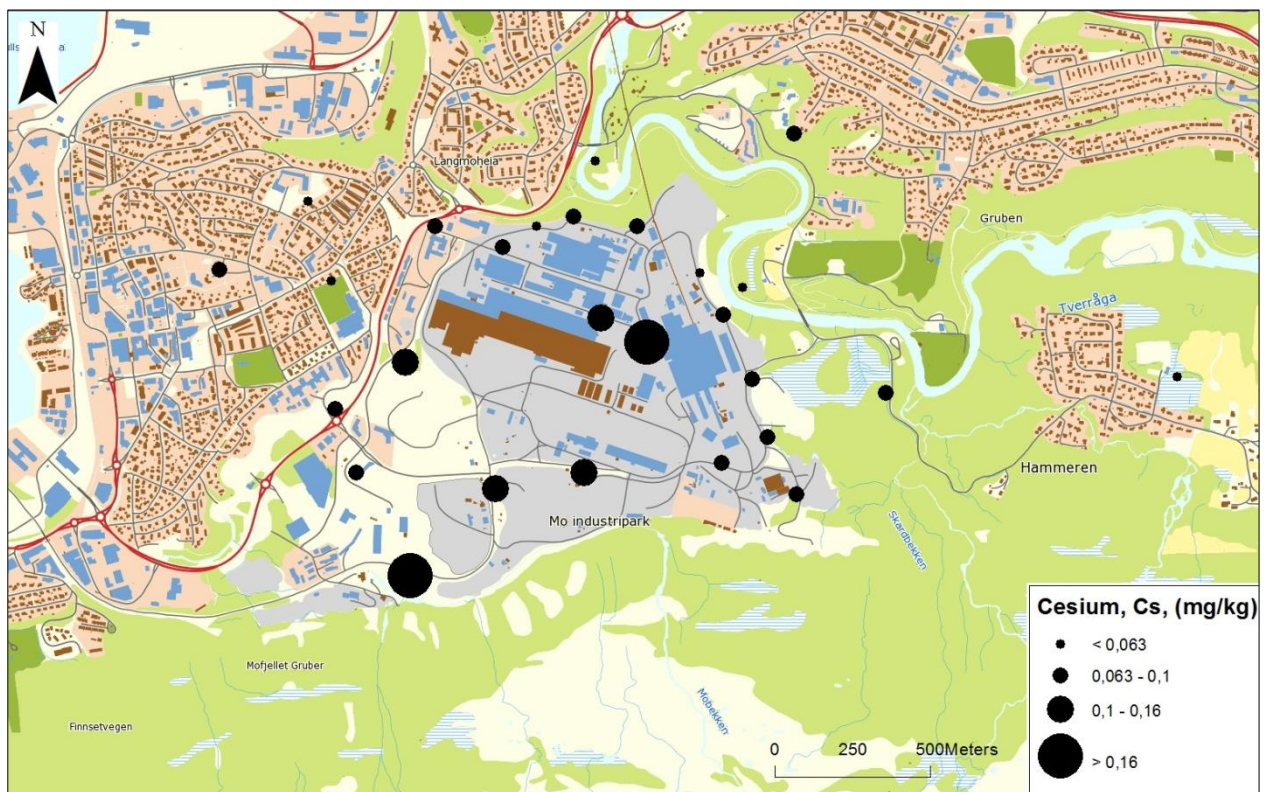
### 9.2.13 Cesium (Cs)

Konsentrasjonene av cesium er noe forhøyet i forhold til nivået i ueksponert mose. Ingen av konsentrasjonene er spesielt høye, men maksimumsverdien ble funnet ved 1016 (0,248 mg/kg). Laveste konsentrasjon ble funnet ved 1021 (0,0396 mg/kg). Observerte anrikninger av ueksponert mose for cesium er gitt i tabell 9.14. Nivået av cesium i den forbehandlede mosen var lavt (0,0373 mg/kg).

Tabell 9.14 Observerte anrikningsfaktorer for cesium i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	25	2	0	0

I figur 9.13 er den kvantitative fordelingen for cesium i Mo i Rana vist. Lokalitetene ved Fesil/Glencore og lokaliteten ved tungtransportveien ned mot havna (punkt 1001) er de som slo høyest ut i analysen. Lokalitetene øst og nord for Fesil/Glencore har lave konsentrasjoner.



Figur 9.13 Geografisk fordeling for cesium i «moss-bags» fra Mo i Rana

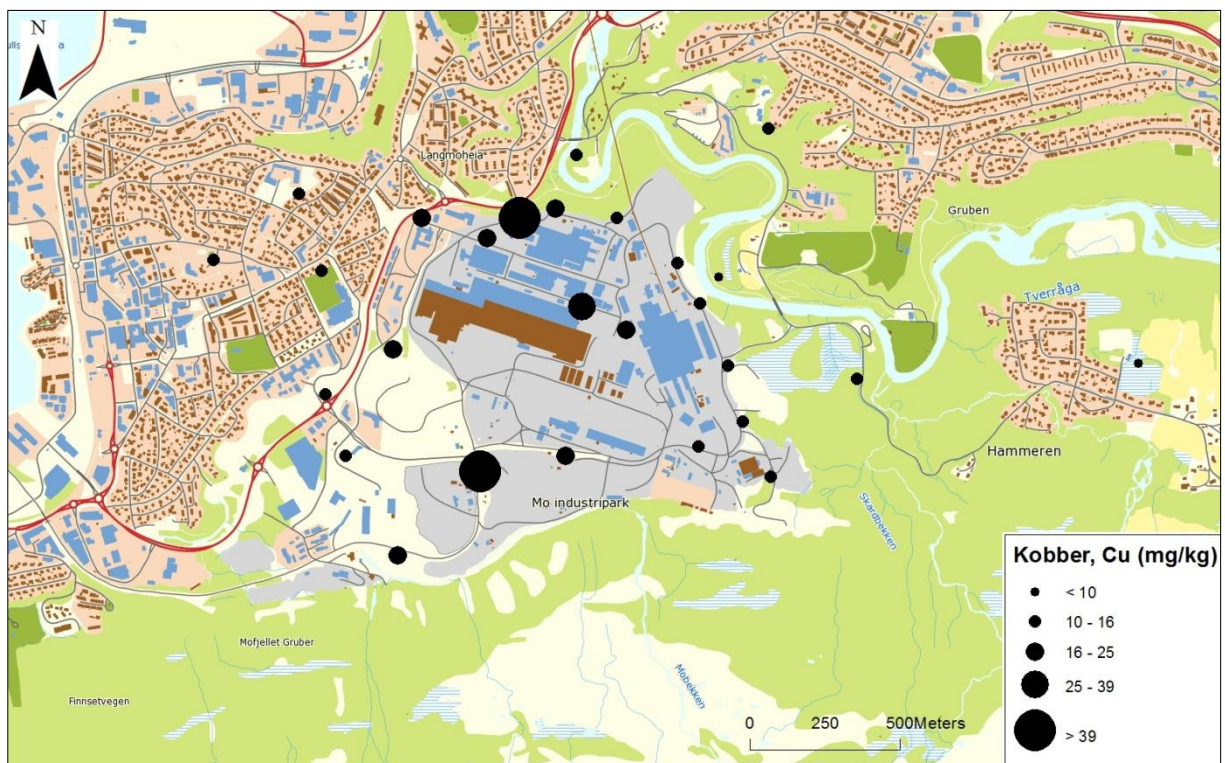
### 9.2.14 Kobber (Cu)

Ingen av analyseresultatene for kobber viser noen betydelig økning i forhold til nivået i ueksponert mose. Høyeste verdier ble funnet i punkt 1003 (47,9 mg/kg) og 1006 (52,0 mg/kg)), og laveste verdi i punkt 1019 (7,39 mg/kg). Nivåene av kobber er beskjedne. Fordelingen av observert ratio for kobber relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.15. Kobberkonsentrasjonen i den forbehandlede mosen er naturlig høy (6,99 mg/kg).

Tabell 9.15 Observerte anrikningsfaktorer for kobber i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	25	2	0	0

Den geografiske fordelingen av kobber i det prøvetatte området er vist i figur 9.14. Selv om nivåene er lave for kobber kan det ut fra fordelingen observeres to lokaliteter som skiller seg ut. Dette er ved slaggbehandlingen og skraplageret til Celsa.



Figur 9.14 Geografisk fordeling for kobber i «moss-bags» fra Mo i Rana

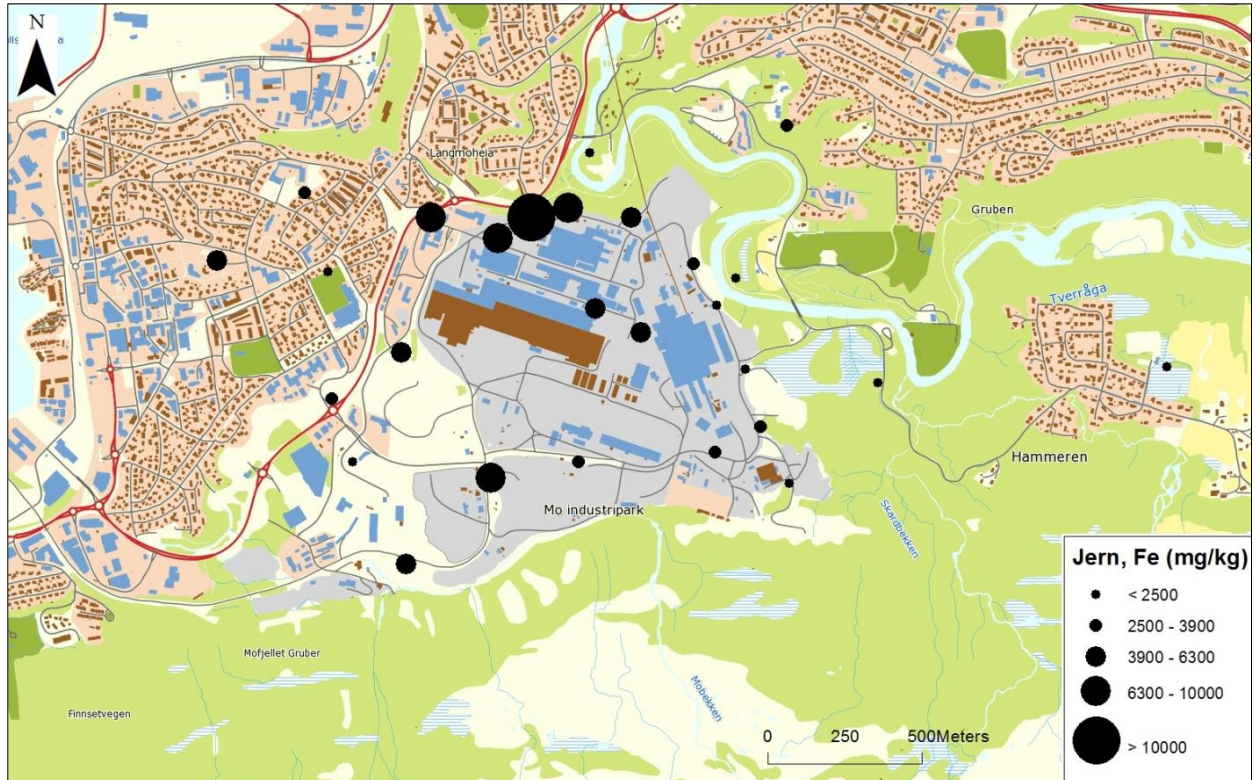
### 9.2.15 Jern (Fe)

Samtlige analyseresultater for jern viser høyere nivåer enn i den ueksponeerte mosen. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1006 (41 100 mg/kg), og laveste i punkt 1023 (1660 mg/kg). Det er stor variasjon i konsentrasjonsområdet til jern i det prøvetatte området, hvor maksimumskonsentrasjonen ligger høyt over de øvrige resultatene. Fordelingen av observert ratio for jern relativ for ueksponeert mose er gitt i tabell 9.16. Utgangsnivået for jern er høyt (1120 mg/kg) og gjør at de høye konsentrasjonene i de eksponerte moseprøvene får en lavere anrikning enn det enkelte av nivåene skulle tilsi. I denne undersøkelsen inneholdt den prøvetatte mosen over 4 % jern på det høyeste. Dette er en av de høyeste observerte konsentrasjonene i prøvesettet.

Tabell 9.16 Observerte anrikningsfaktorer for jern i forhold til ueksponeert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	22	4	1	0

Den geografiske fordelingen av jern i Mo i Rana er vist i figur 9.15. Kartet viser at nedfallet er størst ved Celsa, særlig ved slaggbehandlingen. I tillegg ga analysene høye resultater for jern ved skraplageret. Jevne verdier ellers i industriparken gjør at andre mindre utslippskilder er vanskelig å fastslå, dog fortsatt sannsynlig.



Figur 9.15 Geografisk fordeling for jern i «moss-bags» fra Mo i Rana



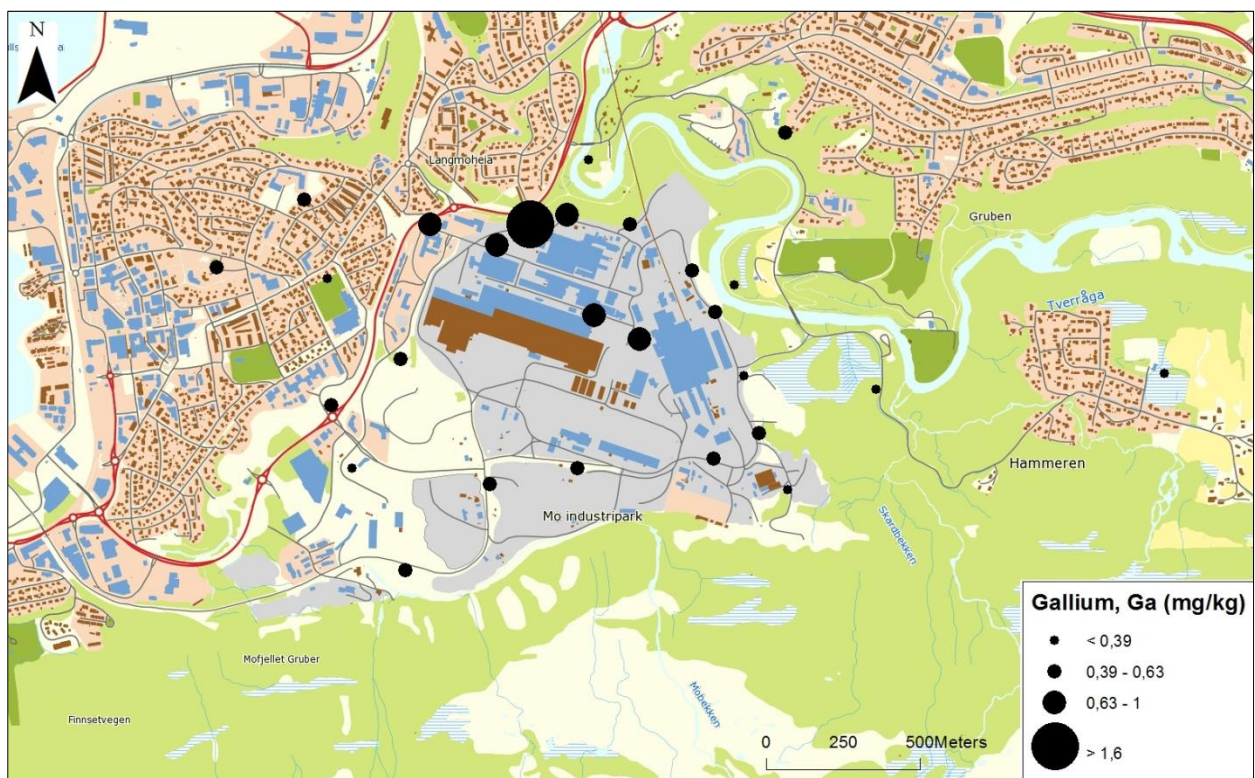
## 9.2.16 Gallium (Ga)

Analyseresultatene for gallium viste ingen ekstreme anrikninger sammenliknet med uekspontert mose. Samtlige moseprøver viser likevel en viss anrikning av gallium, med romlige trender (se figur X). Høyeste konsentrasjon ble funnet ved punkt 1006 (2,06 mg/kg) og laveste ved 1020 (0,286 mg/kg). Observerte anrikninger av uekspontert mose for gallium er oppgitt i tabell 9.17. Nivået av gallium i uekspontert mose er middels høyt (0,249 mg/kg).

**Tabell 9.17 Observerte anrikningsfaktorer for gallium i forhold til uekspontert mose**

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	26	1	0	0

I figur 9.16 er de kvantitative dataene for gallium fremstilt kartografisk. Fordelingen viser at de høyeste verdiene konsentreres rundt Celsa. Nivået er også relativt høyt ved Fesil/Glencore. Ut fra disse områdene ser det ut til at galliumkonsentrasjonene generelt sett reduseres med avstanden fra bedriftene.



**Figur 9.16 Geografisk fordeling for gallium i «moss-bags» fra Mo i Rana**

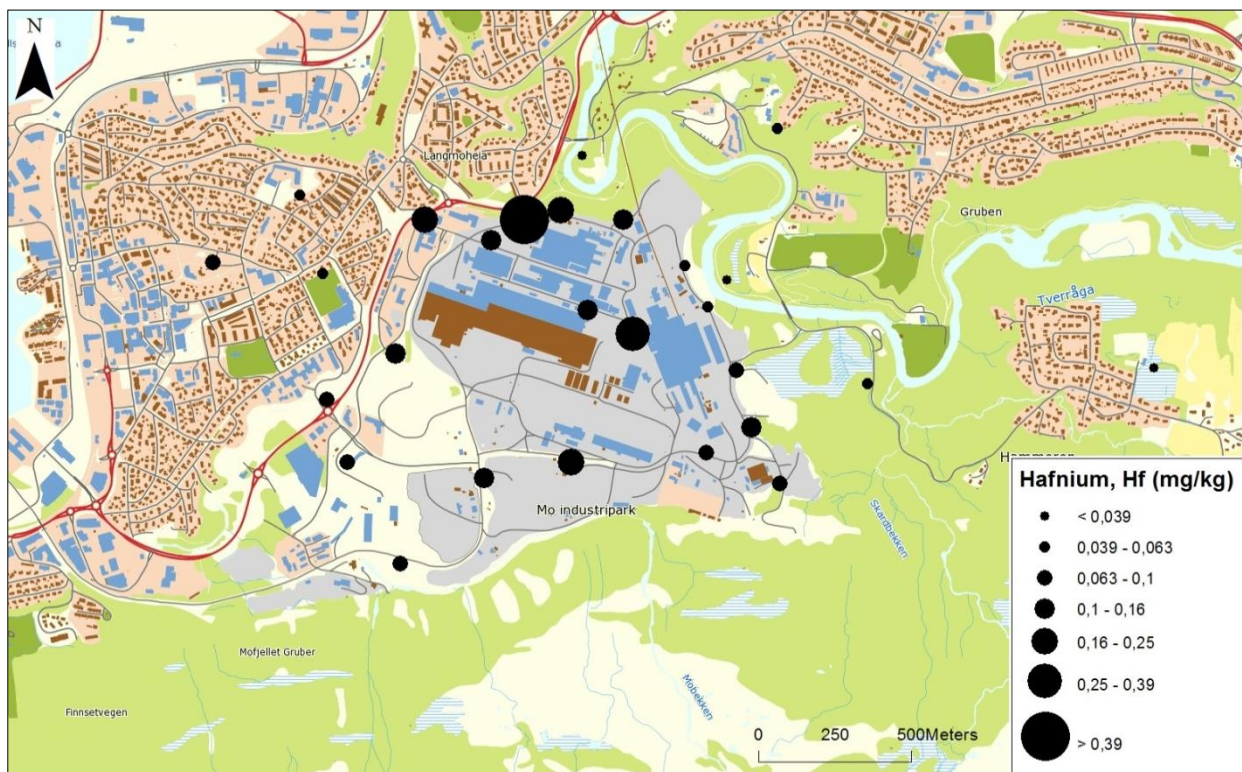
### 9.2.17 Hafnium (Hf)

Samtlige moseprøver viser minimum en dobling av utgangskonsentrasjonen til hafnium. Flere lokaliteter viser hafniumkonsentrasjoner over 10 ganger utgangsnivå. Analyseresultatet viser til et konsentrasjonsområde mellom 0,0282-0,646 mg/kg. Høyeste og laveste konsentrasjon ble funnet ved henholdsvis 1006 og 1019, hvor maksimumskonsentrasjonen hadde en økning på 45,2 ganger utgangsnivået. Hafniums anrikning i forhold til uekspontert mose er gitt i tabell 9.18. Utgangsnivåene var lave (0,0143 mg/kg).

Tabell 9.18 Observerte anrikningsfaktorer for hafnium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	9	17	1	0

Geografisk fordeling for konsentrasjonen av hafnium er vist i figur 9.17. Ut fra kartet å bedømme er det sannsynligvis flere kilder til hafniumutslippene i industriparken. Hovedkilden ser ut til å være Celsa. Nivåene avtar raskt med avstand fra utslippskilden(e).



Figur 9.17 Geografisk fordeling for hafnium i «moss-bags» fra Mo i Rana

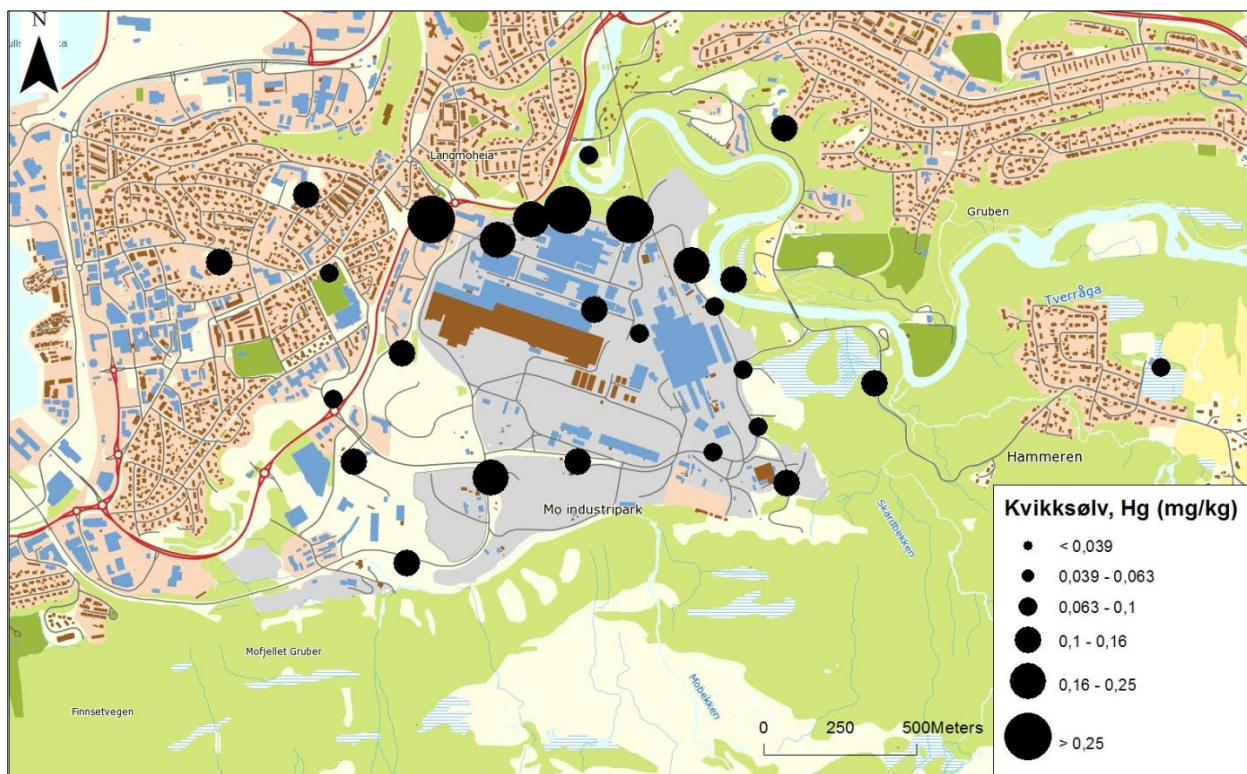
### 9.2.18 Kvikksølv (Hg)

Alle prøvepunkt viser høyere konsentrasjon av kvikksølv enn i uekspontert mose. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1031 (0,559 mg/kg), og laveste i punkt 1023 (0,080 mg/kg). Kun 1/3 av prøvene har en anrikning over 2 ganger utgangsnivået for kvikksølv, men konsentrasjonen av kvikksølv i forbehandlet mose var imidlertid relativt høy (0,068 mg/kg). Fordelingen av observert ratio mellom kvikksølv i moseprøvene og uekspontert mose er gitt i tabell 9.19.

Tabell 9.19 Observerte anrikningsfaktorer for kvikksølv i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	25	2	0	0

Den geografiske utbredelsen for kvikksølv i det prøvetatte området er vist i figur 9.18. Mønsteret antyder Celsa som største bidrag til kvikksølvutslipp i MIP. I motsetning til de fleste andre metall som har gitt høyest verdi ved slaggbehandlingen ved Celsa, er det lokalitetene på baksiden av Celsas bygning som ga høyest utslag for kvikksølv. Ut fra fordelingen kan det ikke utelukkes bidrag fra flere bedrifter eller kilder i industriparken.



Figur 9.18 Geografisk fordeling for kvikksølv i «moss-bags» fra Mo i Rana

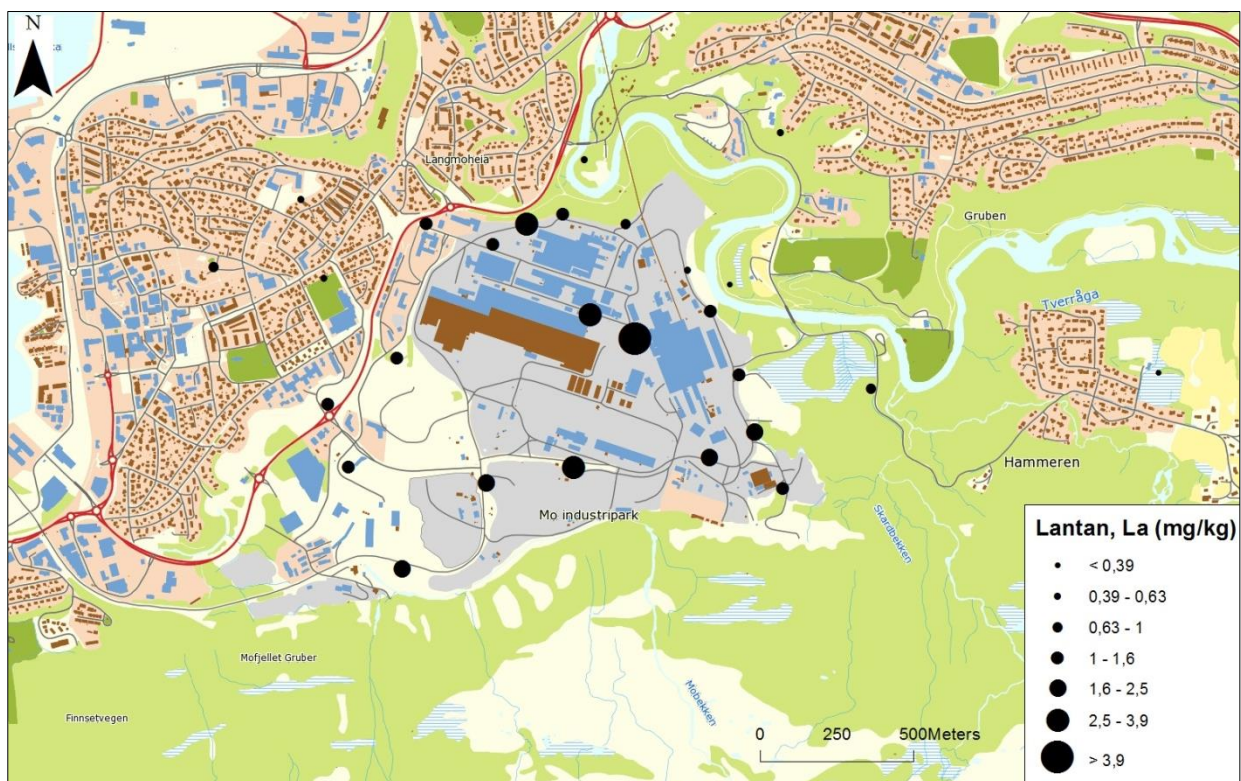
## 9.2.19 Lantan (La)

For lantan viser undersøkelsen mindre til middels store anrikninger sammenliknet med nivåene i uekspontert mose. Høyeste verdi ble funnet ved 1016 (5,15 mg/kg) og laveste ved 1021 (0,367 mg/kg). Observerte anrikninger av uekspontert mose for lantan er gitt i tabell 9.20. Utenfor industriparken er anrikningene små.

Tabell 9.20 Observerte anrikningsfaktorer for lantan i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	14	12	1	0

Den geografiske fordelingen til lantan i det prøvetatte området er vist i figur 9.19. Høyeste eksponerte område er rundt Fesil/Glencore. I tillegg er verdiene ved Celsas slaggbehandling og nord for skraphaugen høyere enn i moseprøvene fra de øvrige prøvepunktene.



Figur 9.19 Geografisk fordeling for lantan i «moss-bags» fra Mo i Rana

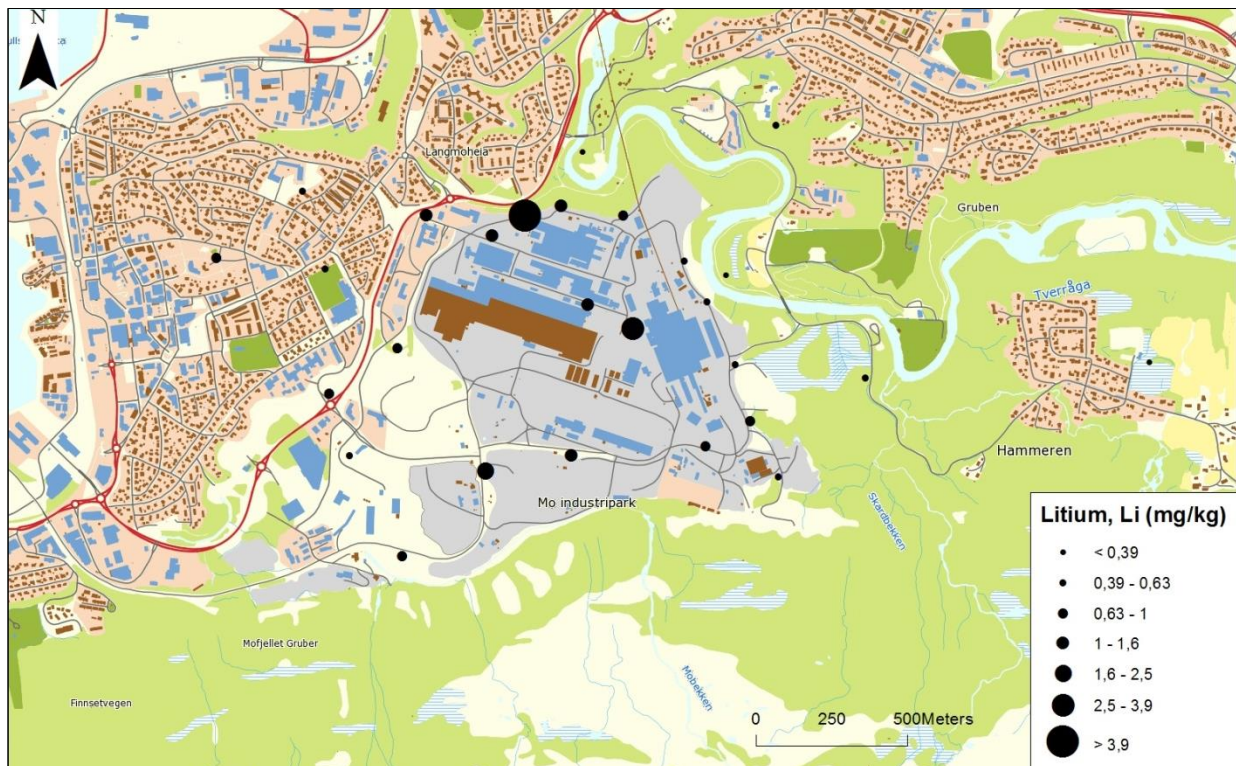
## 9.2.20 Litium (Li)

Alle prøvepunktene i Mo i Rana har høyere verdier for litium enn utgangsnivåene, men samtlige konsentrasjoner er beskjedne. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1006 (5,15 mg/kg) og laveste i punkt 1019 (0,35 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for litium relativ for uekspontert mose er gitt i tabell 9.21.

Tabell 9.21 Observerte anrikningsfaktorer for litium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	24	3	0	0

Den geografiske fordelingen av litium i Mo i Rana er vist i figur 9.20. Høyest nedfall av litium skjer ved slaggbehandlingen til Celsa, som sannsynligvis er hovedkilde i industriparken. Videre viser lokaliteten ved Fesil/Glencore og ved skraplageret også høyere nivåer enn de øvrige lokalitetene.



Figur 9.20 Geografisk fordeling for litium i «moss-bags» fra Mo i Rana

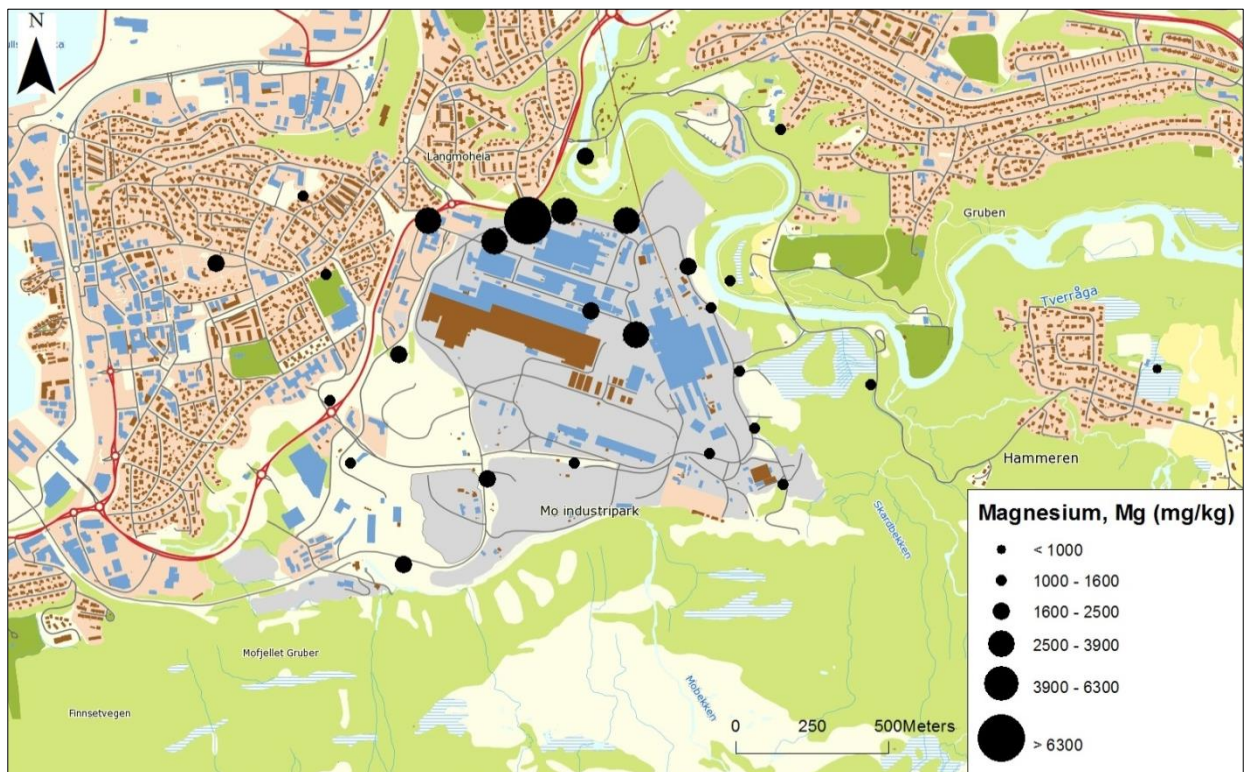
### 9.2.21 Magnesium (Mg)

Magnesiumkonsentrasjonene i moseprøvene fra Mo i Rana var høyere enn i uekspontert mose, men med stor variasjonsbredde. Nivåene er stort sett beskjedne, bortsett fra prøvepunkt 1006. Her ble konsentrasjonen målt til 11900 mg/kg, 25,5 ganger utgangsnivået. Laveste konsentrasjon ble funnet ved 1019 (813 mg/kg). Anrikningne av uekspontert mose er vist i tabell 9.22. Innholdet av magnesium er for øvrig naturlig høyt i mose.

**Tabell 9.22 Observerte anrikningsfaktorer for magnesium i forhold til uekspontert mose**

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	20	6	1	0

I figur 9.21 er den kvantitative fordelingen av magnesium fremstilt kartografisk. Største kilde til magnesiumutslipp er trolig Celsa. Nedfallet av magnesium er høyt nær utslippskilde(ne) og avtar raskt med avstanden fra denne. Ved Fesil/Glencore er konsentrasjonen av magnesium noe høyere enn prøvepunktene ellers. Det kan ikke utelukkes et mindre utslipp av magnesium fra en av eller begge disse bedriftene.



**Figur 9.21 Geografisk fordeling for magnesium i «moss-bags» fra Mo i Rana**

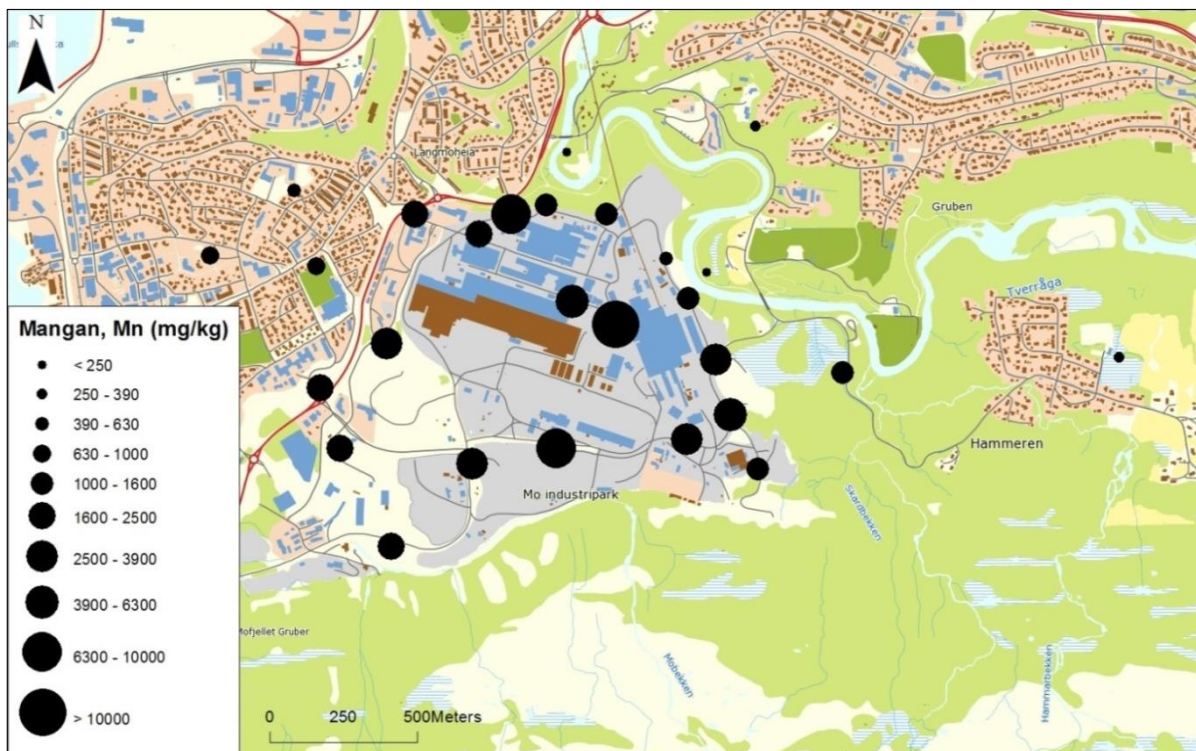
### 9.2.22 Mangan (Mn)

Alle prøvepunkter av mangan i området viser en betydelig økning sammenlignet med utgangsnivåene. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1016 og laveste i punkt 1023. Det er stor variasjon i konsentrasjonsområdet (217,1-12990 mg/kg). Lokalitetene 1006, 1016 og 1018 viser alle en økning relativ til ueksponert mose med faktorer på over 200, hvor 1016 har en klart høyere konsentrasjon enn de øvrige lokalitetene. Mangan har den tredje høyeste analyserte konsentrasjonen i denne undersøkelsen. Fordeling av observerte anrikninger av ueksponert mose er gitt i tabell 9.23. Høyeste anrikning svarer til 388 ganger utgangsnivået. Innholdet av mangan i ueksponert mose er naturlig høyt (33,42 mg/kg).

Tabell 9.23 Observerte anrikningsfaktorer for mangan i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	0	7	13	7

Den geografiske fordelingen av mangan i det prøvetatte området er vist i figur 9.22. Fordelingen viser at det klart er flere bidrag til manganutslipp i Mo Industripark. Høyest eksponert er området omkring Fesil/Glencore. Det er rimelig å anta at Glencore, med sin produksjon av silikomangan, er største utslippskilde. Høyt nivå nord for skraplageret er sannsynligvis en følge av utslippet fra Glencore (og evt andre bedrifter). Høy konsentrasjon av mangan ble også funnet i moseprøven ved Celsas slaggbehandling.



Figur 9.22 Geografisk fordeling for mangan i «moss-bags» fra Mo i Rana

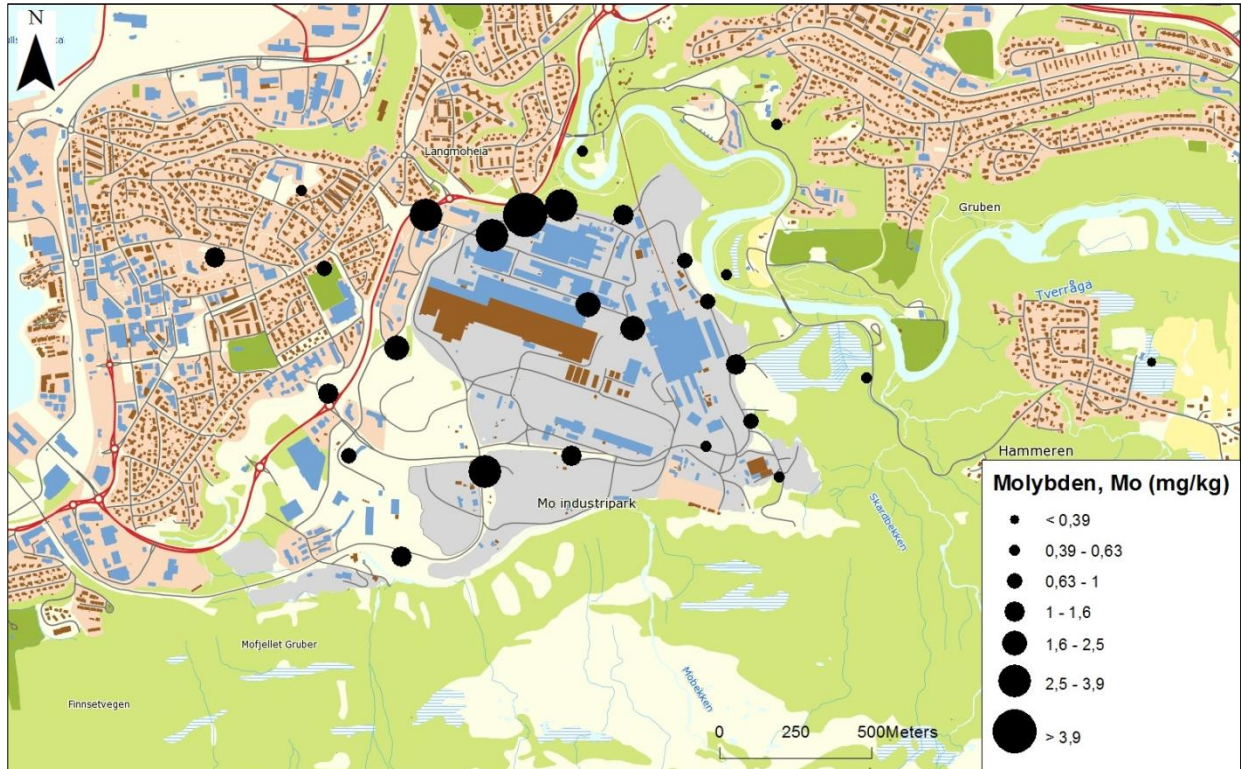
### 9.2.23 Molybden (Mo)

Verdiene av molybden ved alle prøvepunkt viser en tydelig økning sammenlignet med utgangsnivåene. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1006 (15,1579 mg/kg) og laveste i punkt 1019 (0,18 mg/kg). Konsentrasjonene i det prøvetatte området varierer en del. Nivået i punkt 1006 er klart høyere enn de andre lokalitetene og overskrider utgangsnivået med en faktor på 173,9. Fordelingen av observert ratio for molybden relativ for uekspontert mose er gitt i tabell 9.24. Utgangsnivået av molybden var lavt (0,087 mg/kg).

Tabell 9.24 Observerte anrikningsfaktorer for molybden i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	1	19	6	1

Den geografiske fordelingen av molybden i det prøvetatte området er vist i figur 9.23. Ut fra kartet kan det se ut som om Celsa har størst utslipp av molybden. Konsentrasjonen ved slaggbehandlingen er mye høyere enn lokalitetene som ligger tett ved. Ellers er konsentrasjonene ved skraplageret, nedenfor slagghaugene og ved Fesil/Glencore høyere enn på prøvepunktene ellers i området. Lokalitetene lengst unna MIP har generelt de laveste verdiene.



Figur 9.23 Geografisk fordeling for molybden i «moss-bags» fra Mo i Rana



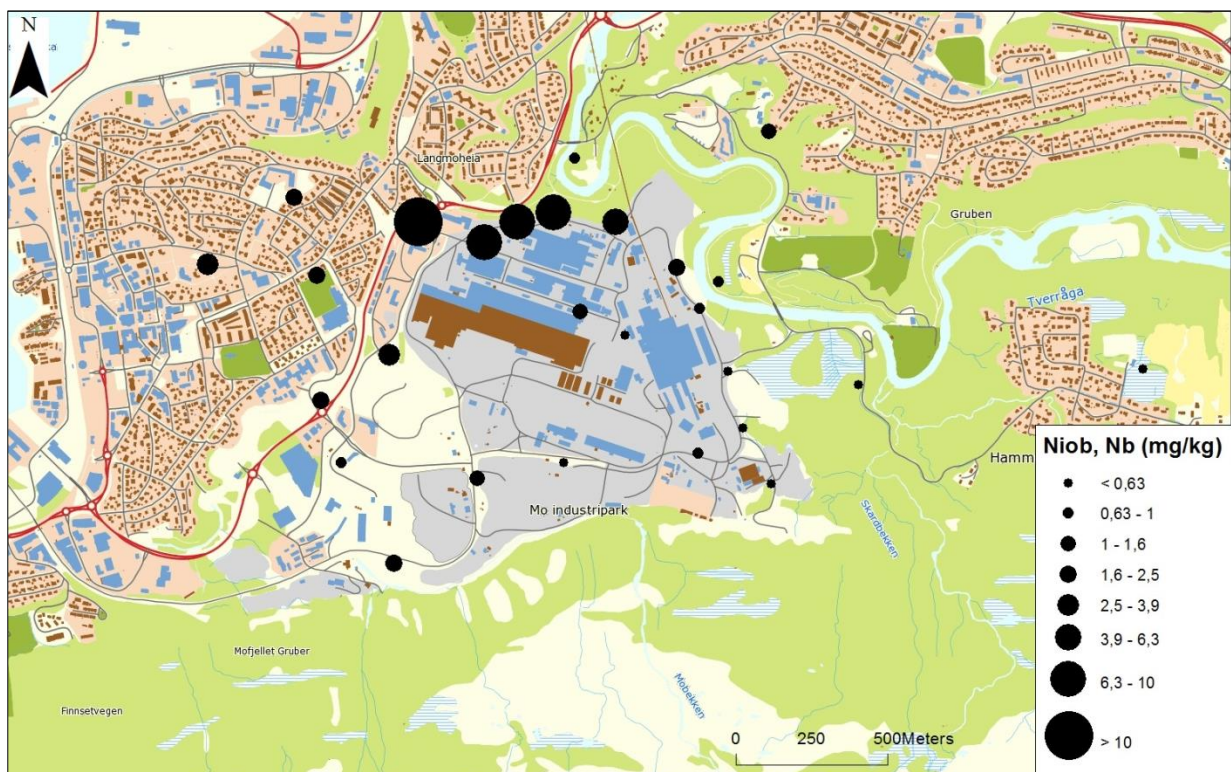
### 9.2.24 Niob (Nb)

Det ble funnet en betydelig økning av niob i nesten alle prøvepunkt, sammenliknet med nivåene i uekspontert mose. Aller høyeste verdi ble funnet i punkt 1027 (11 mg/kg), mens punkt 1006, 1007 og 1012 også er høyere enn de resterende lokalitetene. Alle disse har en anrikning av niob relativ til utgangsnivåene på tett under eller over 100. Nivået av niob var lavest i 1019 (0,2378 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for niob relativ for uekspontert mose er gitt i tabell 9.25. Konsentrasjonen av niob i forbehandlet mose var lav (0,092 mg/kg).

Tabell 9.25 Observerte anrikningsfaktorer for niob i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	6	10	9	2

Den kvantitative fordelingen av niob i det prøvetatte området er vist i figur 9.24. Observert fordeling viser at Celsa høyst sannsynlig er den største, om ikke eneste, bidrag til utslipp av niob i Mo Industripark. Høyeste konsentrasjon er målt rett utenfor industriparken. Dette er på en parkeringsplass ved E6 i vindretning fra Celsa. Øvrige prøvepunkt nærliggende E6 og andre veier viser til mye lavere nivåer.



Figur 9.24 Geografisk fordeling for niob i «moss-bags» fra Mo i Rana

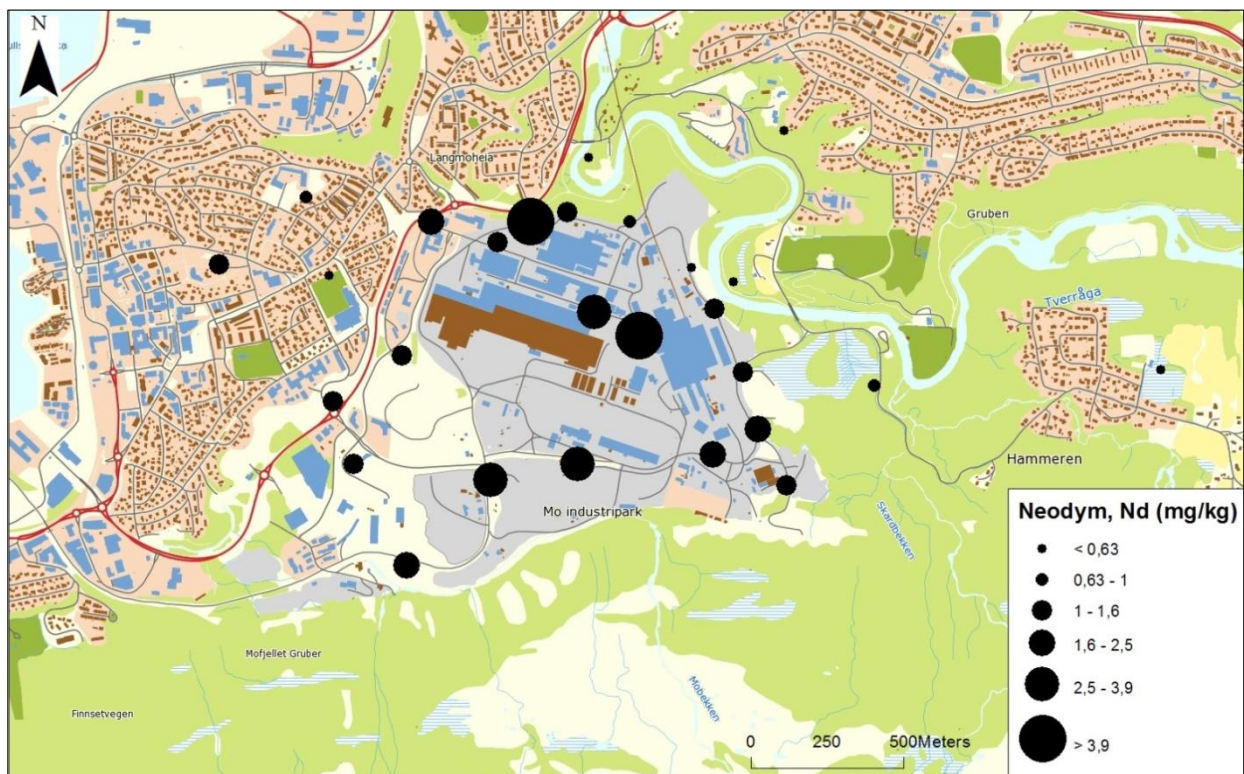
### 9.2.25 Neodym (Nd)

Konsentrasjonene for neodym i moseprøvene viste små til middels store anrikninger sammenliknet med nivået i ueksponert mose. Fordelingen av de observerte anrikningne er gitt i tabell 9.26. Høyeste konsentrasjon ble funnet på prøvepunkt 1016 (5,31 mg/kg) og laveste på 1021 (0,439 mg/kg). Alle lokaliteter, unntatt 1006, 1016 og 1018, har en anrikning mindre enn 10 ganger nivået av neodym i ueksponert mose.

**Tabell 9.26 Observerte anrikningsfaktorer for neodym i forhold til ueksponert mose**

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	16	11	0	0

Den geografiske utbredelsen av neodym i det prøvetatte området er vist i figur 9.25. Fordelingen antyder at det er flere kilder til neodymutslipp inne i industriparken. Høyt eksponerte områder er ved Celsa, Fesil/Glencore og rundt skraplageret. Sistnevnte lokalitet har noe lavere verdier og kan være nedfall transportert fra nærliggende utslipp. Spredningen ser ut til å være størst i retning sørover inn mot Mofjellet.



**Figur 9.25 Geografisk fordeling for neodym i «moss-bags» fra Mo i Rana**

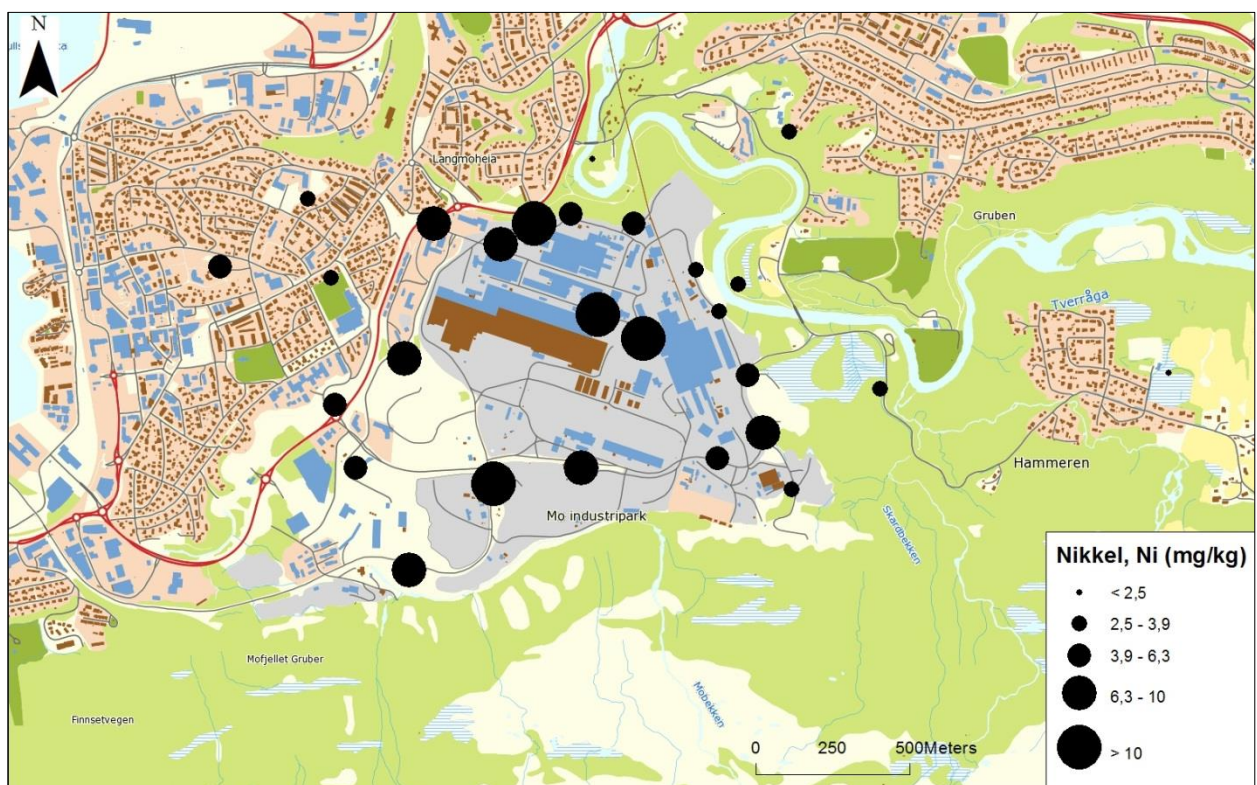
### 9.2.26 Nikkel (Ni)

Konsentrasjonene for nikkel i Mo i Rana har en liten til moderat økning i forhold til den ueksponerte mosen. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1003 (18,1 mg/kg) og laveste i 1023 (2,03 mg/kg). Det er kun lokalitet 1003 som viser til en anrikning over 10 ganger nivået av nikkel ueksponert mose. Fordelingen av observert ratio for nikkel relativ til utgangsnivået er gitt i tabell 9.27.

Tabell 9.27 Observerte anrikningsfaktorer for nikkel i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	23	4	0	0

Den geografiske fordelingen av nikkel i det prøvetatte området er vist i figur 9.26. Den romlige utbredelsen viser at det høyst sannsynlig er flere kilder til nikkel i det aktuelle området. Høyest er nivået ved skraplageret, fulgt av lokaliteter ved Fesil/Glencore og Celsa. Rundt Celsa og Fesil/Glencore er konsentrasjonsnivået omtrent likt.



Figur 9.26 Geografisk fordeling for nikkel i «moss-bags» fra Mo i Rana

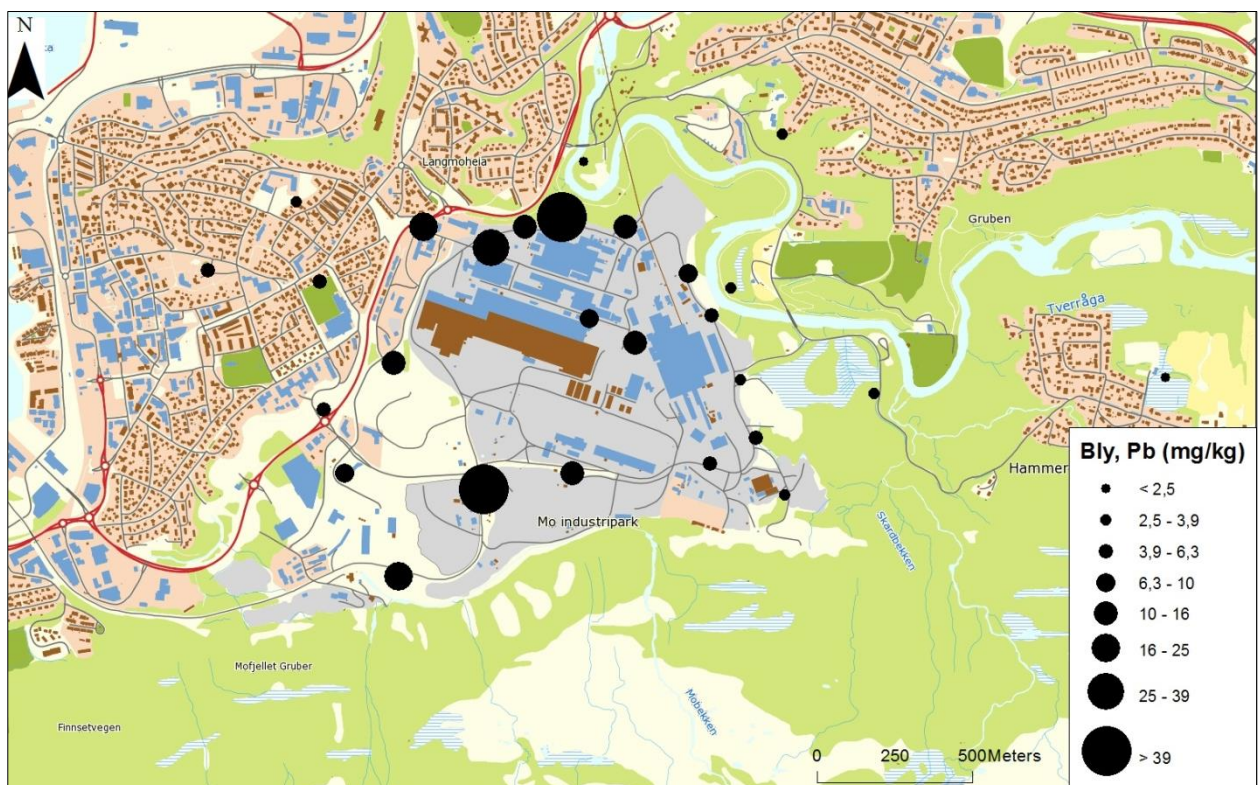
### 9.2.27 Bly (Pb)

Nivåene av bly viser for mange prøvepunkt en betydelig økning relativt til ueksponert mose. Høyeste verdi ble funnet i punkt 1003 (55,6 mg/kg). Nivået her ligger godt over de andre lokalitetene i undersøkelsen med en anrikning på 211 ganger utgangsnivået. Laveste konsentrasjon ble funnet i punkt 1019 (0,914 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for bly relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.28.

Tabell 9.28 Observerte anrikningsfaktorer for bly i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	2	11	11	3

Den geografiske utbredelsen av bly i det prøvetatte området er vist i figur 9.27. Tyngst eksponerte områder er ved skraplageret og ved Celsa. Konsentrasjonen av bly ser ut til å falle raskt med distansen fra utslippskildene.



Figur 9.27 Geografisk fordeling for bly i «moss-bags» fra Mo i Rana

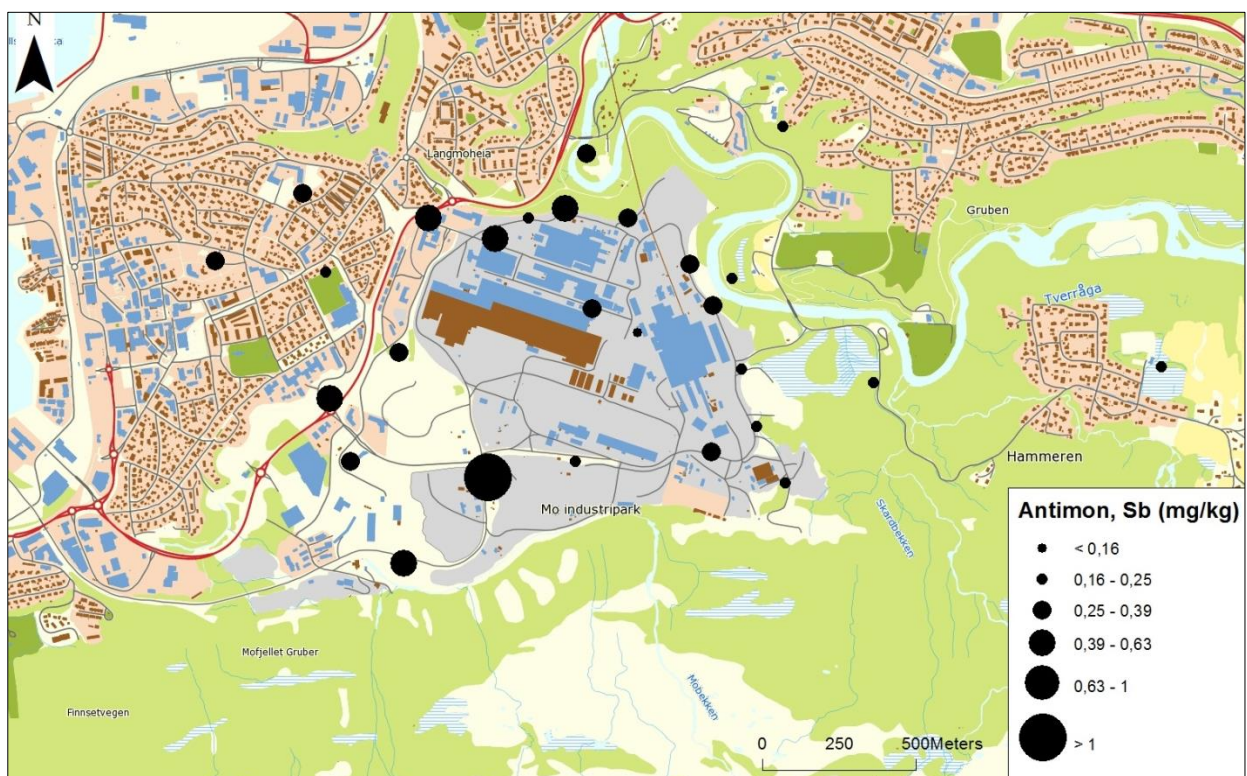
### 9.2.28 Antimon (Sb)

Nivåene av antimon viser en liten økning relativt til ueksponert mose. Høyeste konsentrasjon ble funnet i punkt 1003 (1,20 mg/kg) og laveste i punkt 1016 (0,124 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for antimon relativ for ueksponert mose er gitt i tabell 9.29.

Tabell 9.29 Observerte anrikningsfaktorer for antimon i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	26	1	0	0

Den geografiske fordelingen av antimon i det prøvetatte området er vist i figur 9.28. Størst er nedfallet ved skraplageret. Ellers er verdiene for antimon relativt høye i nærheten av E6, tungtransportveien i MIP ned mot havneområdet (punkt 1001), samt ved Celsa (ikke ved slaggbehandling). Laveste verdi ble funnet inne i industriområdet ved Fesil/Glencore, med lik konsentrasjon av antimon som i ueksponert mose.



Figur 9.28 Geografisk fordeling for antimon i «moss-bags» fra Mo i Rana

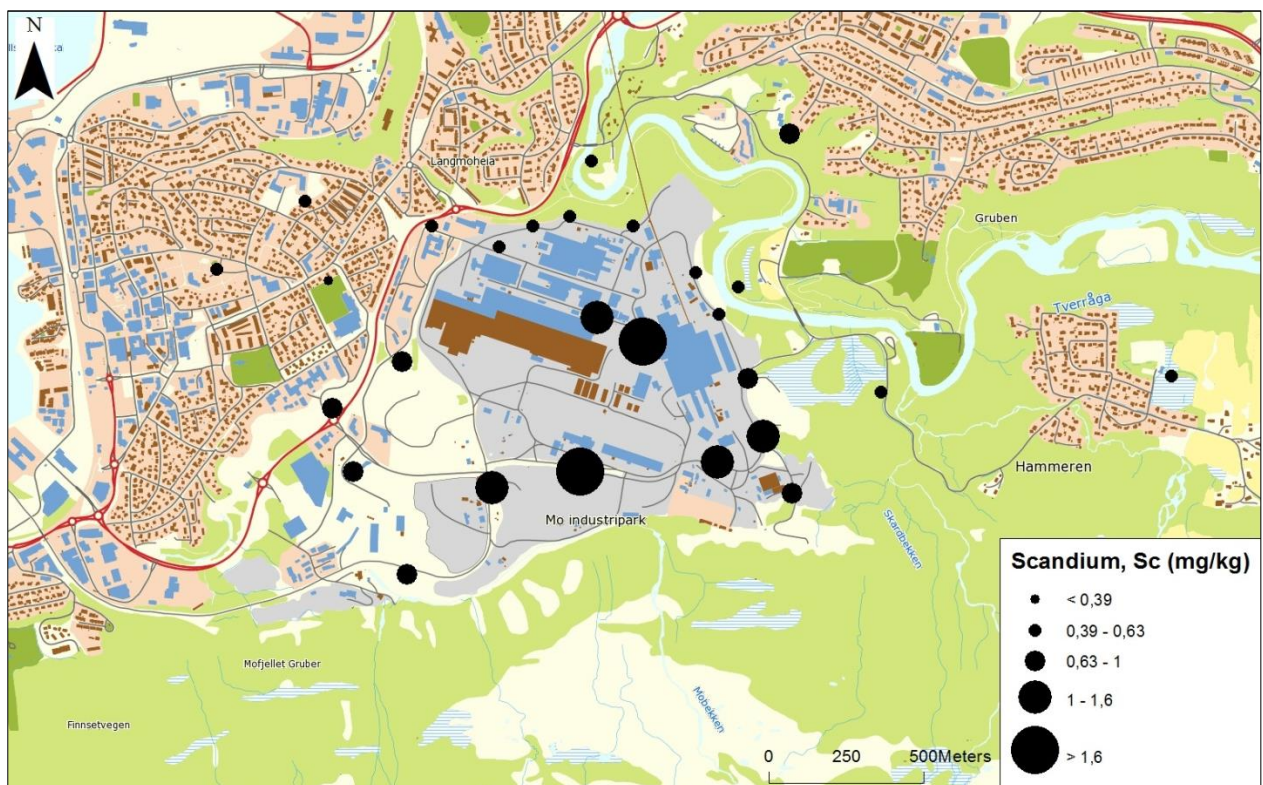
### 9.2.29 Scandium (Sc)

Konsentrasjonene for scandium i det prøvetatte området er omtrent lik eller noe forhøyet sammenliknet med utgangsnivået. Høyeste observerte konsentrasjon ble funnet ved 1016 (2,33 mg/kg) og laveste ved 1030 (0,362 mg/kg). Konsentrasjonen ved 1030 er noe lavere enn nivået for scandium i uekspontert mose. Fordelingen av observerte anrikninger av utgangsnivået er gitt i tabell 9.30.

Tabell 9.30 Observerte anrikningsfaktorer for scandium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	26	1	0	0

Den kvantitative utbredelsen av scandium for det aktuelle området er fremstilt i figur 9.29. Her er det den sørlige delen av industriparken som har størst nedfall. Største bidrag til utslipp av scandium ser ut å komme fra Fesil og/eller Glencore. Nivåene er riktignok beskjedne.



Figur 9.29 Geografisk fordeling for scandium i «moss-bags» fra Mo i Rana

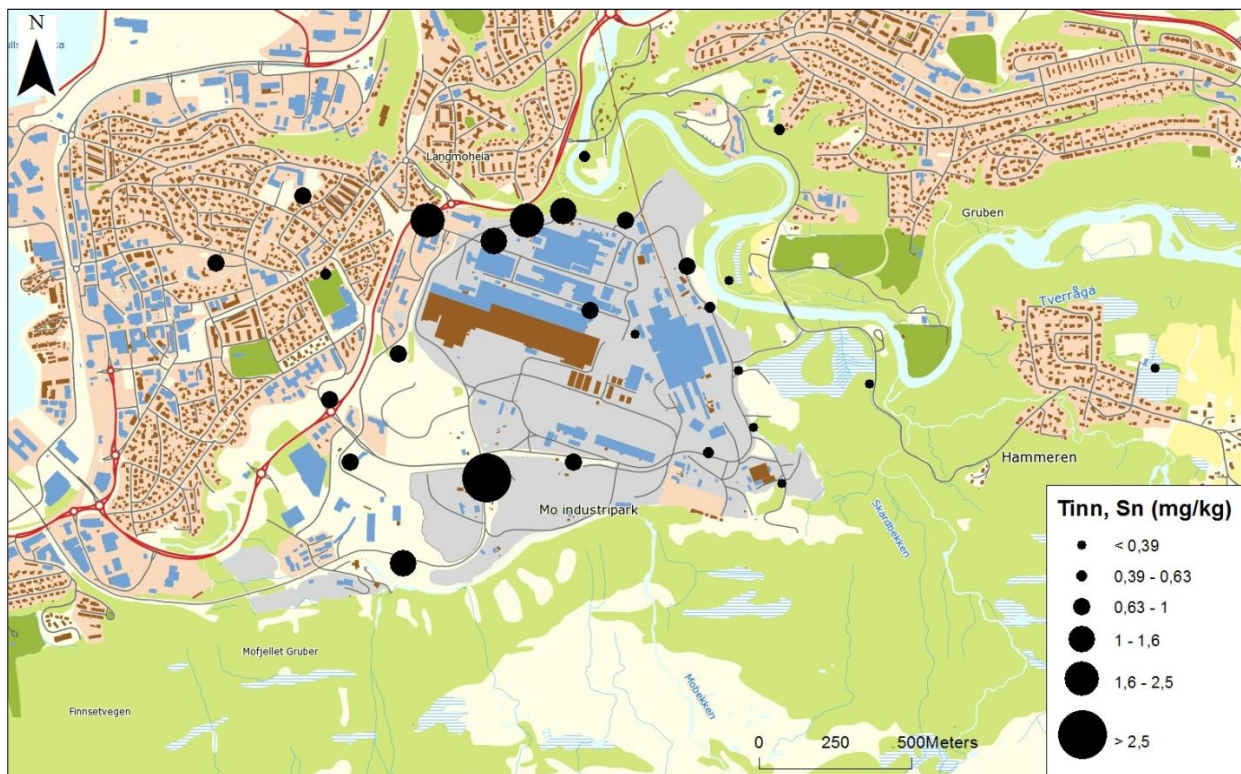
### 9.2.30 Tinn (Sn)

Ved samtlige prøvepunkt i undersøkelsen var konsentrasjonene for tinn høyere i moseprøvene enn i uekspontert mose. Høyeste nivå ble observert ved 1003 (3,95 mg/kg) med en anrikning lik 25,8 ganger utgangsnivå. Anrikning av tinn sammenliknet med uekspontert mose er gitt i tabell 9.31. Laveste nivå ble funnet ved 1019 (0,198 mg/kg).

Tabell 9.31 Observerte anrikningsfaktorer for tinn i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	13	13	1	0

I figur 9.30 er den geografiske utbredelsen av tinn i Mo i Rana vist. Skraplageret og lokalitetene ved Celsa er de tyngst eksponerte. Fesil/Glencore ser ikke ut til å bidra noe til utslipp av tinn. Den vestlige delen av det prøvetatte området har minst tinnedfall.



Figur 9.30 Geografisk fordeling for tinn i «moss-bags» fra Mo i Rana

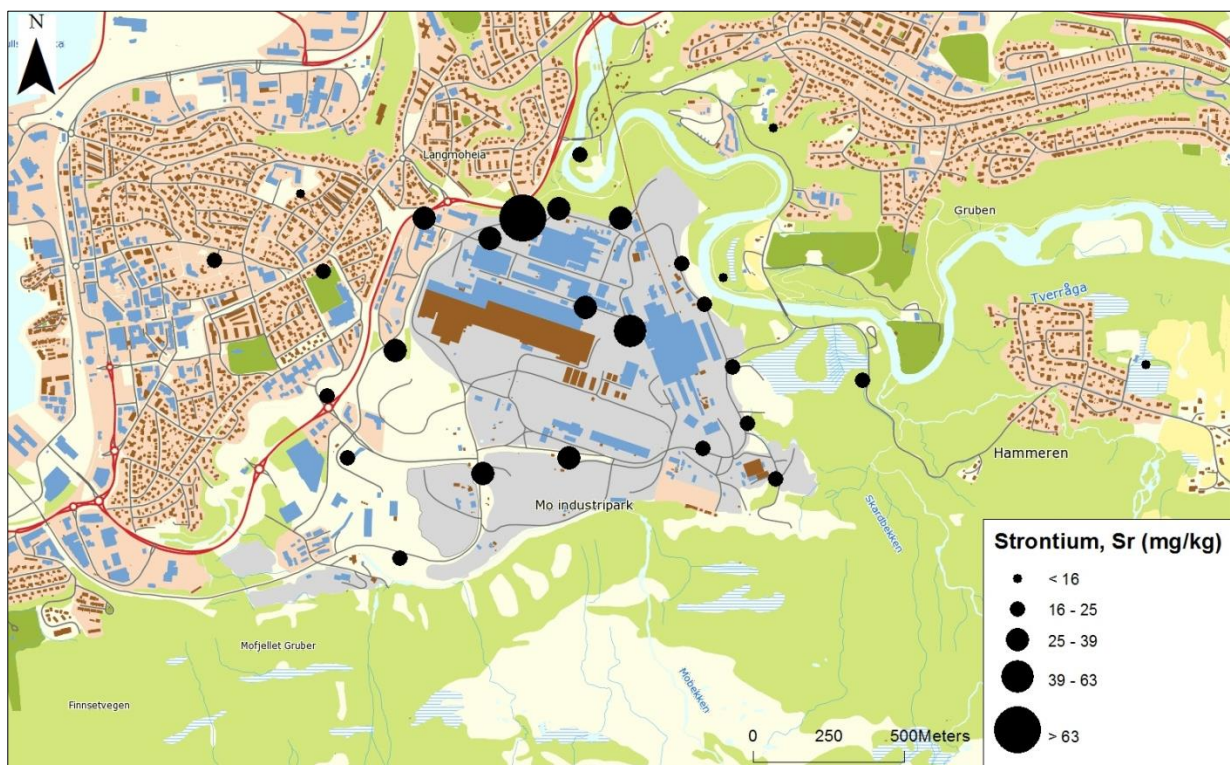
### 9.2.31 Strontium (Sr)

Samtlige moseprøver fra Mo i Rana har høyere konsentrasjon av strontium enn i uekspontert mose. Observerte anrikninger av utgangsnivået er oppgitt i tabell 9.32. Høyest eksponerte lokalitet er 1006 med 104,1 mg/kg. Konsentrasjonene ellers er på et mye lavere nivå. Laveste konsentrasjon ble funnet ved 1019 (9,83 mg/kg). Strontiumnivået i uekspontert mose er naturlig høyt (7,36 mg/kg).

Tabell 9.32 Observerte anrikningsfaktorer for strontium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	24	3	0	0

Strontiums utbredelse er fremstilt kartografisk i figur 9.31. Nedfallet er klart størst ved Celsa, men konsentrasjonen ved Fesil/Glencore er i tillegg noe høyere enn de øvrige. Slaggbehandlingen ved Celsa, eller utslipp i nærheten av slaggbehandlingen, ser ut til å være viktigste kilde til utslipp av strontium.



Figur 9.31 Geografisk fordeling for strontium i «moss-bags» fra Mo i Rana



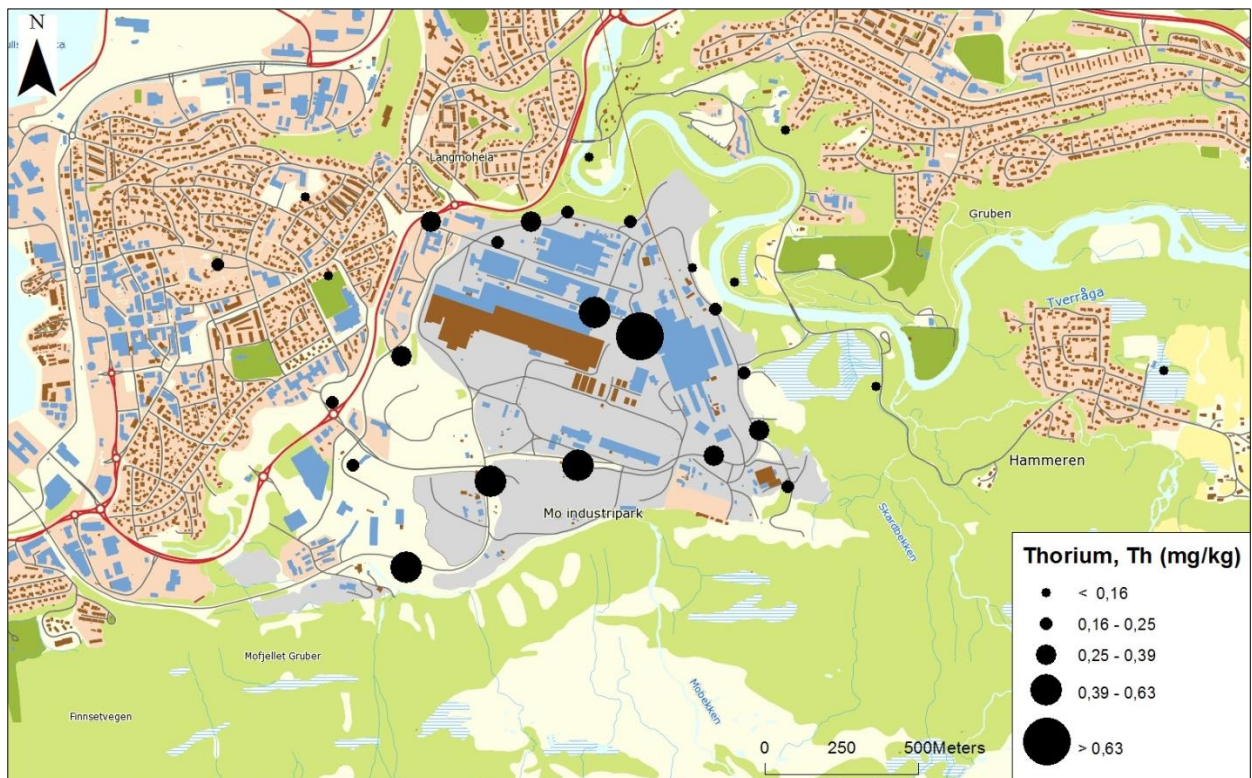
### 9.2.32 Thorium (Th)

Konsentrasjonene for thorium i det prøvetatte området er litt eller middels forhøyet sammenliknet med nivået i de ueksponerte moseprøvene. Maksimumsverdien ble funnet ved punkt 1016 (0,930 mg/kg) og var lik 12,1 ganger utgangsnivået. Laveste konsentrasjon ble målt ved 1021 (0,0801 mg/kg). Den totale fordelingen av observerte anrikninger av ueksponert mose for thorium er vist i tabell 9.33. Innholdet av thorium i forbehandlet mose er lavt (0,0770 mg/kg).

Tabell 9.33 Observerte anrikningsfaktorer for thorium i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	22	5	0	0

Den geografiske utbredelsen for thorium i Mo i Rana er gitt i figur 9.32. Tyngst eksponerte område er ved Fesil/Glencore. En eller begge av disse bedriftene er mest sannsynlig største kilde til utslipp av thorium i Mo Industripark. Lokalitetene ved skraplageret og tungtransportveien ned mot havna har også høyere verdier enn øvrige prøvepunkt.



Figur 9.32 Geografisk fordeling for thorium i «moss-bags» fra Mo i Rana

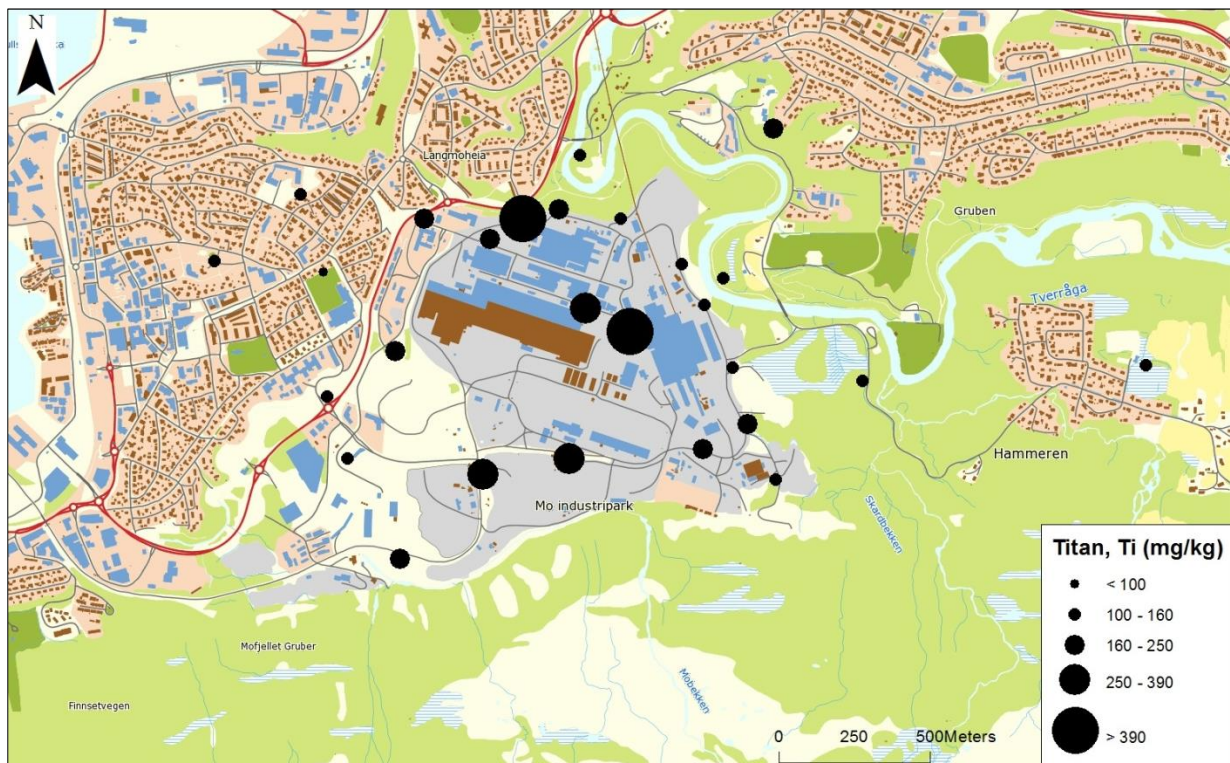
### 9.2.33 Titan (Ti)

Konsentrasjonene for titan i det prøvetatte området viste ingen ekstreme økninger sett i sammenheng med ueksponert mose. Av alle prøvepunktene var det 44% av disse som hadde anrikninger større enn to ganger utgangsnivå. Fordelingen av observert anriking er gitt i tabell 9.34. Høyeste og laveste konsentrasjon ble funnet ved henholdsvis 1006 (581 mg/kg) og 1030 (94,9 mg/kg). Utgangsnivået for titan er naturlig høyt (85,9 mg/kg).

Tabell 9.34 Observerte anrikningsfaktorer for titan i forhold til ueksponert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	25	2	0	0

Titans konsentrasjonsfordeling i moseprøver fra Mo i Rana er vist i figur 9.33. Utbredelsen viser konsentrerte områder rundt Celsa og Fesil/Glencore og en avtakende trend i omkrets av disse. Konsentrasjonene ved disse bedriftene er omtrent på samme nivå. Omkring Celsa er verdiene høyest ved slaggbehandlingen. Om nedfallet rundt Fesil og Glencore har opphav fra den ene, andre eller begge bedriftene er vanskelig å si noe om.



Figur 9.33 Geografisk fordeling for titan i «moss-bags» fra Mo i Rana

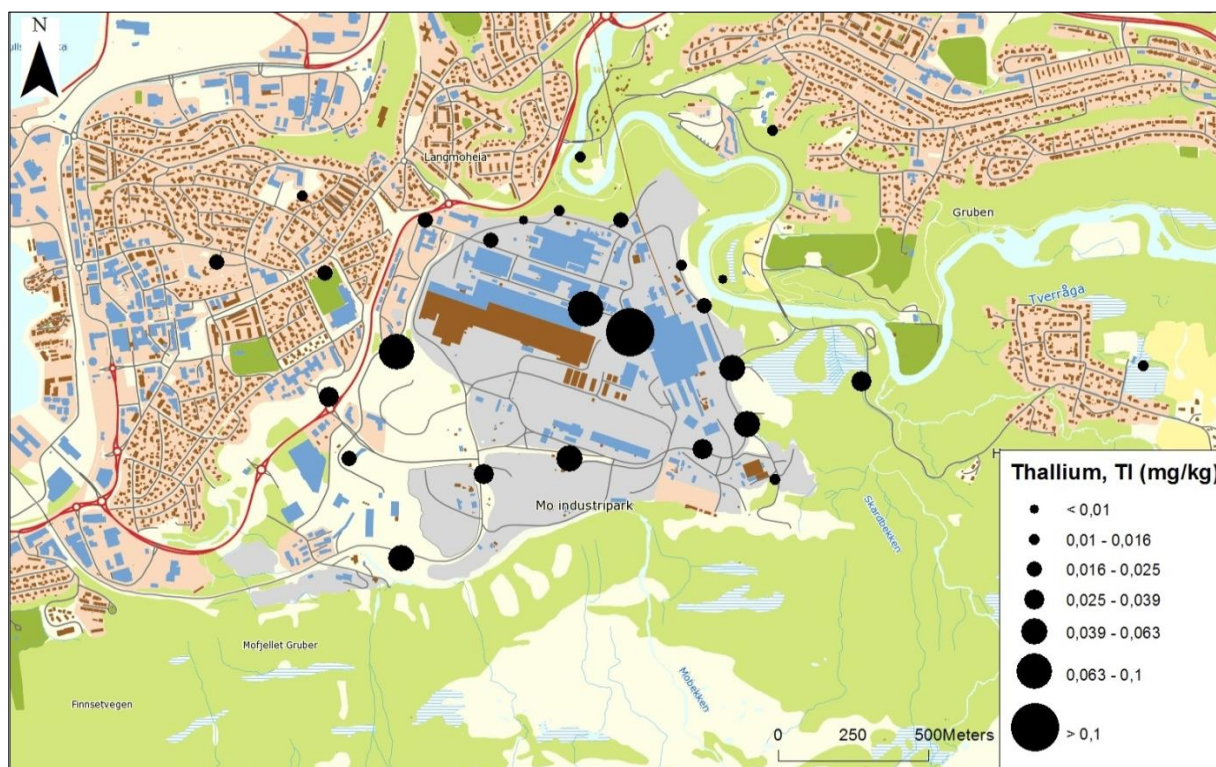
### 9.2.34 Thallium (Tl)

Prøveresultatene for thallium viste omtrent lik eller noe forhøyede konsentrasjoner sammenliknet med nivået i uekspontert mose. Høyest målte konsentrasjon var fra moseprøven ved 1016 (0,12 mg/kg). Det er kun gull som har lavere maksimumsverdi enn thallium i denne undersøkelsen. Laveste nivå av thallium ble funnet ved 1006 (0,0069 mg/kg). Denne lokaliteten viste ingen anrikning sammenliknet med uekspontert mose. Fordelingen av anrikning for thallium relativ til utgangsnivåene er gitt i tabell 9.35.

Tabell 9.35 Observerte anrikningsfaktorer for thallium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	20	7	0	0

Den geografiske fordelingen av thallium er vist i figur 9.34. De sørlige delene av det prøvetatte området har større nedfall enn de nord for Fesil/Glencore. Fesil og/eller Glencore ser ut til å ha største bidrag til thalliumutslipp i industriparken. Punktet nedenfor slagghaugene (1005) er også relativt høyt.



Figur 9.34 Geografisk fordeling for thallium i «moss-bags» fra Mo i Rana

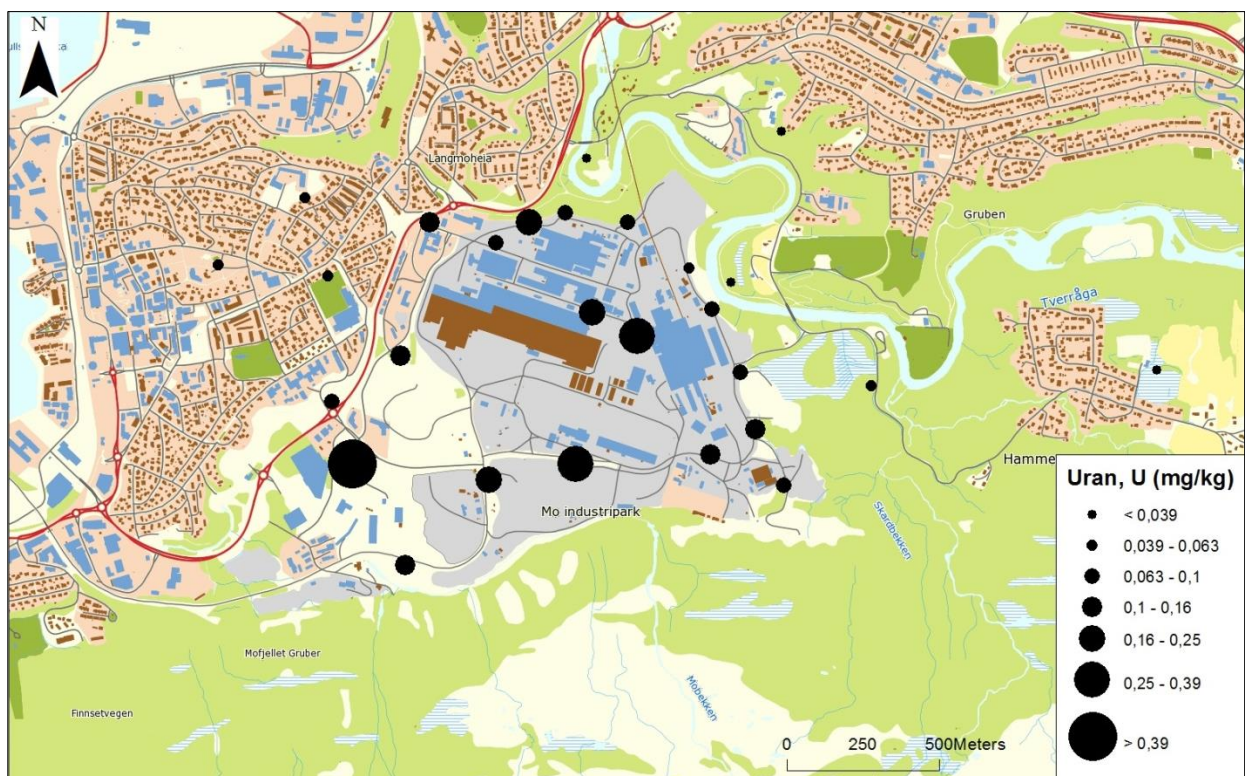
### 9.2.35 Uran (U)

Samtlige prøvepunkter har forhøyede verdier av uran sammenliknet med den ueksponte mosen. Den geografiske fordelingen (se figur 9.35) skiller seg fra de andre grunnstoffene i oppgaven. Maksimumskonsentrasjonen ble funnet ved prøvepunkt 1025 (0,444 mg/kg) og minimumskonsentrasjonen ved 1021 (0,0340 mg/kg). Fordelingen av observert anrikning av uekspontert mose for uran er oppgitt i tabell 9.36. Utgangsnivåene for uran er lave (0,0214 mg/kg).

Tabell 9.36 Observerte anrikningsfaktorer for uran i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	16	10	1	0

Høyeste registrerte urankonsentrasjon ligger utenfor porten til Mo Industripark. Ut fra fordelingen ser det ut til å finnes kilder til nedfall av uran også inne i industriparken. Her er nivåene høyest ved Fesil/Glencore.



Figur 9.35 Geografisk fordeling for uran i «moss-bags» fra Mo i Rana

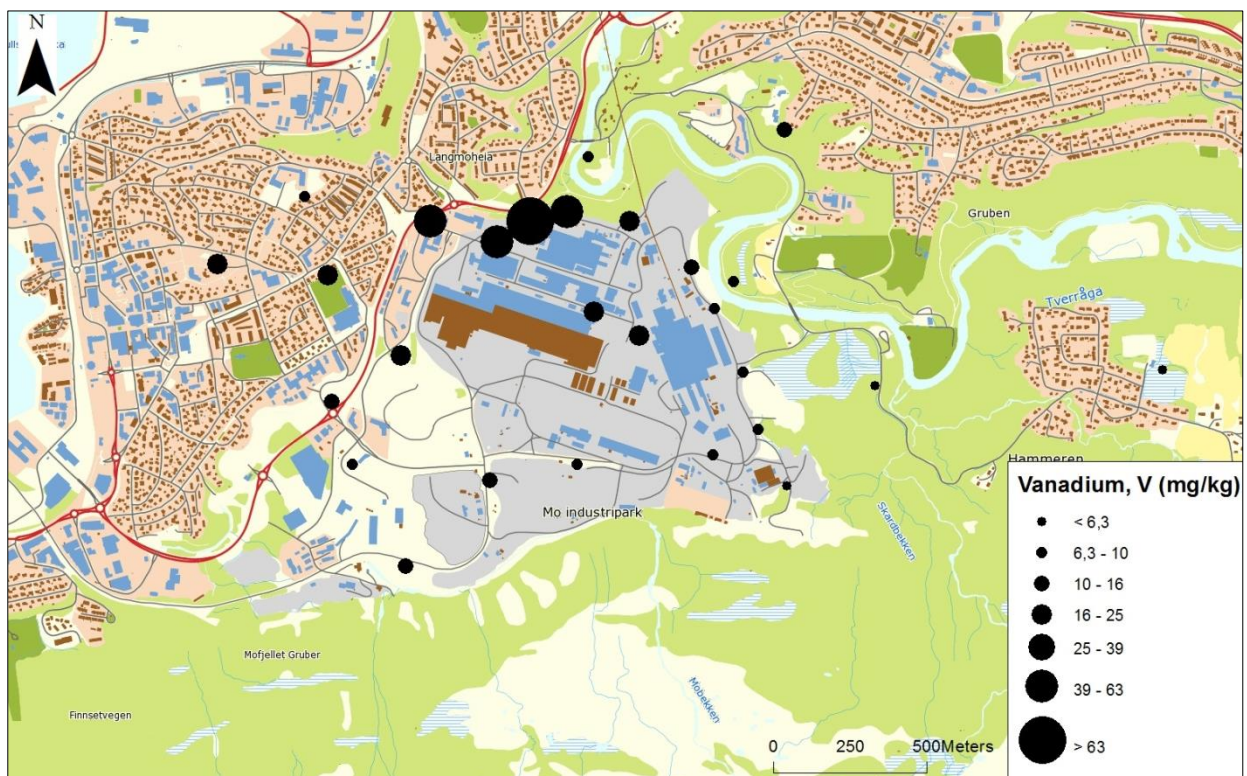
### 9.2.36 Vanadium (V)

Et av områdene i undersøkelsen viser en høy økning av vanadium relativt til uekspontert mose. Maksimumskonsentrasjonen, ved 1006, ble målt til 317 mg/kg og svarer til en konsentrasjon 91,4 ganger utgangsnivået for vanadium. De øvrige lokalitetene viser langt mer beskjedne nivåer. Laveste verdi ble funnet i punkt 1020 (4,90 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for vanadium relativ for uekspontert mose er gitt i tabell 9.37. Konsentrasjonsnivået av vanadium i forbehandlet mose er relativt høyt (3,47 mg/kg).

Tabell 9.37 Observerte anrikningsfaktorer for vanadium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	20	6	1	0

Den geografiske fordelingen av vanadium i det prøvetatte området er vist i figur 9.36. Området som viser til en betydelig anriking sammenliknet med utgangsnivåene er ved Celsas slaggbehandling. Herfra og til de nærliggende lokalitetene avtar konsentrasjonsnivået raskt, og videre jevnt med økende avstand fra Celsa. Med dette er det rimelig å anta at Celsa er hovedkilden til vanadium i Mo Industripark.



Figur 9.36 Geografisk fordeling for vanadium i «moss-bags» fra Mo i Rana

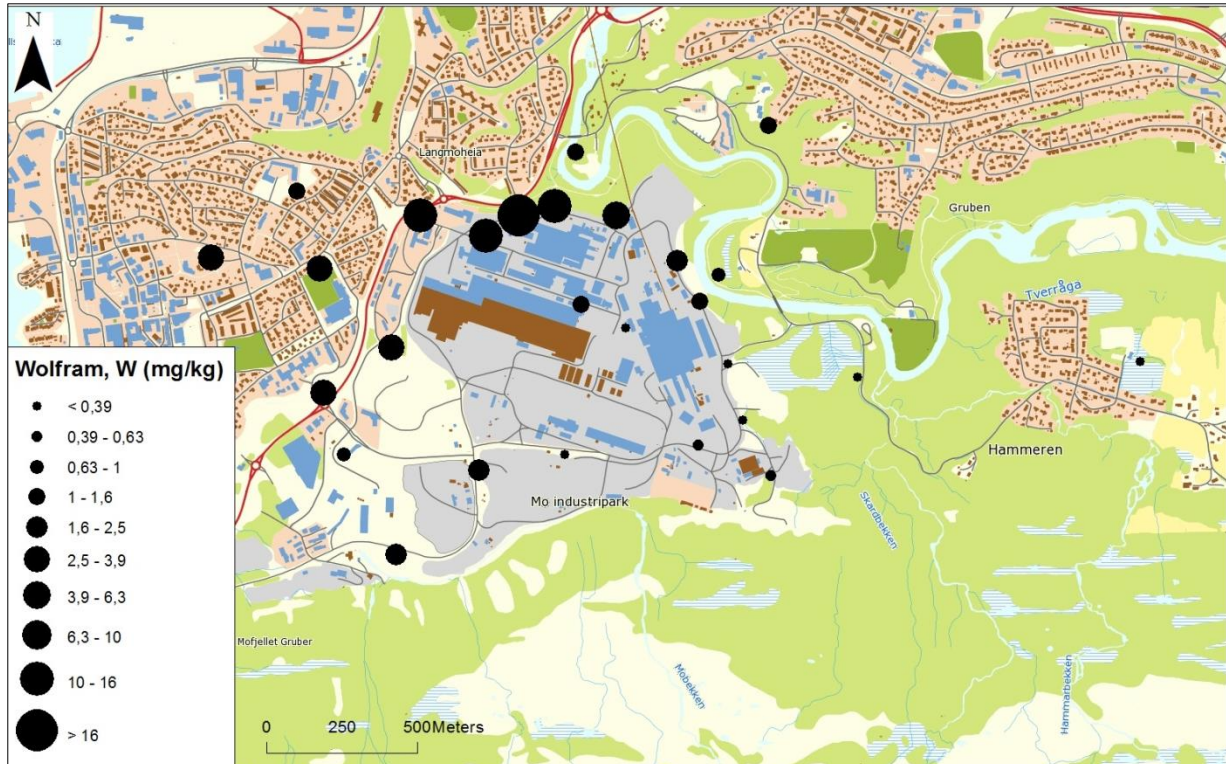
### 9.2.37 Wolfram (W)

Wolfram er grunnstoffet som viser til høyeste økning relativ til uekspionert mose i denne undersøkelsen. Ved 55,6 % av prøvepunktene ble det funnet konsentrasjoner over 20 ganger utgangsnivået for wolfram. Høyeste konsentrasjon ble funnet i punkt 1006 (29,1 mg/kg) som ligger 466 ganger over utgangsnivåene. Laveste verdi ble funnet i punkt 1019 (0,150 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for wolfram relativ for uekspionert mose er gitt i tabell 9.38. Innholdet av wolfram i forbehandlet mose er lavt (0,062 mg/kg).

Tabell 9.38 Observerte anrikningsfaktorer for wolfram i forhold til uekspionert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	5	7	11	4

Den kvantitative fordelingen av wolfram i Mo i Rana er vist i figur 9.37. Området med størst nedfall er ved Celsa, og aller størst er nivået ved slaggbehandlingen. Prøvepunktene sørøst i det prøvetatte området er minst eksponert og Celsa er sannsynligvis hovedkilde til utslipp av wolfram. Om det er andre, mindre kilder, til wolfram er vanskelig å si, men nivået av wolfram er jevnt over høyt sammenliknet med uekspionert mose.



Figur 9.37 Geografisk fordeling for wolfram i «moss-bags» fra Mo i Rana

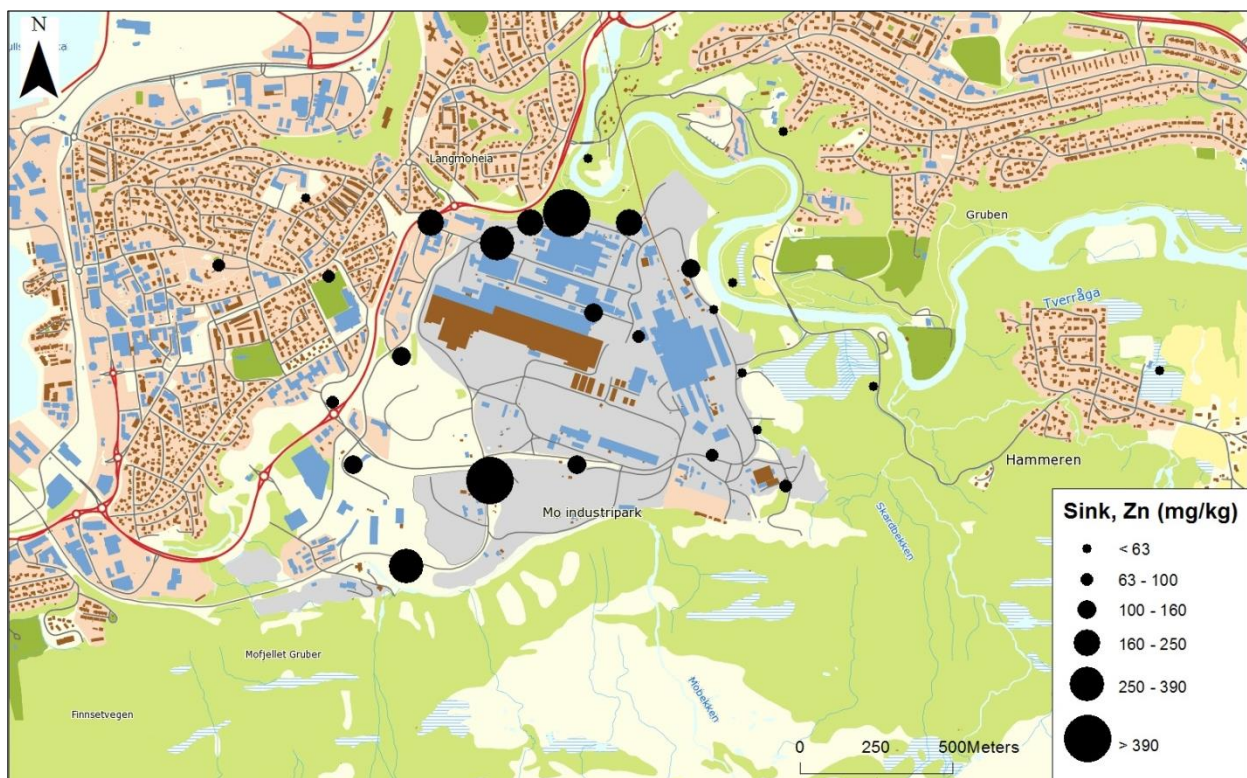
### 9.2.38 Sink (Zn)

Nivåene av sink viser en høy økning relativ til uekspontert mose. Høyeste konsentrasjon ble funnet i punkt 1003 (852 mg/kg) hvor konsentrasjonen ligger 167 ganger over utgangsnivå for sink. Selv laveste verdi viste en anrikning lik 8,2 ganger utgangsnivået. Denne ble funnet i punkt 1019 (42,0 mg/kg). Fordelingen av observert ratio for sink relativ for uekspontert mose er gitt i tabell 9.39. Sinknivået er naturlig høyt i forbehandlet mose (5,09 mg/kg).

Tabell 9.39 Observerte anrikningsfaktorer for sink i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	0	15	10	2

Den geografiske fordelingen av sink i det prøvetatte området er vist i figur 9.38. Fordelingen viser to områder med særlig høye sinkkonsentrasjoner. Dette er ved skraplageret og bak Celsa. Nivået er høyest ved skraplageret, noe som kan tyde på at det finnes en kilde til sink her. Nivåene rundt Fesil/Glencore, nord for skraplageret, nedenfor slagghaugen og ved porten til MIP er også høyere enn de resterende prøvepunktene. Bidrag til nedfall av sink fra disse områdene kan heller ikke utelukkes.



Figur 9.38 Geografisk fordeling for sink i «moss-bags» fra Mo i Rana

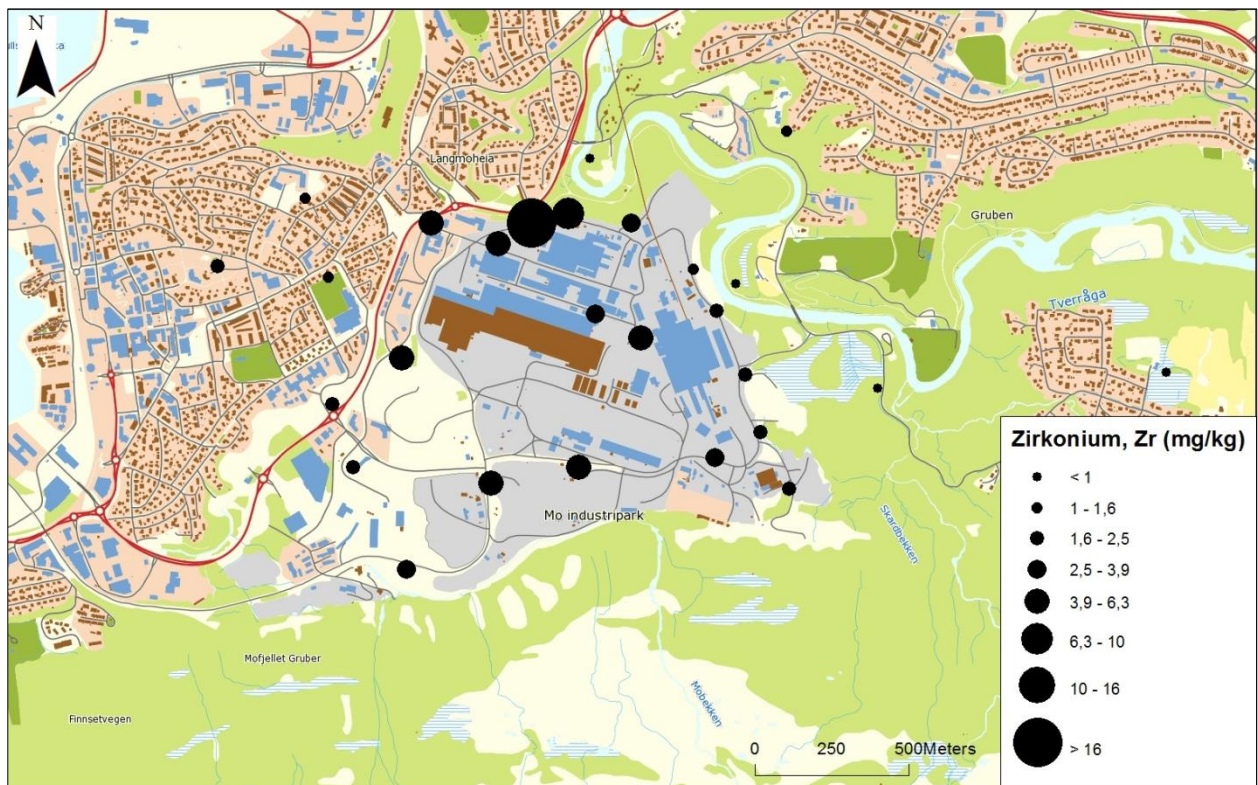
### 9.2.39 Zirkonium (Zr)

Konsentrasjonene av zirkonium er høyere enn utgangskonsentrasjonen ved alle prøvepunktene. Det ble funnet et betydelig høyere nivå i punkt 1006 (30,6 mg/kg) enn de resterende lokalitetene. Her var anrikningen 108 ganger utgangsnivået av zirkonium. Fordelingen av observert ratio for zirkonium relativ for uekspontert mose er gitt i tabell 9.40. Laveste konsentrasjon ble funnet i punkt 1019 (0,509 mg/kg).

Tabell 9.40 Observerte anrikningsfaktorer for zirkonium i forhold til uekspontert mose

Faktor	0-5	5-20	20-100	100-500
Antall	7	17	2	1

Den geografiske fordelingen av zirkonium i det prøvetatte området er vist i figur 9.39. Nedfallet av zirkonium er høyest ved Celsa som sannsynligvis er hovedkilde. Ellers er nivåene ved Glencore/Fesil, skraplageret og nedenfor slagghaugene høyere enn de øvrige lokalitetene. Et mindre utslipp fra Fesil og/eller Glencore er uvisst, og det er også for de andre nevnte lokalitetene vanskelig å fastslå om konsentrasjonen skyldes spredning fra Celsa, eller om det kan komme fra mer nærliggende bidrag.



Figur 9.39 Geografisk fordeling for zirkonium i «moss-bags» fra Mo i Rana



## **9.3 Resultat for øvrige metaller**

### **9.3.1 Gull (Au)**

Prøveresultatene for gull viser lavere, lik eller minimalt høyere konsentrasjon enn i ueksponert mose. Den geografiske fordelingen for gull viser ingen trend hvor variasjonen kan skyldes variasjon i mosens utgangsnivå. Observerte anrikninger av ueksponert mose for gull er gitt i vedlegg C.

### **9.3.2 Kalium (K)**

Alle prøvepunktene har høyere verdier for kalium enn utgangsnivåene. Konsentrasjonene av kalium er imidlertid lave, hvor de høyeste verdiene er å finne utenfor industriparkens område. Den geografiske fordelingen viser ingen klare mønster, men mange av de høyest observerte verdiene ligger ved E6'en eller andre veier. Noe økning sammenliknet med utgangsnivåene ble funnet ved Fesil/Glencore, også vest for disse bedriftenes fasiliteter (ved SMA). Nivået rundt Celsa er omtrent lik den ueksponerte mosens. Observerte anrikninger av ueksponert mose for kalium er gitt i vedlegg C.

### **9.3.3 Natrium (Na)**

Konsentrasjonene for natrium i det prøvetatte området viser mindre eller tilnærmet like nivåer sammenliknet med den ueksponerte mosens. Konsentrasjonene i det prøvetatte området viser liten variasjon, hvor nivået for natrium er høyest utenfor Mo Industripark. De laveste verdiene ble funnet ved lokalitetene som ellers i undersøkelsen har vist seg å være de tyngst eksponerte. Observerte anrikninger av ueksponert mose for natrium er gitt i vedlegg C.

### **9.3.4 Platina (Pt)**

Konsentrasjonene for natrium i det prøvetatte området viser mindre eller tilnærmet like nivåer sammenliknet med den ueksponerte mosens. Variasjonen i undersøkelsen kan skyldes naturlig variasjon i mosens. Observerte anrikninger av ueksponert mose for platina er gitt i vedlegg C.

### **9.3.5 Rubidium (Rb)**

I prøveresultatene for rubidium ble det ikke funnet noen store anrikninger i forhold til utgangsnivåene og den geografiske fordelingen viser heller ingen trend. Observerte anrikninger av ueksponert mose for rubidium er gitt i vedlegg C.

### **9.3.6 Svovel (S)**

For svovel er det funnet minimale anrikninger i forhold til nivået i ueksponert mose. Det var kun prøvepunktene 1012, 1016, 1017 og 1027 som hadde konsentrasjoner større eller lik det dobbelte av utgangsnivået. Dette er i områdene omkring Celsa og

Fesil/Glencore. Observerte anrikninger av uekspionert mose for svovel er gitt i vedlegg C.

### 9.3.7 Selen (Se)

Samtlige moseprøver viste anrikning av selen under 5 ganger utgangsnivå. De høyeste verdiene ble funnet ved Fesil/Glencore, men nivået er som sagt beskjedent. Observerte anrikninger av uekspionert mose for selen er gitt i vedlegg C.

## 9.4 Resultat av statistisk multivariable analyser

Det ble utført to robuste faktoranalyser (FA) for totalt 25 av undersøkelsens 46 metaller. Hver FA ble gjennomført med 22 metaller og fire faktorer. Første faktoranalyse inkluderte metallene: Ag, Al, As, Be, Ca, Cd, Cr, Fe, Hf, Ga, La, Mn, Mo, Nb, Pb, Ni, Sb, V, W, Zn, Zr. I den andre og siste faktoranalysen ble Ga, Hg og Mo erstattet med Cu, Sn og Bi som hadde høye nivåer ved skraplageret. I de påfølgende underkapitlene presenteres «factor loadings» og «factor scores» for begge faktoranalysene. Loadings > 0,7 angir god tilknytning til faktoren (fremhevet med fet skrift). Negative verdier viser at metallens varians helt klart ikke kan forklares via den aktuelle faktoren. Factor scores viser til hvilke områder som har høy/lav score for faktorene i analysen.

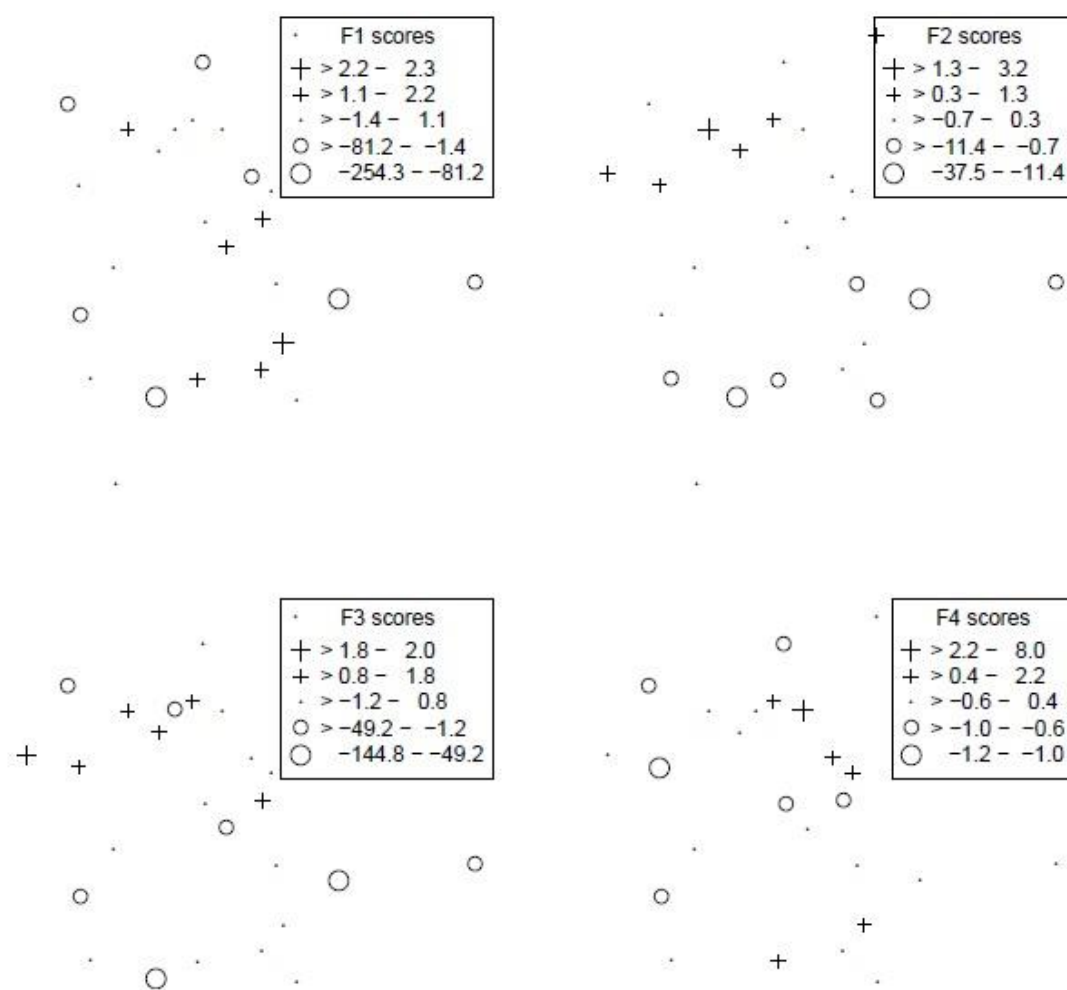
### 9.4.1 Faktoranalyse 1 (FA1)

Loadings og forklart varians fra gjeldende analyse er vist i tabell 9.41. De fire faktorene forklarer til sammen 93,2 % av den totale variansen. «Factor scores» for den første faktoranalysen er gitt i figur 9.40. Kartet i øvre venstre hjørne viser «scores» for faktor 1, øvre høyre hjørne for faktor 2, nedre venstre hjørne for faktor 3 og nedre høyre hjørne for faktor 4.

**Tabell 9.41** Varimax rotert matrise av robust FA 1 for 22 utvalgte metall og 4 faktorer. Tabellen viser «factor loadings» (>0,7 er fremhevet med fet skrift) og forklart varians i %.

Faktor nr.	1	2	3	4
Forklart varians [%]	38,0	35,7	13,9	5,6
<b>Grunnstoff</b>	<b>«Factor loadings»</b>			
Ag	0,288	0,638	0,512	0,307
Al	<b>0,861</b>	0,453		
As	<b>0,932</b>	0,165		
Be	<b>0,988</b>			
Ca	0,403	<b>0,800</b>	0,114	0,165

Grunnstoff	«Factor loadings»			
Cd	0,618	0,305	0,597	0,306
Cr	0,394	<b>0,850</b>	0,233	0,190
Fe	0,401	<b>0,868</b>	0,178	0,131
Ga	0,519	<b>0,796</b>		
Hf	<b>0,792</b>	0,544		0,208
Hg		0,517	0,287	0,709
La	<b>0,974</b>	0,140		
Mn	<b>0,954</b>	0,120		
Mo	0,534	<b>0,771</b>	0,231	0,102
Nb	-0,158	<b>0,807</b>	0,527	0,148
Pb	0,482	0,432	0,621	0,389
Ni	<b>0,887</b>	0,338	0,134	
Sb	-0,179	0,158	<b>0,882</b>	
V	0,258	<b>0,939</b>	0,128	0,141
W	-0,129	<b>0,875</b>	0,447	
Zn	0,293	0,444	0,683	0,389
Zr	<b>0,727</b>	0,603	0,167	0,216



Figur 9.40 Faktor scores for robust FA 1 med 22 utvalgte metall og 4 faktorer

Følgende resultat kan oppsummeres fra FA1:

- Faktor 1 har høye «loadings» (>0,7) for Al, As, Be, Hf, La, Mn, Ni og Zr. Factor scores viser tre maksimumsområder. Dette er ved Celsa, Fesil/Glencore og sør for Fesil/Glencore hvor det foregår slaggbehandling og lagring av skrap. Denne faktoren forklares trolig av utslipp fra flere kilder i industriparken.
- Faktor 2 har høye «loadings» (>0,7) for Ca, Cr, Fe, Ga, Mo, Nb, V og W. Faktor scores viser et maksimumsområde ved Celsa med gradvis lavere scores sørover inn mot Mofjellet. Faktor 2 forklares sannsynligvis av utslipp hvor Celsa er hovedkilden.
- Faktor 3 har høye «loadings» (>0,7) kun for Sb. Maksimumsområdet fra factor scores ble funnet omkring Celsa samt ved en lokalitet vest for Celsa. Observerte factor scores passer ikke helt overens med antimons geografiske fordeling. Det er derfor usikkert hvor representabel factor scores er for dette metallet.
- Faktor 4 viser ingen «loadings» >0,7 og vil derfor ikke omtales nærmere.

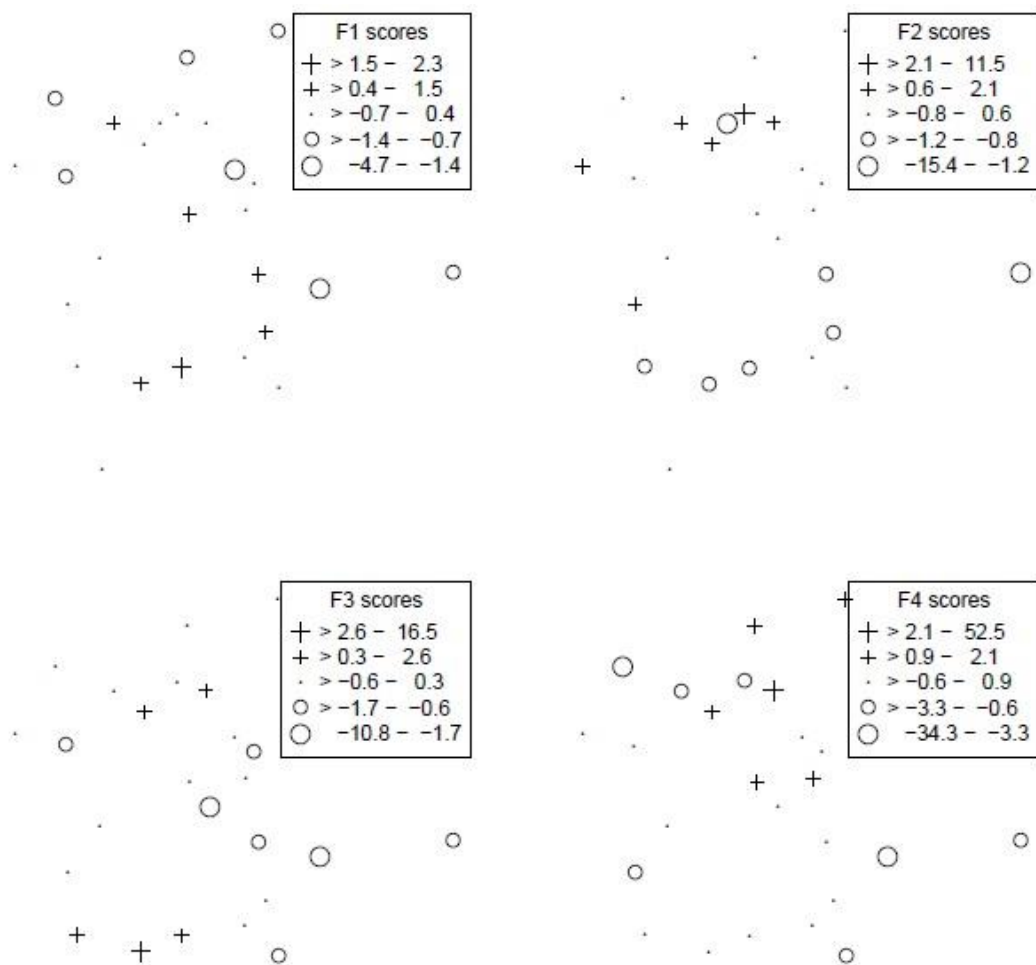
#### 9.4.2 Faktoranalyse 2 (FA2)

Loadings og forklart varians for gjeldende analyse er vist i tabell 9.42. De fire faktorene forklarer til sammen 93,4 % av den totale variansen. «Factor scores» for den første faktoranalysen er gitt i figur 9.41. Kartet i øvre venstre hjørne viser «scores» for faktor 1, øvre høyre hjørne for faktor 2, nedre venstre hjørne for faktor 3 og nedre høyre hjørne for faktor 4.

**Tabell 9.42** Varimax rotert matrise av robust FA 2 for 22 utvalgte metall og 4 faktorer. Tabellen viser «factor loadings» (>0,7 er fremhevet med fet skrift) og forklart varians i %.

Faktor nr.	1	2	3	4
Forklart varians [%]	39,1	29,4	21,8	3,1
<b>Grunnstoff</b>	<b>«Factor loadings»</b>			
Ag	0.285	<b>0.721</b>	0.454	0.162
Al	<b>0.942</b>	0.214		
As	<b>0.894</b>		0.276	0.205
Bi	0.408	0.467	0.542	0.424
Be	<b>0.981</b>			
Ca	0.351	<b>0.742</b>	0.148	0.493
Cd	0,614	0,451	0,530	0,271
Cr	0,397	<b>0,868</b>	0,276	
Cu	0,626	0,338	0,641	0,123
Fe	0,423	0,690	0,539	
Hf	<b>0,869</b>	0,436	0,166	
La	<b>0,970</b>		0,119	
Mn	<b>0,961</b>			
Nb	-0,217	<b>0,868</b>	0,418	

Grunnstoff	«Factor loadings»			
Ni	<b>0,851</b>	0,149	0,398	0,139
Pb	0,499	0,537	0,605	0,171
Sb		0,275	<b>0,898</b>	
Sn	0,189	0,487	<b>0,830</b>	
V	0,187	<b>0,933</b>	0,204	
W	-0,233	<b>0,838</b>	0,446	
Zn	0,324	0,448	<b>0,753</b>	0,130
Zr	<b>0,783</b>	0,488	0,306	



Figur 9.41 Faktor scores for robust FA 2 med 22 utvalgte metall og 4 faktorer

Følgende resultat kan oppsummeres fra FA2:

- Faktor 1 har høye «loadings» ( $>0,7$ ) for Al, As, Be, Hf, La, Mn, Ni og Zr. Som for FA1 viser «factor scores» tre maksimumsområder. Dette er ved Celsa, Fesil/Glencore og sør for Fesil/Glencore hvor det foregår slaggbehandling og lagring av skrap. Denne faktoren forklares trolig, som i faktoranalysen over, av utslipp fra to eller flere av bedriftene i MIP.
- Faktor 2 har høye «loadings» ( $>0,7$ ) for Ag, Ca, Cr, Nb, V og W. Faktor scores viser et maksimumsområde ved Celsa med gradvis lavere scores sørover inn mot Mofjellet. Unntaket er høy score ved en av rundkjøringene på E6. Faktor 2 forklares sannsynligvis, som i FA1, av utslipp hvor Celsa er hovedkilden.
- Faktor 3 har høye «loadings» ( $>0,7$ ) for Sb, Sn og Zn. Maksimumsområdet fra factor scores ble funnet omkring skraplageret og ved tungtransportveien samt ved Celsa. Observerte faktor scores passer i denne faktoranalysen bra overens med Sb, Sn og Zn sine geografiske fordelinger.
- Faktor 4 viser ingen loadings  $>0,7$  og vil derfor ikke omtales nærmere.

Det observeres ingen ekstreme forskjeller i resultatene for FA1 og FA2. Å bytte ut Ga, Hg og Mo med Cu, Sn og Bi, som har høye konsentrasjoner ved skraplageret, ga faktor 3 sterkere utsagnskraft. Sb, som hadde høy «loadings» for faktor 3 i FA1, fikk enda høyere «loading» i FA2. Dette betyr at Sb fikk en større tilknytning til faktor 3 da flere metaller med maksimumsverdier ved skraplageret ble inkludert i analysen. Dette styrker antagelsen om at faktor 3 forklares av utslipp i dette området ytterligere. For faktor 1 er det de samme metallene som har «loadings»  $>0,7$  i både FA1 og FA2. Noen metaller gikk litt opp mens andre gikk litt ned, men forskjellene er små. For faktor 2 er det også omtrent de samme metallene som har «loadings»  $>0,7$  i FA1 og FA2. Unntaket er Mo, som ikke var inkludert i FA2, Ag som fikk «loading»  $>0,7$  i FA2 og Fe som kun hadde «loading»  $>0,7$  i FA1. Flere av metallene som fikk lavere «loadings» for faktor 1 og 2 i FA2 (f.eks. Fe og As) hadde fått høyere «loadings» i faktor 3. Cd og Pb har middels høy «loadings» (0,45-0,65) for både faktor 1, 2 og 3. Dette stemmer godt med den geografiske fordelingen som viser at de har flere viktige kilder.

## 10 Diskusjon

Diskusjonsdelen er delt inn i tre hoveddeler. I den første delen diskuteres generelle aspekter i oppgaven. Den andre delen (kapittel 10.1) tar for seg hvert enkelt metall hvor det er forsøkt å forklare observert fordeling. For enkelte metaller, med liknende fordelinger, er det valgt å foreta en felles diskusjon. I denne delen av diskusjonen er også den nåværende kunnskapen, angående situasjonen på Mo, samlet og satt i sammenheng med resultatene fra denne undersøkelsen. I den tredje og siste hoveddelen (kapittel 10.2) presenteres og diskuteres områdene med høyest målte anrikninger i forhold til ueksponert mose. Til slutt diskuteres situasjonen ved Moheia og i bybebyggelsen da dette er av interesse for befolkningen.

Kildebidraget i Mo Industripark er svært komplekst, med mange prosesser og aktiviteter samlet i et begrenset område. Mange av de støvgenererende prosessene/aktivitetene foregår i nærliggende eller samme område, og bedriftene ligger tett på hverandre eller til og med i samme bygning. Spesifikk identifikasjon av utslippskilder har dermed vært vanskelig om ikke umulig for enkelte metaller. Nivåene viser imidlertid å avta raskt fra kilden(e) og det er tydelig at forklaringen til høyt anrikede moseprøver ligger nær lokaliteten. Med hjelp fra Mo Industripark AS, industribedriftene, tidligere undersøkelser og rapporterte utslipp har det likevel latt seg gjøre å finne kilder til mange av metallene. Enkelte av metallene har også en relativt klar fordeling. I tillegg til lokal kunnskap og tidligere undersøkelser ble faktoranalysene brukt til å underbygge kildeforklaringer i denne undersøkelsen.

Nivåene i denne undersøkelsen er ikke sammenlignet opp mot andre undersøkelser, først og fremst fordi «moss bag» teknikken ikke er en standardisert metode. Det er altså ingen norm for hva som kan defineres som høye og lave nivåer, men observert anrikning setter en pekepinn på hvor høyt nivået er. Anrikninger minimum 30 ganger ueksponert mose tilsvarer et høyt atmosfærisk nedfall. Grunnstoffenes fordeling er dessuten viktigere enn konsentrasjonene i denne undersøkelsen, da denne oppgaven er et forsøk på å kartlegge kilder til nedfall heller enn å si noe om grad av forurensning. Til dette må andre, standardiserte undersøkelser utføres. Ellers understrekes det at denne metoden ikke kan si noe om helseeffekter av resultatene som er rapportert, men at grunnstoffer som opptrer i beskjeden grad høyst sannsynlig ikke bidrar til

konsekvenser av betydning. Mer om «moss bag» teknikken og aspekter det må tas hensyn til i vurdering av resultatene finnes i kapittel 8.

De meteorologiske forholdene i eksponeringsperioden avvek noe fra normalen på grunn av tørt og kaldt vær. Støvnivået var følgelig relativt høyt i denne perioden med 10 døgnoverskridelser for  $PM_{10}$ . Det kan dermed antas at også nivåene i moseprøvene var noe høyere enn de ville vært i perioder med mer nedbør og mildere temperaturer og i sommerhalvåret. Dette kan muligens ha bidratt til mer tydelige fordelinger, men samtidig er den metallurgiske røyken stabil og uavhengig av nedbør og temperatur. Vindforholdene var imidlertid normale og spredningen og fordelingene som observeres regnes dermed å gjenspeile en normal situasjon i undersøkelsesområdet.



## 10.1 Diskusjon etter metall

### 10.1.1 Sølv (Ag)

Nivåene for sølv i denne undersøkelsen er beskjedne, med jevnt lavere verdier utenfor Mo Industripark enn innenfor. Nivåene reduseres med avstand fra utslippskilden(e) hvor minimumsverdien er å finne lengst unna industriområdet (prøvepunkt 1019). Til tross for beskjedne nivåer kan det observeres en trend i den geografiske fordelingen (figur 9.1). Nivåene er høyest nord og vest i industriområdet, med maksimumskonsentrasjoner nær Celsas fasiliteter (Prøvepunkt 1006, 1007, 1012, 1027 og 1031). Hovedkilden til atmosfærisk nedfall av sølv i Mo Industripark er på grunnlag av fordelingen trolig Celsa.

Noe høyere nivåer av sølv, enn i området ellers, kan observeres ved prøvepunkt 1005, 1003 og 1025. Prøvepunkt 1005 ligger nedenfor et område hvor det lagres slagg. Dette kan være forklaringen på verdiene her. Lokaliteten ligger heller ikke langt fra vei, men det er flere andre lokaliteter nær veier som viser til lavere nivåer. Sølvnivåene i Mo i Rana kan altså ikke forklares av veitrafikk. Prøvepunkt 1003 er eksponert av flere mulige kilder; Skraplageret hvor det foregår lagring, flytting og transport av skrapjern, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet. Det er vanskelig å fastslå en mer spesifikk forklaring for sølvnivået ved 1003 enn dette. Ved prøvepunkt 1025 kan sølvnedfallet komme fra avfallsmottaket ved Østbø som ligger like ved lokaliteten. Avfallsmottaket tar blant annet i mot EE-avfall som inneholder sølv (UiO, 2014).

Fra tidligere moseundersøkelser (Steinnes et al., 2011b) ble det observert anrikning (opptil 5-20 ganger bakgrunnsverdi) av sølv i området, og resultatene i denne oppgaven er som forventet sammenliknet med disse undersøkelsene. Nivåene fra moseundersøkelsen i 2010 viste en liten nedgang fra moseundersøkelsen i 2005 (Steinnes et al., 2011b). Toksisiteten av sølv er generelt lav (Merrill et al., 2007) og da sølvnivåene i denne undersøkelsen er beskjedne kan man med stor grad av sannsynlighet utelukke konsekvenser i undersøkelsesområdet.

### 10.1.2 Aluminium (Al)

Nivået av aluminium i mose er naturlig høyt, og det ble observert en anrikning mindre eller lik to ganger ueksponert mose for 48 % av prøvene. Ingen av prøvene viste en anrikningsfaktor i forhold til ueksponert mose over 10. Mest eksponerte prøvepunkter var lokalisert ved Celsa og Fesil/Glencore, hvor lokaliteten ved Celsa (1006) hadde høyeste konsentrasjon (figur 9.2).

Resultatene for aluminium i denne undersøkelsen kan settes i sammenheng med funnene fra kildekarakteriseringen av utslippspunkter i Mo Industripark (Hulbekkmo og Hunnes, 2008), se figur 5.4. I kildekarakteriseringen ble det registrert aluminium i støv fra slagghåndtering både ved Celsa, Glencore og Harsco (tidligere Multiserv), lekkasjerøyk (HCFeMn) fra Glencore og SMAs produksjon av kalkstein. På grunnlag av kildekarakteriseringen er Celsas slagghåndtering en mulig forklaring på nivået ved 1006. Ingen av prøvepunktene i kildekarakteriseringen ga utslag for aluminium fra Fesils aktiviteter, så aluminiumsnivåene ved prøvepunkt 1016 skyldes trolig lekkasjerøyk fra Glencore. Slagghåndteringen til Glencore foregår rett sør for 1018 og kan forklare nivået her og kanskje noe av nedfallet ved 1003 da dette ligger i vindretningen fra slagghåndteringen. Rett vest for 1003 behandler Harsco Celsas øseovn- og elektroslag som trolig er hovedbidraget til aluminium i dette området. Skraphåndteringen antas, ut fra kildekarakteriseringen, ikke å bidra til nedfall av aluminium i Mo Industripark. Prøvepunktene som ligger nærmest SMA (1031 og 1008) har lave verdier for aluminium, til tross for at det ble registrert aluminium i kildekarakteriseringen. Punkt 1031 ligger høyere opp enn SMA og punkt 1008 ligger ikke i umiddelbar nærhet av bedriften. Det er også mulig at aluminiumnivået i støv fra produksjonen av kalkstein er lave.

Sett bort fra maksimumsverdiene ved de største prosessbedriftene i parken er nivået jevnt over lavt, også inne i industriparken. Nivåene av aluminium i moseundersøkelsen i 2010 var i tillegg redusert sammenliknet med nivåene i 2000 så trenden er positiv (Steinnes et al., 2011b). Nedfallet av aluminium som observeres i denne oppgaven antas hovedsakelig å komme fra Celsa og Glencores prosesser. Konsentrasjonene avtar veldig raskt med avstanden fra de høyest eksponerte lokalitetene.

### **10.1.3 Arsen (As)**

Ingen av moseprøvene hadde arsenkonsentrasjoner over 10 ganger nivåene i ueksponert mose. Det observeres heller ingen klar trend i den geografiske fordelingen (figur 9.3), bortsett fra at nivåene er høyere innenfor enn utenfor Mo Industripark. Fordelingen viser at kildebidraget til arsen er komplekst, med høyeste konsentrasjon ved skraplageret (1003) og Fesil/Glencore (1016 og 1017).

De tre største prosessbedriftene måler og estimerer sine utslipp av arsen til luft (se figur 6.1 for utslipp i 2012) som inkluderer pipeutslipp og diffuse utslipp. I 2012 var det Fesil som rapporterte høyeste utslipp av arsen blant Fesil, Celsa og Glencore. Dette stemmer overens med den geografiske fordelingen for arsen i denne undersøkelsen, da nivåene omkring Fesil og Glencore er høyere enn prøvepunktene ved Celsa. Prøvepunkt 1016 og 1017, som hadde andre og tredje høyeste konsentrasjon må regnes

å påvirkes både av Fesils og Glencores utslipp. Prøvepunkt 1003, som hadde høyeste konsentrasjon, er eksponert av flere potensielle kilder; skraplageret hvor det foregår lagring, flytting og transport av skrapjern, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet. Slagghåndteringen er ikke inkludert i de rapporterte utslippene da de er vanskelige å estimere. Det er vanskelig å fastslå en mer spesifikk forklaring for arsennivået ved 1003 enn dette, men prøvepunktene 1018 og 1005 som ligger nær lagring og behandling av slagg har også forhøyede nivåer av arsen. Arsennivået ved tungtransportveien (punkt 1001) og prøvepunkt 1015 er også relativt høyt. En mulig forklaring på konsentrasjonen ved tungtransportveien kan være aktivitet ved bedriften Miljøteknikk Terrateam AS som behandler industriavfall og forurenset grunn. Ved 1015, sørvest i industriparken, lagres det kull og koks. Sulfidmineraler som svovelkis, blyglans og sinkblende er vanlig forekommende i kull. Kull kan dermed inneholde betydelige mengder arsen, kadmium, kvikksølv og bly (Ottesen og Volden, 1999). Dette kan forklare arsenkonsentrasjonen her.

De rapporterte arsenutslippene fra Celsa, Fesil og Glencore har variert en del siden 2006, med noe økt utslipp fra Fesil (Miljødirektoratet, 2012). Alle de tre bedriftene hadde stabile utslipp mellom 2012 og 2011 og var i 2012 innenfor sine utslippstillatelser for arsen (tabell 4.1, 4.2 og 4.3). Nivåene for arsen i de tidligere moseundersøkelsene viste en generell reduksjon både fra 2000 til 2005 og fra 2005 til 2010 (Steinnes et al., 2011b). På Moheia målestasjon ble arsennivået i svevestøv målt til  $1,1 \text{ ng/m}^3$  i 2006 (Hunnes, 2007b), som er under FHIs luftkvalitetskriterium på  $2 \text{ ng/m}^3$  (FHI, 2013a). Nivåene av arsen i denne undersøkelsen er høyere i Mo Industripark enn ved Moheia målestasjon (punkt 1030) og det kan være grunn til å undersøke hvorvidt de ansatte i parken eksponeres. Konsentrasjonen ved 1003 er 5,6 ganger høyere enn ved 1030. Det atmosfæriske nedfallet av arsen har et komplekst kildebidrag, og det understrekes at resultatet fra denne undersøkelsen ikke kan si noe om arsennivået i undersøkelsesområdet har konsekvenser på helse og miljø. Her trengs andre og mer detaljerte undersøkelser. Analyse av arsen i poteter, bær og grønnsaker fra 2000 viste riktignok at inntak av disse næringsemnene ikke medfører helsefare (Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland, 2001).

#### **10.1.4 Bor (B)**

Alle moseprøvene viste til forhøyede nivåer sammenliknet med ueksponert mose, og flere av punktene viste til en anrikning over 20 ganger utgangsnivået. Maksimumsverdien for bor ved punkt 1006 hadde konsentrasjon lik 108 ganger. Dette var klart høyere enn lokalitetene kun meter unna. De resterende prøvepunktene omkring Celsa hadde anrikningsfaktorer relativt til ueksponert mose mellom 13-28.

Bor benyttes som tilsats i stålindustrien (UiO, 2014) og i 2013 ble det produsert en skipslast stål kvalitet legert med bor ved Celsa (Högberg, 2014). Det er altså mulig at det ble brukt bor i produksjonen i løpet eksponeringsperioden. I tillegg er det stor sannsynlighet for at skrapjernet, som Celsa benytter som råmateriale, inneholder bor.

Nedfallet av bor i undersøkelsesområdet kan ha flere kilder basert på den geografiske fordelingen (figur 9.4). I tillegg til lokalitetene omkring Celsa, har prøvepunkt 1003, 1005, 1016 og 1017 konsentrasjoner som er over 10 ganger høyere enn utgangsnivå. Punkt 1016 og 1017 ligger ved Fesil og Glencore, 1005 nedenfor et område hvor det lagres slagg, mens 1003 eksponeres av flere potensielle kilder; skraplageret hvor det foregår lagring, flytting og transport av skrapjern, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet.

Bor var inkludert i moseundersøkelsene fra 2005 og 2010, hvor en liten økning ble observert (Steinnes et al., 2011b). Den utvidede kjemiske analysen av svevestøv ( $PM_{10}$ ) i 2007 viste at bor var en av hovedkomponentene i svevestøvet ved Moheia målestasjon (Hunnes, 2007b) og nivået av bor i denne undersøkelsen var dermed ikke overraskende. Antatt hovedkilde til nedfall av bor i denne undersøkelsen er Celsa. Nivået av bor ser ut til å avta raskt fra utslippskilden(e). Toksisiteten til bor og borforbindelser varierer (UiO, 2014) og det understrekes at denne undersøkelsen kan ikke si noe om den biologiske tilgjengeligheten eller miljøkonsekvensene av nedfallet av bor i undersøkelsesområdet. Her trengs andre og mer detaljerte undersøkelser.

### **10.1.5 Barium (Ba)**

Over halvparten av moseprøvene hadde bariumkonsentrasjoner 20 ganger eller høyere enn nivåene i ueksponert mose. Nivået er jevnt over høyt innenfor hele industriparken (figur 9.5). Kildebidraget til nedfall av barium ser ut til å være komplekst, med høyest eksponerte områder omkring de tre største prosessbedriftene. Av disse bedriftene var nivået av barium høyest ved Celsa (punkt 1006)

Barium er en av hovedkomponentene i svevestøv i Mo i Rana (figur 3.1), og bariumnivåene i denne undersøkelsen var dermed ikke overraskende. Generelt høye verdier inne i industriparken har nok sammenheng med støvnivået som genereres av all aktiviteten i området. Barium kan også komme fra jorderosjon (UiO, 2014), men på grunn av høyere nivåer innenfor industriparken enn utenfor er det naturlig å anta at industrien er hovedkilde til bariumnivået i undersøkelsesområdet. Forhøyede nivåer sørøst i industriparken (omkring punkt 1015) kan skyldes lagring av kull og koks som inneholder barium (Finkelman, 1999). I moseundersøkelsene fra 2000, 2005 og 2010 var det en økning i nedfallet av barium i Mo i Rana (Steinnes et al., 2011b). Høye

nivåer av barium er giftig (UiO, 2014), men det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av barium i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser. Hovedkilde til nedfall av barium i Mo Industripark antas å være Celsa.

### **10.1.6 Beryllium (Be)**

Nivået av beryllium er høyere innenfor Mo Industripark enn utenfor (figur 9.6). Samtlige prøvepunkt har forhøyede berylliumkonsentrasjoner sammenliknet med ueksponert mose, med høyeste nivåer omkring Fesil og Glencore (punkt 1016 og 1017) og nord for Glencores slaggbehandling (punkt 1018). Nivåene ved sistnevnte områder er over 10 ganger berylliumkonsentrasjonen i ueksponert mose. Kull er et av råstoffene til Fesil og Glencore og inneholder beryllium (Finkelman, 1999). Dette kan forklare nivåene her, samt forhøyede verdier ved lageret for kull og koks (punkt 1015). Den sørlige delen av industriparken har et høyere atmosfærisk nedfall av beryllium enn den nordlige delen. Noe forhøyede verdier kan riktignok observeres ved Celsas slaggbehandling. Femte høyeste konsentrasjon ble målt ved prøvepunkt 1003 som er plassert ved flere potensielle kilder; skraplageret hvor det foregår lagring, flytting og transport av skrapjern, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet.

Beryllium benyttes i legeringer med kobber, aluminium, nikkel og magnesium (UiO, 2014) og innkommende skrapjern vil dermed inneholde beryllium. Moseundersøkelsene i 2000, 2005 og 2010 rundt norske industrier har vist at berylliumutslipp er vanlig i nærheten av smelteverk, også i Mo i Rana (Steinnes et al., 2011b). I perioden 2005-2010 gikk berylliumkonsentrasjonen opp ved noen lokaliteter og ned ved andre lokaliteter (Steinnes et al., 2011b), og Folkehelseinstituttet har anbefalt at nivåene av beryllium reduseres på grunn av usikkerhet om helserisiko (Rana Kommune, 2013). Det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av beryllium i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

Hovedkilde til nedfall av beryllium i Mo Industripark ser ut til å være Fesil og/eller Glencore samt behandling av Glencores slagg. Lokalitetene som ligger lengst unna industriområdet har berylliumkonsentrasjoner ned mot de som er målt i ueksponert mose.

### **10.1.7 Vismut (Bi)**

Nivåene for vismut er beskjedne. Høyeste konsentrasjon observeres ved punkt 1003 som eksponeres av flere potensielle kilder; skraplageret hvor det foregår lagring, flytting og transport av skrapjern, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet. Vismut er et sjeldent metall, og effektene av metallet er lite kjent (Steinnes et al., 2011b). Alle nivåene av vismut i denne undersøkelsen er imidlertid å betrakte som beskjedne og fordelingen vil av den grunn ikke diskuteres nærmere.

### **10.1.8 Kalsium (Ca)**

Kalsium hadde høyeste målte konsentrasjon i denne undersøkelsen, med 61 500 mg/kg ved Celsa (Punkt 1006). Her var anrikningen i forhold til uekspontert mose lik 23,6. Det høye utgangsnivået gjør at de observerte anrikningene i forhold til uekspontert mose er lavere enn enkelte målte konsentrasjoner skulle tilsi. Kalsium er en av hovedkomponentene i stålslagg (Chesner et al., 1998), og det er naturlig å anta at Celsas slaggbehandling er forklaringen på de høye nivåene ved 1006 og andre nærliggende lokaliteter. Det har tidligere blitt registrert kalsium i partikler fra slaggbehandling ved Celsa (Hunnes, 2007b), noe som styrker antagelsen. I samme undersøkelse ble det registrert kalsium i partikler fra slaggbehandling ved Harsco (Multiserv) og i partikler fra produksjon av dolomitt og kalkstein ved SMA (Hunnes, 2007b). Prøvepunkt 1031 som ligger nært Celsa tenkes dermed også å kunne påvirkes av aktivitet ved SMA. Prøvepunktet nærmest Harsco, 1003, er ikke nevneverdig høyt.

Kalsium er en av hovedkomponentene i svevestøv i Mo i Rana (Hunnes, 2007b), og kalsiumnivåene i denne undersøkelsen er dermed ikke overraskende. Prøvepunkt 1006, ved slaggbehandlingen til Celsa, er et område utsatt for veldig høy støveksposering. I tillegg benyttes kalsiumklorid for støvdempende tiltak i industriparken (Rana Kommune, 2013). Den nordlige delen av industriparken er høyest eksponert, hovedsakelig på grunn av Celsas beliggenhet. Nivåene nedenfor Fesil (punkt 1010) og nordvest for fasilitetene Fesil/Glencore (punkt 1016 og 1017) er også noe høyere enn punktene sør i, og utenfor, Mo Industripark. Det bør nevnes at innholdet av kalsium i mose er naturlig høyt og at kalsium er et lite toksisk metall og næringsstoff for planter og dyr. Konsentrasjonene av kalsium avtar raskt med distansen fra utslippsskilden(e) i undersøkelsesområdet (figur 9.8).

### 10.1.9 Kadmium (Cd)

Samtlige moseprøver viser en klar anrikning av kadmium i forhold til ueksponert mose, med to av prøvene godt over 300 ganger utgangsnivå. Disse to prøvene er ved prøvepunkt 1003 (ved skraplageret) og 1007 (ved Celsa). Lokalitetene utenfor industriparken har lavere (figur 9.9), men likevel betydelige anrikninger rundt typisk 20-40 ganger kadmiumkonsentrasjonene i ueksponert mose. Kun prøvepunkt 1019, som er lokaliteten lengst unna industriparken, har en anrikning mindre enn 20. Nivåene reduseres altså med avstand fra industrien, men avtar ikke like raskt som for eksempel kalsium. Kadmium er som oftest bundet til små partikler (FHI, 2013a), 0,5-1 µm i diameter, som gjør at kadmium kan transporteres over lange avstander. Dette forklarer spredningen som observeres.

En viktig kilde til kadmium er metallindustri (Järup, 2003), noe som er tilfellet også i Mo Industripark. Kadmium brukes som korrosjonsbeskyttelse (FHI, 2013a) og skrapjernet som Celsa benytter som råstoff vil dermed inneholde kadmium og kan forklare nivåene ved både skraplageret og lokalitetene omkring Celsa. Lokaliteten ved skraplageret er i tillegg eksponert for massetransport og slaggbehandling som kan bidra ytterligere til nivåene her.

Andre prøvepunkt som antas å ha nærliggende kilder til nedfall av kadmium er 1001, 1005, 1016, 1017, 1018 og 1025. Prøvepunkt 1001 ligger ved tungtransportveien og Miljøteknikk Terrateam AS som behandler industriavfall og forurenset grunn. Aktiviteter ved denne bedriften kan være en forklaring på kadmiumnivået her. Flere av prøvepunktene med høy anrikning i forhold til ueksponert mose ligger ved slagghauger eller slaggbehandling (punkt 1003, 1005, 1006 og 1018). Dette kan tyde på at slagg er en kilde til nedfall av kadmium. Ved prøvepunkt 1025 kan kadmiumnedfallet komme fra avfallsmottaket ved Østbø som ligger like ved lokaliteten. Avfallsmottaket tar blant annet i mot EE-avfall som inneholder kadmium. Prøvepunkt 1016 og 1017 ligger ved Fesil og Glencore, som begge har utslipp av kadmium til luft (figur 6.2 for rapporterte utslipp i 2012). Bidraget fra Glencore er størst av disse to, i følge bedriftenes rapporterte utslipp. Av alle de tre største prosessbedriftene i Mo Industripark var det Celsa som rapporterte høyest utslipp av kadmium til luft i 2012. Dette stemmer overens med resultatene i denne undersøkelsen, og viser at «moss bag» teknikken er godt egnet for bestemmelse av lokale kadmiumkilder.

Nedfall av kadmium i Mo i Rana er kjent og kadmiumnivåene i svevestøv ( $PM_{10}$ ) ved Moheia målestasjon følges opp etter anbefaling av FHI (Hunnes, 2013). Kadmiumkonsentrasjonene i svevestøv på Moheia målestasjon var stabile mellom 2011 og 2012 (figur 5.3), og var under luftkvalitetskriteriet fra FHI på  $2,5 \text{ ng/m}^3$  (FHI, 2013a) samt målsetningsverdien i forurensningsforskriften på  $5 \text{ ng/m}^3$

(Miljøverndepartementet, 2004). Glencore og Celsas rapporterte utslipp varierte en del i perioden 2006-2012, mens Fesil har lave og stabile utslipp (tabell 4.1, 4.2 og 4.3). Ettersom Celsa og Glencore har vekslet om å ha høyeste rapporterte kadmiumutslipp kan den kvantitative fordelingen av kadmium i undersøkelsesområdet ha endret seg fra en tid til en annen. Begge disse bedriftene hadde lavere rapporterte utslipp i 2012 enn året før (Miljødirektoratet, 2012). En positiv trend ble også sett i det atmosfæriske nedfallet av kadmium i moseundersøkelsene fra 2005 og 2010 (Steinnes et al., 2011b), men FHI anbefaler fortsatt å følge opp nivåene av kadmium i svevestøv (Rana Kommune, 2013). Analyse av kadmium i poteter, bær og grønnsaker fra 2000 viste at inntak av disse næringsemnene ikke medfører helsefare (Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland, 2001).

Nivåene av kadmium er som nevnt høye, men denne metoden kan ikke si noe om nedfallet av kadmium i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre, mer detaljerte undersøkelser.

#### **10.1.10 Cerium (Ce), kobolt (Co), cesium (Cs), lantan (La), neodym (Nd), scandium (Sc), thorium (Th) og thallium (Tl)**

Metallene Ce (figur 9.10), Co (figur 9.11), Cs (figur 9.13), La (figur 9.19), Nd (figur 9.25), Sc (figur 9.29), Th (figur 9.32) og Tl (figur 9.34) har omtrent lik geografisk fordeling, og derfor ble det valgt en felles diskusjon for disse. Ce, La og Nd er alle i gruppen lantanoider og er kjent for å opptre likt (UiO, 2014). For alle metallene i dette delkapitlet ble det funnet høyere konsentrasjoner innenfor industriparken enn utenfor. De høyeste verdiene observeres sør i området med maksimumsverdier ved Fesil og Glencore (ved prøvepunkt 1016).

Metallene Ce, Co, Nd og Sc benyttes blant annet i legeringer, Cs i fotoceller, scintillasjonstellere, likerettere, strålebehandling mot kreft og atomklokker, La i batterier og Th i kjernereaktorer. Tl er meget giftig og har ingen anvendelser i dag (UiO, 2014). La, Ce og Th, i likhet med Al og Fe, opptrer som regel i mose på grunn av silikatholdige partikler i mosen (Steinnes et al., 2011b).

Nedfall av Ce, Co, Cs, La, Nd, Sc, Th og Tl i undersøkelsesområdet skyldes industriell aktivitet, hvor hovedkilden antas å ha sammenheng med prosesser ved Fesil og/eller Glencore. De mer spesifikke kildene til disse metallene er imidlertid ukjent. Metallene kan opprinnelig komme fra råstoffene (malm, kvarts, kull og koks) ved Glencore og/eller Fesil som utsettes for høy temperatur.

Ce, Co, Cs, La, Nd, Sc, Th og Tl har forhøyede verdier også ved Glencores slaggbehandling (punkt 1018) og noe lavere verdier ved skrapbehandlingen. Kull kan



inneholde noe Co (Finkelman, 1999) og kull- og kokslageret ved punkt 1015 kan dermed forklare nedfall av Co her. For Cs, Nd og Th er det forhøyet konsentrasjon ved tungtransportveien, hvor nivået kan forklares av aktivitet ved bedriften Miljøteknikk Terrateam som behandler industriavfall og forurenset grunn. For Tl er anrikningen relativt høy ved prøvepunkt 1005. Denne lokaliteten ligger rett nedenfor et slaggdeponi som kan se ut til å bidra til nedfall av Tl. Det ser ut til at Celsa bidrar til nedfall av Nd og La. Konsentrasjonene er lav i den nordlige delen av i industriparken for de øvrige grunnstoffene i dette underkapitlet.

Blant metallene over er det Ce som har de høyeste verdiene og anrikningene i forhold til uekspontert mose. Ce er også det mest fremtredende grunnstoffet i naturen av disse og har et bredt anvendelsesområde, så nivåene er ikke overraskende i forhold til de øvrige grunnstoffene. I moserapportene fra 2000, 2005 og 2010 ble det observert en økning av ceriumkonsentrasjonen ved lokalitetene nærmest industriparken med en åpenbar overskridelse, over 10 ganger bakgrunnsnivå, i undersøkelsen fra 2010 (Steinnes et al., 2011b). For de øvrige metallene er anrikningen i forhold til uekspontert mose lav og vil av den grunn ikke diskuteres nærmere.

#### **10.1.11 Krom (Cr)**

Det ble observert store konsentrasjonsvariasjoner for krom i denne undersøkelsen, med høyeste konsentrasjoner omkring Celsa. Ved prøvepunkt 1006 ble det funnet en konsentrasjon lik 394 ganger konsentrasjonen av krom i uekspontert mose. Også nivåene ved Fesil og Glencore (punkt 1016 og 1017) er forhøyet, men i mindre grad. Alle de tre bedriftene over rapporterer utslipp av krom (krom(III) og/eller krom(tot)) til luft. Fordelingen stemmer overens med rapporterte utslipp av krom til luft (figur 6.3), med Celsa som hovedkilde. I kildekarakteriseringen fra 2007 ble det funnet krom i støv fra diffuse utslipp ved Celsa, som kan tenkes å være hovedforklaringen på kromnivåene som ble observert ved bedriften i denne undersøkelsen. De største utslippene av krom til luft i Norge kommer fra industri, hvor det blant annet benyttes i legeringer (FHI, 2013a).

Kromkonsentrasjonene ved lokalitetene 1001, 1003, 1005 og 1018 var typisk 20-34 ganger utgangsnivået. Konsentrasjonen ved 1001 er muligens eksponert av krom fra aktivitet ved Miljøteknikk Terrateam AS som behandler industriavfall og forurenset grunn og/eller massetransport. Prøvepunkt 1003, 1005 og 1018 er alle eksponert for lagring eller behandling av slagg. Støv fra ulike typer slagg ga ikke utslag for krom i kildekarakteriseringen i 2007 (Hulbekkmo og Hunnes, 2008). Punkt 1003 kan være eksponert av skraphåndtering og massetransport, men om ikke slagg bidrar til nedfall av

krom finnes det ingen umiddelbar forklaring for anrikningen ved de øvrige prøvepunktene.

Det høye nedfallet av krom i Mo i Rana er kjent og konsentrasjonen av metallet i svevestøv ( $PM_{10}$ ) overvåkes ved Moheia målestasjon (Hunnes, 2013). Nivåene som ble observert i denne undersøkelsen var dermed ikke overraskende. Nivået av krom i svevestøv var stabilt i perioden 2011-2012 (Hunnes, 2013), og det ble observert en klar nedgang av krom fra 2000 til 2005 og fra 2005 til 2010 i naturlig voksende mose (Steinnes et al., 2011b). Denne nedgangen skyldtes en omlegging i produksjonen av ferrokrom til silikomangan/ferromangan i 2002 (MIP, 2013a). Kromutslippene i Mo i Rana har altså hatt en nedgang siden tidlig på 2000-tallet, og i 2012 var totalkonsentrasjonen av krom i svevestøv godt under FHI's luftkvalitetskriterium for seksverdig krom (Cr(VI)), som er kreftfremkallende (FHI, 2013a, Hunnes, 2013). Tidligere målinger i Mo i Rana ga uttrykk for at Cr(VI)-nivået lå under 10 % av det totale krominnholdet (FHI, 2013a). Konsentrasjonen av krom ved Moheia målestasjon (punkt 1030) var lik 15 ganger kromkonsentrasjonen i ueksponert mose. Nivået inne i industriparken har til sammenlikning en anrikningsfaktor mellom 7,2 – 394. Konsentrasjonsintervallet er altså stort, og konsentrasjonene avtar raskt fra utslippskilden(e). Analyse av krom i poteter, bær og grønnsaker fra 2000 viste at inntak av disse næringsemnene ikke medfører helsefare (Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland, 2001).

Resultatene for krom i denne undersøkelsen viser at Celsa er hovedkilde til nedfall av krom i undersøkelsesområdet. Denne observasjonen bekreftes av rapporterte utslipp og underbygges av resultatet i faktoranalyse 1 og 2. Det understrekes imidlertid at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av krom i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

### **10.1.12 Kobber (Cu), antimon (Sb) og tinn (Sn)**

Den geografiske fordelingen for Cu (figur 9.14), Sb (figur 9.28) og Sn (figur 9.30) i undersøkelsesområdet har fellestrekk. Alle disse fikk høye «factor loadings» for faktor 3 i den siste faktoranalysen, FA2, som ble utført (tabell 9.42). Det er derfor valgt å foreta en felles diskusjon for disse metallene. Zn hadde også høy «faktor loading» for faktor 3 i samme analysen, men på grunn av mye høyere konsentrasjoner og en noe annen fordeling er det valgt å diskutere Zn for seg selv.

De høyeste konsentrasjonene for Cu, Sb, Sn ble funnet ved 1003 (ved skraplageret) og omkring Celsa (1006 og 1007) samt prøvepunkt 1001 for Sb. Alle disse metallene er vanlige legeringsbestanddeler (UiO, 2014) og vil finnes i skrapmetall. Skraphåndteringen og smelteprosessen ved Celsa kan dermed være en forklaring på

nivåene ved Celsa og skraplageret for Cu, Sb, Sn. For Sb ble det i tillegg funnet høyere verdier ved tungtransportveien og E6. Hovedkilden til Sb i svevstøv i byer er slitasje av bremses, dekk og veidekke samt eksos og kan forklare de forhøyede konsentrasjonene langs de mest trafikkerte veiene i Mo i Rana (WHO, 2014). Av Cu, Sb, Sn har Sn de høyeste konsentrasjonene i undersøkelsesområdet, og av de tre største prosessbedriftene i industriparken er det kun Celsa som rapporterer utslipp av Sn til luft (Miljødirektoratet, 2012). Rapportert utslipp av Sn i 2012 var på 30,5 kg og den observerte fordelingen for tinn er dermed som forventet omkring bedriftene. Uorganiske Sn og Sn-forbindelser er riktignok lite giftige, mens Sb er svært giftig. Cu er nødvendig for alle levende organismer, men er giftig i for store mengder (UiO, 2014). Ingen av disse metallene har spesielt høy anrikning (>30 ganger utgangsnivå) i forhold til uekspontert mose, og fordelingene vil av den grunn ikke diskuteres nærmere enn dette.

### **10.1.13 Jern (Fe)**

Jern har et bredt konsentrasjonsintervall i denne undersøkelsen, med nivåer høyere innenfor industriparken enn utenfor (figur 9.15). Høyeste nivå ble funnet ved Celsa (punkt 1006) med en konsentrasjon lik 36,5 ganger nivået i uekspontert mose. Maksimumskonsentrasjonen for jern var en av de høyeste konsentrasjonene som ble målt i denne undersøkelsen, men observert grad av anrikning er ikke så høy som kanskje konsentrasjonene skulle tilsi. Dette skyldes at jernkonsentrasjonen i uekspontert mose er naturlig høy. I kildekarakteriseringen fra 2007 ble det registrert jern i støv fra flere antatte kilder ved Celsa; primæravsug, sekundæravsug, diffuse utslipp, emneovn, slaggsikting og lansing skoller (Hulbeekmo og Hunnes, 2008). Dette kan forklare det høye nivået ved 1006.

Ellers var nivåene forhøyet ved 1003. Denne lokaliteten ligger ved skraplageret og Harsco som behandler slagg fra Celsa samt at den er eksponert for massetransport. I kildekarakteriseringen fra 2007 ble det registrert jern i støv fra slaggbehandlingen ved Harsco samt skraphånteringen (Hulbeekmo og Hunnes, 2008). Disse aktivitetene kan dermed antas å være de største bidragene til nedfallet av jern ved 1003. Øvrige lokaliteter har anrikninger mindre eller lik 5 ganger utgangsnivå, hvor konsentrasjonene lengst fra industriparken ligger ned mot jernkonsentrasjonen i uekspontert mose. I kildekarakteriseringen fra 2007 ble det også observert jern i støv i lekkasjerøyk og støperøyk ved Glencore (Hulbeekmo og Hunnes, 2008). Ut fra anrikningen som observeres ved punkt 1016 og 1017 er utslippet av jern fra Glencore og eventuelt Fesil lavt. Rett nord for prøvepunkt 1008 lagres det jern og pellets. Konsentrasjonen her er ikke nevneverdig høy, noe som antageligvis skyldes lite støvgenerering herfra og/eller at jern er bundet til såpass store partikler at de avsettes i

umiddelbar nærhet av spredningskilde eller ikke bindes så godt til mosen. Store partikler blåses dessuten lettere av mosen enn små partikler. Antagelsen om at jern er bundet til relativt store partikler styrkes av den observerte geografiske fordelingen, hvor nivåene av jern avtar raskt fra utslippskilden(e) i denne undersøkelsen.

Jern har vært det viktigste metallet til bruk i konstruksjonsmaterialer siden jernalderen (UiO, 2014), og når den metallurgiske aktiviteten i Mo Industripark tas i betraktning er nivåene som observeres ikke overraskende høye. Jern er en av hovedkomponentene i svevestøv ( $PM_{10}$ ) ved Moheia målestasjon og nivået av jern i støvnedfall har hatt en økning i Mo i Rana i perioden 2008-2012 (figur 5.9). I de tidligere moseundersøkelsene har det blitt observert en nedgang av jern mellom både 2000-2005 og 2005-2010, bortsett fra et par prøvepunkt hvor det ble observert en økning i perioden 2005-2010. Totalt sett ser det altså ut som nivået av jern har avtatt siden slutten av 90-tallet fram til 2010 (Steinnes et al., 2011b).

Hovedkilden til det atmosfæriske nedfallet av jern i undersøkelsesområdet ser ut til å være Celsa. Denne påstanden underbygges av resultatet i faktoranalyse 1 og 2. Selv om jern er et næringsstoff er det giftig i for høye konsentrasjoner (UiO, 2014). Det understrekes imidlertid at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av jern i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

#### **10.1.14 Gallium (Ga), strontium (Sr) og titan (Ti)**

Den geografiske fordelingen av Ga (figur 9.16), Sr (figur 9.31) og Ti (figur 9.33) er omtrent identiske i denne undersøkelsen. Konsentrasjonene er høyere innenfor industriparken enn utenfor med høyeste konsentrasjoner ved prøvepunkt 1006. Celsa ser dermed ut til å være hovedkilde til disse metallene i Mo i Rana. Nedfallet kan skyldes at alle disse tre metallene benyttes i legeringer (Christensen, 2009, UiO, 2014) og kan stamme fra utslipp i forbindelse med skrapsmeltingen. Det er kun Celsa som rapporterer utslipp av Ti til luft i Mo Industripark, og i 2012 var utslippet av Ti kun 0,02 kg (tabell 4.1). Nivåene for Ga, Sr og Ti er også noe forhøyet ved fasilitetene til Fesil og Glencore, men nedfallet her er lavt sammenliknet med nivået i ueksponert mose. Fordelingene er dermed som forventet. Nedfall av Ga, Sr og Ti anses, på grunnlag av resultatene i denne undersøkelsen, ikke som et forurensningsproblem i Mo i Rana og vil ikke diskuteres nærmere.

### **10.1.15 Hafnium (Hf) og zirkonium (Zr)**

Den geografiske fordelingen av hafnium (figur 9.17) og zirkonium (figur 9.39) er omtrent identiske i denne undersøkelsen. Hafnium opptrer alltid sammen med zirkonium så dette var som forventet (Merrill et al., 2007). De høyeste konsentrasjonene ble funnet ved prøvepunkt 1006 som er eksponert av slaggbehandling samt pipe- og diffuse utslipp ved Celsa. Det er vanskelig å fastslå om det er én eller flere av disse potensielle kildene som bidrar til nedfall av zirkonium og hafnium. Begge disse metallene er typiske legeringsbestanddeler (Merrill et al., 2007) og skrapjernet som Celsa smelter om vil sannsynligvis inneholde både hafnium og zirkonium. Nivåene av zirkonium og hafnium er forhøyet også ved skraplageret (1003), noe som styrker denne antagelsen. Det kan altså tenkes at nivåene ved Celsa kommer fra spredning av Hafnium og Zirkonium via smelteprosessen.

Nivåene av zirkonium er klart høyere enn hafnium, dette gjelder også grad av anrikning i forhold til ueksponert mose. Anrikningen av zirkonium var på hele 108 ganger utgangsnivå ved Celsa. Nivåene avtar riktignok raskt fra utslippskilden(e), både for zirkonium og hafnium, og ved prøvepunktet lengst unna industriområdet (punkt 1019) ligger konsentrasjonene ned mot det dobbelte av utgangsnivå.

Nivåene ved prøvepunkt 1016 ligger noe over konsentrasjonene ved prøvepunkt 1003. Det kan dermed antas et mindre bidrag til nedfall av hafnium og zirkonium fra Fesil og/eller Glencore, mens Celsa ser ut til å være hovedkilde til zirkonium- og hafniumkonsentrasjonene i undersøkelsesområdet.

I moseundersøkelsen fra 2010 ble det observert en åpenbar (>10 ganger bakgrunnsnivå) overskridelse av zirkonium i Mo i Rana. Nivået av zirkonium i mose økte fra 2000 til 2005 og hadde en reduksjon fra 2005 til 2010 (Steinnes et al., 2011b) noe som kan skyldes ulik sammensetning av skrapmetall som tas inn. Hafnium var ikke inkludert i undersøkelsene.

Det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av zirkonium og hafnium i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser. Støv med zirkonium og hafnium er riktignok vurdert til å være relativt lite giftig (Merrill et al., 2007).

### **10.1.16 Kvikksølv (Hg)**

Metallindustri er en kilde til kvikksølvutslipp (SSB, 2014), også i Mo Industripark (Miljødirektoratet, 2012). I denne undersøkelsen er det riktignok ikke observert noen ekstreme anrikninger for kvikksølv i forhold til nivået i ueksponert mose. De høyeste verdiene ble funnet innenfor industriområdet, nærmere bestemt ved Celsas fasiliteter

(punkt 1031). Her var anrikningen i forhold til ueksponert mose lik 8,2. Kvikksølv skiller seg fra andre grunnstoffer som har maksimumspunkt ved Celsa, ved at høyeste observerte konsentrasjon er å finne bak anlegget (figur 9.18). Dette er ikke overraskende siden 1031 ligger rett ved primærpipen, hovedkilden til kvikksølvutslipp fra Celsa (Högberg, 2014). Bedriften installerte kvikksølvrensaneanlegg i 2008 som gjorde at kvikksølvutslippene gikk markert ned (se tabell 4.1). I tillegg har Celsa kontinuerlig måling av kvikksølvutslippet i primærpipen. Dette gjøres ved hjelp av en Hg-analysator som står fastmontert i pipen (Högberg, 2014). At de høyeste nivåene ble funnet ved Celsa var også som forventet ut fra Celsa, Fesil og Glencores rapporterte utslipp (tabell 4.1, 4.2 og 4.3). Også Glencore fikk installert kvikksølvrensaneanlegg i 2008, og de totale utslippene av kvikksølv har hatt, og har fortsatt, en positiv trend i Mo i Rana. Dette observeres også i de tidligere moseundersøkelsene fra 2005 til 2010 (Steinnes et al., 2011b). I 2006 ble det kvikksølvnivået i svevestøv ( $PM_{10}$ ) ved Moheia målestasjon målt til  $0,028 \text{ ng/m}^3$  (Hunnes, 2007b), godt under både bakgrunnsnivå i Norge ( $2 \text{ ng/m}^3$ ) og FHI's luftkvalitetskriteriet ( $200 \text{ ng/m}^3$ ). Både luftkvalitetskriteriet og bakgrunnsnivåene for Norge er basert på elementært kvikksølv ( $Hg^0$ ) som foreligger på gassform. Målingene på Moheia derimot er basert på måling av partikulært kvikksølv som ofte kan være en til to tierpotenser lavere enn nivået av elementært kvikksølv i luft. Partikulært kvikksølv vil sannsynligvis foreligge i oksidert form ( $Hg^{2+}$ ) (Steinnes, 2014). Kvikksølvnivået i Mo i Rana er høyst sannsynlig lavere i dag på grunn av reduserte utslipp. Alle lokalitetene som ikke regnes å eksponeres fra Celsas utslipp, har konsentrasjoner mindre eller lik 3 ganger utgangsnivå. Dette er en lav anrikning. Kvikksølvnivået ved Moheia målestasjon (punkt 1030) var lik 1,2 ganger utgangsnivå. Analyse av kvikksølv i poteter, bær og grønnsaker fra 2000 viste at inntak av disse næringsemnene ikke medfører helsefare (Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland, 2001).

Kvikksølvnivåene i Mo i Rana er kun lavt anriket i forhold til konsentrasjonene i ueksponert mose. Det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av kvikksølv i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

### **10.1.17 Litium (Li)**

Det ble ikke observert noen særlig høye anrikninger av litium i Mo i Rana. I de tidligere moseundersøkelsene kunne ikke litium settes i sammenheng med industriutslipp (Steinnes et al., 2011b), men det er i denne undersøkelsen observert høyere nivåer av litium innenfor enn utenfor industriparken (figur 9.20). Den høyeste konsentrasjonen ble funnet ved Celsa (1006), etterfulgt av lokaliteten ved Fesil og Glencore (1016) og skraplageret (1003). Utover dette er nivåene av litium lave. Litium

er et relativt sjeldent metall som blant annet brukes i legering med aluminium og magnesium (UiO, 2014). Nivåene ved Celsa og skraplageret kan antageligvis forklares av skrapmetallet, smeltingen av dette og/eller eventuelt fra slaggbehandling ved Celsa og/eller Harsco. Nivået ved Fesil og Glencore tyder på at en eller begge av disse bedriftene kan bidra til nedfall av litium i industriparken.

Det er ikke rapportert om litiumforgiftning i industrisammenheng, til tross for metallens utbredte anvendelse (Léonard et al., 1995). I 2006 ble nivået av litium i svevestøv målt til å være  $0,3 \text{ ng/m}^3$  ved Moheia målestasjon (Hunnes, 2007b), noe som er under den atmosfæriske konsentrasjonen av litium i Europa generelt ( $2 \text{ ng/m}^3$ ) (Sposito, 1986). Litium anses, på grunnlag av tidligere data og resultater i denne undersøkelsen, ikke som et forurensningsproblem i Mo i Rana.

#### **10.1.18 Magnesium (Mg)**

Nivåene for magnesium viser ikke til noen ekstreme anrikninger i forhold til ueksponert mose, men er høyere innenfor industriparken enn utenfor. De høyeste nivåene ble funnet ved Celsa (punkt 1006) med en anrikning lik 25,5 ganger konsentrasjonen i ueksponert mose. Øvrige lokaliteter har en konsentrasjon lavere enn 10 ganger utgangsnivå. På bakgrunn av den lave graden av anrikning og at nivået av magnesium avtar raskt med avstand fra hovedkilden, anses ikke magnesium som et forurensningsproblem i Mo i Rana. Den geografiske fordelingen av magnesium vil av den grunn ikke diskuteres nærmere.

#### **10.1.19 Mangan (Mn)**

Samtlige moseprøver i denne undersøkelsen viste en klar anrikning av mangan i forhold til nivået i ueksponert mose. Høyest er nivået ved Fesil/Glencore og Celsa (figur 9.22) men anrikningsfaktorer henholdsvis lik 389 og 230. Det største bidrag til nedfall av mangan i Mo Industripark er Glencores produksjon av silikomangan (og noe ferromangan). Dette bekreftes også i de rapporterte utslippene (tabell 4.1, 4.2 og 4.3) fra Celsa og Glencore. Fesil rapporterer ikke utslipp av mangan, og det antas derfor at bidraget ved punkt 1011, 1015, 1016 og 1017 i all hovedsak skyldes utslipp fra Glencore.

Ellers er nivået av mangan høyt over hele industriparken med anrikninger i forhold til ueksponert mose typisk over 40. Nivåene omkring lagring og behandling av slagg (punkt 1003, 1005, 1006, 1018) ligger omkring 100-200 ganger utgangsnivå og skyldes ganske enkelt at slagg inneholder mangan. At slagg er kilde til nedfall av mangan i Mo i Rana ble bekreftet i kildekarakteriseringen fra 2007 hvor det ble

registrert mangan i støv fra slagg både ved Celsa, Glencore og Harsco (tidligere Multiserv) (Hulbekkmo og Hunnes, 2008). I samme undersøkelse ble det funnet mangan i støv fra sekundæravsugget ved Celsa samt i støv fra støperøyk, lekkasjerøyk og metallhåndtering ved Glencore. Disse kildene er nok hovedbidragene til mangannedfall ved Celsa og Glencores fasiliteter, i tillegg til slaggbehandlingen ved Celsa.

Det høye mangannivået i luft i Mo i Rana er et kjent problem, og nivåene i denne undersøkelsen var dermed ikke overraskende høye. Tidligere moseundersøkelser viser at det var en markert økning av mangan fra 2000-2005 og videre en reduksjon mellom 2005-2010 (Steinnes et al., 2011b). Økningen av mangan tidlig på 2000-tallet skyldtes omlegging av ferrokromproduksjonen til silikomangan (og noe ferromangan) i 2002 (MIP, 2013a). Mangan er en av hovedkomponentene i svevestøv ( $PM_{10}$ ) ved Moheia målestasjon og nivåene følges opp etter anbefaling fra FHI. Mangannivået i svevestøv har økt i perioden 2009-2012 og lå i 2012 over FHIs luftkvalitetskriterium. I perioden 2009-2012 har mangannivået økt også i støvnedfall (Hunnes, 2013). Nivået av mangan altså høyere enn anbefalt, men er ved Moheia målestasjon under de konsentrasjoner som er påvist å gi negative helseeffekter ( $0,07-0,97 \text{ mg/m}^3$ ) (ATSDR, 2012). Helseeffekter som følge av manganeksponering er først og fremst rapportert i arbeidsmiljø (FHI, 2013a), og da nivåene av mangan er vesentlig høyere innenfor industriparken enn utenfor bør muligens arbeidsforholdene i industriparken undersøkes nærmere dersom dette ikke er gjennomført tidligere. Observert anrikning ved Moheia målestasjon var i denne undersøkelsen 19,3 ganger utgangsnivå, 26 ganger lavere konsentrasjon enn ved prøvepunkt 1016. Det er tydelig at nivået av mangan avtar raskt i avstand fra utslippskilden(e), noe som er positivt for befolkningen. Det understrekes nok en gang at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av mangan i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

### **10.1.20 Molybden (Mo)**

Det ble funnet betydelige anrikninger av molybden ved flere av lokalitetene, med høyeste observerte nivå ved Celsa (figur 9.23). Ved prøvepunkt 1006 var anrikningsfaktoren lik 174. Øvrige lokaliteter ligger klart lavere, men nivået i industriparken har fortsatt molybdenkonsentrasjoner typisk 10-35 ganger utgangsnivå.

I tillegg til lokalitetene ved Celsa kan prøvepunkt 1001, 1003, 1005 1016, 1017 trekkes frem med sine forhøyede verdier. Fesil er den eneste bedriften som rapporterer utslipp av molybden og er sannsynligvis kilden til nivåene ved 1016 og 1017. Nivået ved prøvepunkt 1001 kan muligens forklares av aktivitet ved bedriften Miljøteknikk



Terrateam AS som behandler industriavfall og forurenset grunn eller massetransport via tungtransportveien. Nivået ved 1003 og 1005 kan muligens forklares av behandling eller lagring av slagg. Nivået ved Celsas slaggbehandling (punkt 1006) var også høyt. Punkt 1003 kan riktignok også eksponeres av skraphåndtering og massetransport. En mer spesifikk forklaring av nivåene ved 1001, 1003 og 1005 er ikke mulig basert på denne undersøkelsen.

Med tanke på at det kun er Fesil som rapporterer utslipp av molybden, var nivåene ved Celsa noe overraskende. Ut fra resultatene ser det ut til at det er Celsa som er hovedkilde til molybdenutslippet i Mo Industripark. Molybdennivået i svevestøv ved Moheia målestasjon ble målt til  $0,9 \text{ ng/m}^3$  i 2006 (Hunnes, 2007b). Dette er lavere enn molybdenkonsentrasjoner som måles i byluft ( $10\text{-}30 \text{ ng/m}^3$ ) (Edward og Henry, 2002). I de tidligere moseundersøkelsene har det blitt observert en reduksjon av molybden for alle prøvepunkt, unntatt et par lokaliteter nær industriparken (Steinnes et al., 2011a). Det er ingen grenseverdier eller luftkvalitetskriterier for molybden i luft i Norge, men som nevnt over lå molybdennivået ved Moheia målestasjon under byluftkonsentrasjon. Nivået ved Moheia målestasjon var 11 ganger molybdenkonsentrasjonen i uekspontert mose, altså lavere enn nivåene som ble funnet i Mo Industripark. Det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av molybden i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

#### **10.1.21 Nikkel (Ni)**

Nivåene for nikkel er beskjedne. Høyeste konsentrasjon observeres ved punkt 1003 som eksponeres av flere potensielle kilder; skraplageret hvor det foregår lagring, flytting og transport av skrapjern, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet. Nikkel er mye brukt i legeringer (UiO, 2014) og utslipp fra metallurgisk industri, inkludert prosesser i Mo Industripark, er dermed å forvente. Det er imidlertid kun lokalitet 1003 som har en nikkelkonsentrasjon over 10 ganger utgangsnivå og fordelingen vil av den grunn ikke diskuteres nærmere. Utslipp av nikkel alene anses, på grunnlag av resultatet i denne undersøkelsen, ikke som et forurensningsproblem i Mo i Rana.

#### **10.1.22 Niob (Nb), vanadium (V) og wolfram (W)**

Det ble funnet betydelig høye anrikninger for Nb, V og W i forhold til uekspontert mose omkring Celsas fasiliteter. Anrikningsfaktorene for maksimumsverdiene var 104, 91,4 og 466 for henholdsvis Nb, V og W. Alle er vanlige legeringsbestanddeler (Koutsospyros et al., 2006, Merrill et al., 2007, Rayner-Canham og Overton, 2010) og

vil være en del av sammensetningen i skrapjernnet som Celsa smelter om. Utslippene ved Celsa antas derfor å komme fra smelteprosessen. En sjelden gang produserer også Celsa stålkaliteter med V, men dette er en sjelden brukt legering hos denne bedriften (Högberg, 2014). Celsa er trolig hovedkilde til nedfall av Nb, V og W i undersøkelsesområdet, en påstand som underbygges av de utførte faktoranalysene.

W hadde den høyeste observerte anrikningen i hele undersøkelsen. Det ble, i de tidligere moseundersøkelsene, observert en kraftig økning av W i Mo i Rana fra 2000 til 2005. Fra 2005 til 2010 ble det imidlertid observert en liten nedgang i Wolframkonsentrasjonen i naturlig voksende mose (Steinnes et al., 2011b). Bruken av W er økende og kan forklare økningen mellom 2000 og 2005 (Koutsospyros et al., 2006). V viste i samme moseundersøkelser nedgang ved noen lokaliteter og økning ved andre lokaliteter, mens Nb hadde en klar økning mellom 2005 og 2010 (Steinnes et al., 2011b). I denne undersøkelsen var det tydelig at nivåene av Nb, V og W avtok raskt fra de mest eksponerte lokalitetene. Likevel var nivået av Nb og W over 30 ganger konsentrasjonene i ueksponert mose i bybebyggelsen. Det er imidlertid ikke rapportert helseproblemer fra støv i industri hvor Nb inngår i produksjonen (Merrill et al., 2007) og kunnskap om W og wolframforbindelsers effekt på miljø og helse er begrenset (FHI, 2013a). V derimot, er et av grunnstoffene som har fått mest oppmerksomhet i forbindelse med metaller i svevestøv og har vist effekt på respirasjonssystemet både ved kort- og langtidseksponering (FHI, 2013a). Det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av Nb, V og W i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

### **10.1.23 Bly (Pb)**

Nivået for bly er klart høyere innenfor industriparken enn utenfor, hvor de høyeste verdiene ble funnet ved 1003 med en anrikning i forhold til ueksponert mose lik 211. Lokalitetene 1007 og 1012 ved Celsa hadde blykonsentrasjoner over 100 ganger utgangsnivå.

I dag kommer det største utslippet av bly fra blyholdige produkter, som for eksempel maling. I tillegg er det utslipp av bly fra industri (FHI, 2013a), som i Mo i Rana. Bly benyttes i legeringer (UiO, 2014) og skrapmetallet kan dermed være kilde til bly både via legeringsbestanddelene så vel som malingrester eller annen overflatebehandling. I kildekarakteriseringen fra 2007 ble det registrert bly i støv fra emneovnen ved Celsa (figur 5.4), men ikke ved noen av de andre prøvepunktene. Resultatet fra kildekarakteriseringen kan nok forklare hele eller deler av blynivået omkring Celsa, men den geografiske fordelingen av bly viser tydelig at bly har flere utslippskilder i

industriparken (figur 9.27). Dette er som forventet da alle bedriftene rapporterer utslipp av bly. Celsa rapporterer høyeste utslipp av bly (figur 6.6), og dette stemmer godt overens med at nivåene i moseprøvene er høyere ved Celsa enn Fesil/Glencore (1016 og 1017). Ved Fesil og Glencore ligger blykonsentrasjonene på 35-40 ganger utgangsnivå. Dette er også en høy anrikning, men lavere enn flere andre lokaliteter i undersøkelsesområdet.

Blynivået ved 1003 er det ingen umiddelbar forklaring på, annet enn at prøvepunktet er høyt eksponert av flere potensielle kildebidrag; skraphåndtering, slaggbehandling både i østlig og vestlig retning samt massetransport. Slaggbehandlingen ved Celsa (1006) og ved Glencores slaggebehandling (1018) hadde på langt nær like høye nivåer som ved 1003 og det er dermed tvilsomt at slaggbehandlingen er hovedkilde til nedfallet av bly her. Det ble ikke funnet bly i støv fra slagg eller skraphåndteringen i kildekarakteriseringen (Hulbeekmo og Hunnes, 2008). Det er altså ingen umiddelbar forklaring på blynivået ved 1003, som altså er den høyeste i undersøkelsesområdet. Nivået av bly er også høyt ved 1001, og kan være en spredning fra kilden omkring 1003. En annen forklaring kan være aktivitet ved Miljøteknikk Terrateam AS som behandler industriavfall og forurenset grunn. De tar blant annet hånd om rød støv fra Celsa. Dette samler Celsa opp i en silo rett ved punkt 1007 (MIP, 2011), der blynivået også var høyt. Rødstøvet kan altså muligens forklare nivået ved 1001 så vel som nivået ved 1007.

Det høye nedfallet av bly i Mo i Rana er kjent og det denne undersøkelsen var dermed forventet å gi høye blynivåer. Bly er en av hovedkomponentene i sveve- og nedfallsstøv og følges opp etter anbefaling fra FHI. I perioden 2008-2012 hadde blynivået en nedgang i både sveve- og nedfallsstøv (figur 5.3 og 5.7), og i 2012 ble blykonsentrasjonen i svevestøv målt lavere enn både grenseverdi ( $0,5 \mu\text{m}^3$ ) og FHIs luftkvalitetskriterium ( $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Hunnes, 2013, FHI, 2013a). Konsentrasjonen av bly ved Moheia målestasjon var lik 16,1 ganger utgangsnivå i denne undersøkelsen, og det er tydelig at nivået av bly avtar raskt i avstand fra utslippskilden(e). I de tidligere moseundersøkelsene ble det registrert en tydelig nedgang av bly fra 2005 til 2010, men lokalitetene nær industriparken hadde fortsatt nivåer over 50 ganger bakgrunnskonsentrasjon av bly (Steinnes et al., 2011b). Analyse av bly i poteter, bær og grønnsaker fra 2000 viste at inntak av disse næringsemnene ikke medfører helsefare (Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland, 2001).

Det observeres altså en reduksjon i det totale nedfallet av bly i Mo i Rana, noe som er positivt. Nivåene er betydelig høyere i industriparken enn utenfor, men det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av bly i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre, mer detaljerte undersøkelser.

#### 10.1.24 Uran (U)

Forhøyede nivåer av det som anses som naturlig for uran kan assosieres med nedlagte avfallsfyllinger og områder tilknyttet industri med ekstrahering eller prosessering av råmaterialer som inneholder uran (malm, kull etc.) Et av de mest fremtredende eksemplene i Europa er slagg produsert ved smelteverk (Vandenhove et al., 2009). Urankonsentrasjonene i undersøkelsesområdet er generelt høyere innenfor industriparken enn utenfor (figur 9.35). Maksimumskonsentrasjonen ble derimot funnet rett utenfor, ved hovedporten inn til parken (punkt 1025). Denne lokaliteten ligger rett ved avfallsmottaket til Østbø som muligens kan forklare anrikningen her, som er lik 20,7 ganger urankonsentrasjonen i ueksponert mose. Inne i industriområdet ble de høyeste nivåene funnet omkring Fesil/Glencore og Glencores slaggbehandling. Uran finnes i slagg, kull og aske fra kullforbrenning (Vandenhove et al., 2000), og kan forklare konsentrasjonene i industriparken. Urankonsentrasjonene avtar raskt med avstanden fra utslippskilden(e) og flere av lokalitetene utenfor industriparken har nivåer ned mot de som er målt i ueksponert mose.

Uran finnes naturlig i små mengder over hele verden, med en atmosfærisk konsentrasjon i Europa rundt  $0,02 \text{ ng/m}^3$  (Sposito, 1986). I 2006 ble urankonsentrasjonen ved Moheia målestasjon målt noe høyere enn dette,  $0,05 \text{ ng/m}^3$  (Hunnes, 2007b). Analyser av uran var inkludert i moseundersøkelsene i 2005 og 2010 hvor nivået var stabilt bortsett fra ved prøvepunkt 8 (var plassert på samme posisjon som prøvepunkt 1025 i denne undersøkelsen). Her ble det observert en økning i urankonsentrasjonen fra 2005 til 2010 i tillegg til at det var denne lokaliteten som hadde høyeste urankonsentrasjon i Mo i Rana både i 2005 og 2010 (Steinnes et al., 2011b). Nivået ved 1025 i denne undersøkelsen er altså ikke tilfeldig høyt, og er den høyeste eksponerte lokaliteten i området. Hovedkilden til uran i undersøkelsesområdet er trolig avfallsfyllingen ved Østbø.

Nedlagte avfallsfyllinger og industriell aktivitet kan føre til betydelig uraneksponering av nærliggende befolkning (Vandenhove et al., 2000), men de fleste moseprøvene i Mo i Rana har urankonsentrasjoner mindre enn 10 ganger utgangsnivå, noe som er relativt beskjedne konsentrasjoner. Det understrekes riktignok at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av uran i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

### 10.1.25 Sink (Zn)

Samtlige prøvepunkter viser sinkkonsentrasjoner over 5 ganger utgangsnivå. To av prøvepunktene (1003 og 1007) hadde en anrikning godt over 100 ganger utgangsnivå for sink. Prøvepunkt 1003 har høyeste sinkkonsentrasjon og ligger eksponert for flere potensielle kilder; skraplageret, massetransport og slagghåndtering både i vestlig og østlig retning for prøvepunktet. Sink, som benyttes i korrosjonsbeskyttelse (FHI, 2013a), vil finnes i skrapmetallet. Mye støv genereres ved skraplageret via graving, flytting og transport, men det ble ikke funnet sink i støv fra verken skraphåndteringen eller slagg på industriområdet i kildekarakteriseringen fra 2007 (Hulbeekmo og Hunnes, 2008). Årsaken til den høye sinkkonsentrasjonen ved 1003 er dermed ukjent på nåværende tidspunkt. Prøvepunkt 1007 ligger rett ved siloen hvor Celsa samler opp rødstøv som dannes i smelteprosessen. Dette støvet utgjør mellom 500-600 tonn i måneden og inneholder 30-40 % sinkoksid (MIP, 2011). I tillegg ble det registrert sink i støv fra primæravsug, sekundæravsug og diffuse utslipp i kildekarakteriseringen i 2007 (Hulbeekmo og Hunnes, 2008). Aktivitetene over forklarer den høye anrikningen som er observert ved Celsa. Rødstøvet som samles opp i en silo ved Celsa hentes daglig av bedriften Miljøteknikk Terrateam AS som omdanner støvet til pelletsuler (MIP, 2011). Miljøteknikk Terrateam holder til ved prøvepunkt 1001 som har tredje høyeste konsentrasjon av sink i undersøkelsesområdet. Sinkkonsentrasjonen her kan forklares nettopp av støvbehandlingen.

Nivået av sink var forventet å være høyt, da dette metallet er en av hovedkomponentene i svevestøv i Mo i Rana (Hunnes, 2007b) og tidligere moseundersøkelser har vist en alvorlig forurensning (>50 ganger overskridelse av bakgrunnsnivå) av sink nær industriparken (Steinnes et al., 2011b). De siste årene har det totale sinkutslippet fra bedriftene i Mo Industripark variert med en generell positiv trend (Miljødirektoratet, 2012), og nivået av sink i naturlig voksende mose gikk ned fra 2005 til 2010 (Steinnes et al., 2011b). Nivået av sink i svevestøv, som overvåkes ved Moheia målestasjon, har imidlertid økt siden 2010 (se figur 5.3) og kan muligens forklares av at Celsa hadde mye lavere utslipp av sink i 2009 og 2010 enn øvrige år (Miljødirektoratet, 2012). En liknende trend kan ses sinkinnholdet i nedfallsstøv (figur 5.8). Nivået av sink i svevestøv i Mo i Rana er høyere enn landsgjennomsnittet, men har sannsynligvis ingen helsemessige konsekvenser (Rana Kommune, 2013). Det understrekes at denne undersøkelsen ikke kan si noe om nedfallet av sink i undersøkelsesområdet vil ha konsekvenser på helse og miljø. Her trengs det andre og mer detaljerte undersøkelser.

Hovedkilden til nedfall av sink i Mo Industripark finnes altså i nærheten av 1003, men kan komme fra flere bidrag enn skraplageret. Det kan nevnes at nivået av sink avtar raskt med avstand fra utslippskilden(e), men at det også i bebyggelsen observeres sinkkonsentrasjoner over 10 ganger utgangsnivåene. Fesil og Glencore rapporterer

også utslipp av sink til luft, men i ubetydelige mengder sammenliknet med Celsa (se tabell 4.1, 4.2 og 4.3).

#### **10.1.26 Øvrige metaller (Au, K, Na, Pt, Rb, S og Se)**

Resultatene av disse grunnstoffene gir ikke grunnlag for å knytte dem opp mot luftforurensning eller utslipp industrien i Mo Industripark. Minimumsnivåene for natrium ble funnet ved de lokalitetene som ellers har vist å være tyngst belastet av metaller i denne undersøkelsen. Disse verdiene var lavere enn natriumnivået i ueksponert mose. Natrium er kjent for å byttes lett ut med andre metaller, via ionebytting, noe som høyst sannsynlig er tilfellet også i denne undersøkelsen.

## 10.2 Diskusjon etter lokalitet

### 10.2.1 Celsa Armeringsstål AS

Prøvepunktene som regnes å påvirkes av aktivitet ved Celsa er først og fremst 1006, 1007, 1012, 1027 og 1031. Området rundt Celsa, spesielt i de mest dominerende vindretningene, ser ut til å ha blitt godt dekket. Med så mange nærliggende lokaliteter kan imidlertid den geografiske fordelingen se noe ekstrem ut ved Celsa, for enkelte metaller. Videre bør det nevnes at det observeres veldig stor konsentrasjonsforskjell mellom lokalitetene som kun ligger meter fra hverandre. Nivåene for de aller fleste grunnstoffene avtar dermed raskt fra utslippskilden(e). Prøvepunkt 1006, se figur 10.1, er særlig eksponert, og ligger kun meter unna slaggbehandlingen hos Celsa. Lokaliteten ligger på toppen av en voll som tar unna mye av støvet som genereres her. De fleste maksimumsverdiene omkring Celsa ble funnet nettopp ved 1006, noe som var antatt på forhånd. Moseprøven var veldig støvete ved innsamling, hvor en del av støvet også ble med i analysen. 1006 ligger i tillegg rett ved en målestasjon hvor det måles støvnedfall. Situasjonen her er altså under overvåkning.

Celsas rapporterte utslipp til luft måles av akkreditert laboratorium som en del av et måleprogram for utslippene fra bedriften. Utslipp til luft fra stålverket er summen av utslippene fra primær og sekundær pipa og diffuse utslipp fra selve bygget. Målingene gjøres direkte i pipene samt på taket til stålverket. I tillegg har Celsa kontinuerlig måling av kvikksølvutslippet i primærpipa, som er hovedkilden. Dette gjøres ved hjelp av en Hg-analysator som står fastmontert i pipen (Högberg, 2014).

Celsa ser ut til å være hovedkilde til nedfall av blant annet Al, B, Ba, Ca, Cr, Fe, Hf, Hg, Mo, Nb, V, W og Zr. Denne konklusjonen underbygges av faktoranalysene for metallene Ca, Cr, Fe, Mo, Nb, V og W, mens Al, Hf, Hg og Zr ga sterkest utslag i faktor 1 og ser ut til å ha flere viktige kilder i tillegg til Celsa. B og Ba var ikke inkludert i faktoranalysene men ser også ut til å ha flere viktige kilder enn Celsa, og om de ble inkludert i faktoranalysen antas det at de ville fått høye «factor loadings» under faktor 1. Metaller som har nedfall omkring Celsa med anrikning over 30 ganger utgangsnivå er B, Ba, Cd, Cr, Fe, Hf, Mn, Mo, Nb, Pb, V, W, Zn og Zr. Metallenes fordeling er nærmere diskutert i kapittel 10.1.



**Figur 10.1 Celsa (stålverket) sett fra vest. Slaggbehandlingen foregår foran bygningen. Prøvepunkt 1006 er merket med rødt. Foto: Arnfinn Pettersen**

### **10.2.2 Fesil Rana Metall AS og Glencore Manganese Norway AS**

Prøvepunktene som regnes å påvirkes av aktivitet ved Fesil og Glencore er først og fremst 1016 (figur 10.2) og 1017. Fesil og Glencore ligger stasjonert i samme lokale med produksjon i hver sin ende. Dette har gjort det vanskelig å skille utslipp fra disse bedriftene fra hverandre. Via samarbeid med industribedriftene og hjelp fra tidligere undersøkelser og rapporterte utslipp har det likevel, for enkelte metall, lyktes å skille bidragene fra bedriftene. Prøvepunkt 1016 ligger rett ved Fesils fasiliteter, mens 1017 er plassert på en parkeringsplass litt lengre unna. Andre nærliggende lokaliteter ser ut til å være lite påvirket av Fesil og Glencores utslipp. Det ble ikke plassert noen moseprøver på vestsiden av bygget da det ikke var noen egnet plass for opphengning her. Det antas imidlertid, ut fra fordelingene å bedømme, at utslipp fra disse bedriftene er godt dekket i denne undersøkelsen.

Fesil og/eller Glencore ser til å være hovedkilde til nedfall av blant annet As, Be, Co, Th og Tl og Glencore hovedkilde til Mn. I tillegg kan det nevnes at Fesil og/eller Glencore ser ut til å være hovedkilde til nedfall av de sjeldne jordartsmetallene (Ce, La, Nd og Sc). I faktoranalysene fikk As, Be og Mn høye «factor loadings» under faktor 1, og disse metallene ser ut til å ha andre viktige kilder i tillegg til Fesil og/eller Glencore. Metaller som har nedfall omkring Fesil og Glencore med anrikninger over 30 ganger utgangsnivå er Ba, Cd, Cr, Mn og Pb. Metallenes fordeling er nærmere diskutert i kapittel 10.1.





**Figur 10.2 Fesil og Glencore sett fra vest. Fesil ligger til venstre i bildet og Glencore til høyre. Prøvepunkt 1016 er merket med rødt. Foto: Arnfinn Pettersen**

### **10.2.3 Prøvepunkt 1003**

Prøvepunkt 1003, figur 10.3, ligger veldig eksponert til, rett ved skraplageret til Celsa og med slaggebehandling i både vestlig og østlig retning. Både ved skraplageret og slaggebehandling genereres det mye støv via graving og flytting av massene. I tillegg er denne lokaliteten plassert ved tungtransportveien som har døgntrafikk med massetransport. Lokaliteten er plassert i en voll som ligger vendt fra skraplageret. En del av støvet som genereres fra skraplageret og Glencores slaggebehandlingen øst for 1003 kan dermed tenkes å avsettes før det kommer over vollen der moseprøven hang. Området omkring 1003 er generelt støvutsatt, og det var ikke uventet at lokaliteten fikk høyt utslag for enkelte metaller. På grunn av at 1003 er plassert ved mange ulike potensielle kildebidrag er det svært vanskelig å anslå hovedkilde til nedfall her uten ekstra opplysninger.

En utslippskilde nær 1003 ser ut til å være hovedkilde til blant annet Cd, Pb, Sb, Sn og Zn. Denne påstanden underbygges av faktoranalysene for metallene Sb, Sn og Zn som ga høye «factor loadings» under faktor 3. Alle metallene med maksimumsverdi ved 1003, foruten Sb, ser ut til å også ha andre viktige utslippskilder. Metaller som har nedfall omkring 1003 med anrikninger over 30 ganger utgangsnivå er Ba, Cd, Mn, Mo, Pb, W og Zn. Metallenes fordeling er diskutert nærmere i kapittel 10.1.



**Figur 10.3** Prøvepunkt 1003 sett fra sør. Prøvepunktet er merket med rødt. Til høyre ligger skraplageret med skrapsaksa. Til venstre ligger Harsco. Veien som går mellom er tungtransportveien med døgntrafikk av blant annet massetransport. Foto: Arnfinn Pettersen

#### **10.2.4 Moheia målestasjon og bybebyggelse**

Prøvepunkt 1030 ligger rett ved målestasjonen på Moheia hvor svevestøv-konsentrasjonen ( $PM_{10}$ ) måles kontinuerlig. Nivåene her er betydelig lavere enn de mest eksponerte lokalitetene i Mo Industripark. Nivåene reduseres altså raskt med avstand fra utslippskilden(e) og bybebyggelsen og annen befolkning i Mo i Rana utsettes i mindre grad. Kadmium og wolfram har til tross for dette en anrikning over 30 ganger utgangsnivå ved prøvepunkt 1030. Wolfram har ingen grenseverdier eller luftkvalitetskriterier i luft, men nivået av kadmium ligger under både målsetningsverdi og FHI's luftkvalitetskriterium.

Det har blitt utført svevestøvmålinger ved 8 ulike lokaliteter, i tillegg til den ved Moheia, i forbindelse med den utvidede undersøkelsen av svevestøvet i Mo i Rana (Hunnes, 2007a). De 8 lokalitetene inkluderte Lyngheim, St.Hanshaugen, Talvikparken (ved prøvepunkt 1029), Mobekken, Selfors, Moskjæran, Langneset og Revelen (ved prøvepunkt 1023) for å finne den best egnede lokaliteten for en målestasjon. Moheia ga de høyeste målingene, og antas å være lokaliteten med høyest svevestøvkonsentrasjon. Lokaliteten som lå nærmest Moheias konsentrasjon var Talvikparken, som er ved prøvepunkt 1029 i denne undersøkelsen. Det var noe overraskende at konsentrasjonene ved 1029 var høyere enn ved 1030 for alle grunnstoffene, unntatt vismut, kalium og natrium. Dette er det ingen umiddelbar forklaring på, men skyldes muligens topologiske forhold.

# 11 Konklusjon

Det ble observert en anrikning i forhold til ueksponert mose for samtlige grunnstoffer. Det atmosfæriske nedfallet for 39 av oppgavens 46 grunnstoffer kan i varierende grad knyttes til utslipp fra Mo Industripark. Nivåene avtar raskt fra utslippskilden(e) og lokalitetene lengst unna industriparken har konsentrasjoner ned mot utgangsnivå for de fleste grunnstoffer.

- **Kunnskapsdatabase for 46 utvalgte metaller nedfall i Mo Industripark og omegn og observert anrikning**

Det har blitt konstruert kart med oversikt over metallenes kvantitative fordeling. Den geografiske fordelingen er gitt for de 39 metallene som kan knyttes til utslipp i Mo Industripark. De tyngst eksponerte lokalitetene har vist seg å være 1003, 1006 og 1016. Metallene som viser høyest ratio relativt til de ueksponerte moseprøvene er Cd, Cr, Mn, Pb og W. Maksimumsverdien for disse komponentene svarer til en økning på 200 ganger eller mer av utgangsnivå. De høyeste konsentrasjonene ble funnet for Al, Ca, Fe, Mg og Mn. For disse grunnstoffene er innholdet i mose naturlig høyt. I tillegg viser B, Ba, Hf, Mo, Nb, V, Zn og Zr høye nivåer (> 30 ganger utgangsnivå). Etter den geografiske fordelingen å bedømme, har mange grunnstoffer flere enn én viktig utslippskilde.

- **Utslippskilder for metaller som kan knyttes til Mo Industripark**

Det er ti potensielle kilder til nedfall av metaller i Mo Industripark. Dette er:

*Celsa Armeringsstål AS*

Celsa ser ut til å være hovedkilde til nedfall av blant annet Al, B, Ba, Ca, Cr, Fe, Hf, Hg, Mo, Nb, V, W og Zr. Metaller som har nedfall omkring Celsa med anrikning over 30 ganger utgangsnivå er B, Ba, Cd, Cr, Fe, Hf, Mn, Mo, Nb, Pb, V, W, Zn og Zr. Smelting av skrap med varierende sammensetning kan være forklaringen på det brede spekteret av metaller (inkludert Mo, Nb, W og Zr) som slippes ut fra denne bedriften.

#### *Fesil Rana Metall AS og Glencore Manganese Norway AS*

Fesil og/eller Glencore ser til å være hovedkilde til nedfall av blant annet As, Be, Co, Th og Tl og Glencore hovedkilde til Mn. I tillegg kan det nevnes at Fesil og/eller Glencore ser ut til å være hovedkilde til nedfall av de sjeldne jordartsmetallene (Ce, La, Nd og Sc). Metaller som har nedfall omkring Fesil og Glencore med anrikninger over 30 ganger utgangsnivå er Ba, Cd, Cr, Mn og Pb.

#### *Harsco Metals Norway AS*

Denne bedriften behandler Celsas stålovnsslagg. Lokaliteten ved Harsco (1003) er i tillegg eksponert av andre potensielle utslippskilder som skraphåndteringen og massetransport og nivåene her kan dermed ikke knyttes spesifikt mot Harsco uten supplerende kunnskap om bedriften og aktivitetene her. Metaller som har nedfall ved prøvepunkt 1003 med anrikninger over 30 ganger utgangsnivå er Ba, Cd, Mn, Mo, Pb, W og Zn.

#### *Miljøteknikk Terrateam AS*

Denne bedriften behandler industriavfall og forurenset grunn, blant annet Celsas rødstøv som inneholder 30-40 % sinkoksid. Metaller som har nedfall omkring Terrateam med anrikninger over 30 ganger utgangsnivå er Cd, Mn, Pb, W og Zn. Lokaliteten ved Terrateam er også eksponert av massetransport. Ingen av nivåene, bortsett fra sink, kan knyttes spesifikt til Terrateam som utslippskilde.

#### *SMA Minerals AS*

Ingen av nivåene som er registrert i denne undersøkelsen kan knyttes spesifikt til SMA som utslippskilde. Denne bedriften produserer brent kalk og dolomitt.

#### *Slaggbehandling og slaggdeponi*

Slaggen siktes, transporteres, graves i, behandles og lagres. Disse aktivitetene genererer støv med metaller i. Ulike slaggtypene har ulik sammensetning og vil videre være spredningskilde for forskjellige metaller. Det er funnet høye nivåer av flere metaller i områder hvor slaggen behandles og lagres, blant annet Pb, Cd, Cr og Mn. Lokalitetene som eksponeres av nedfall fra slagg omfatter først og fremst prøvepunkt 1003, 1005, 1006 og 1018.

#### *Skraphåndtering*

Det er mye støvgenererende aktivitet ved skraphåndteringen; graving, flytting og transport av skrapjernet. I tillegg til sammensetningen i selve skrapmetallet kan det være dekket av olje, maling eller annen overflatebehandling med ulike

metaller. Lokaliteten ved skraphåndteringen (punkt 1003) har de høyeste registrerte nivåene for Cd, Pb, Sb, Sn og Zn. Metaller som har nedfall med anrikninger over 30 ganger utgangsnivå er Ba, Cd, Mn, Mo, Pb, W og Zn. Lokaliteten ved skraphåndteringen er også eksponert for aktiviteter ved Harsco Metals Norway AS og massetransport og ingen av nivåene kan knyttes spesifikt til skraphåndteringen. Det vurderes innendørs lagring av skrapmetallet, noe som kan bidra til en reduksjon i det observerte nedfallet.

#### *Kull- og kokslager*

Kull og koks kan inneholde betydelige mengder tungmetaller og videre bidra til spredning i luft og atmosfærisk nedfall. Det ser ut som om kull- og kokslageret i Mo Industripark (prøvepunkt 1015) kan være kilde til et mindre nedfall av blant annet As, Ba, Be og Co.

#### *Massetransport og annen trafikk*

Massetransport kan bidra til spredning av metaller ved både lasting og transport. Massetransporten vil foregå jevnt over hele industriparken, og en spesifikk karakterisering av nedfall som skyldes massetransport har dermed ikke vært mulig. Det har imidlertid allerede blitt innført nye og bedre rutiner ved flere av bedriftene; mindre lass på biler, oppbygde karmen, tette kasser, holde fartsgrenser og fange opp støv ved opplasting. I tillegg jobbes det med å asfaltere gruslagte områder og veier samt at det foregår et omfattende feieprogram.

- **«Moss bags» teknikkens egnethet til identifikasjon av lokale utslippskilder i Mo Industripark**

Selv om den geografiske fordelingen, for flere av metallene, viste god overensstemmelse med bedriftenes rapporterte utslipp, har det vist seg å være vanskelig å skille bidrag fra nærliggende kilder, spesielt siden noen av metallene har flere utslippskilder. «Moss bag» teknikken ser likevel ut til å være en god metode for å studere metallers fordeling i Mo Industripark. For spesifikk identifikasjon av utslippskilder kreves det god lokalkunnskap med innsikt i prosesser og aktiviteter som pågår i undersøkelsesområdet og/eller andre, mer detaljerte undersøkelser. Et godt samarbeid med industrien har altså vært grunnleggende for resultatet av denne oppgaven.

- **Faktoranalyser**

Faktoranalysene er benyttet til å underbygge teoriene om utslippskilder for grunnstoffenes nedfall i Mo Industripark. Faktor 1 (Al, As, Be, Hf, La, Mn, Ni og Zr) forklares av utslipp fra to eller flere bedrifter i industriparken, faktor 2

(Ag, Ca, Cr, Fe, Ga, Mo, Nb, V og W) av utslipp hvor Celsa er hovedkilde og faktor 3 (Sb, Sn og Zn) av utslipp i nærheten av skraplageret.

- **Resultatene satt i sammenheng med tidligere undersøkelser og observerte konsentrasjonsforskjeller mellom industriparken og Moheia målestasjon.** Nivåene ved Moheia og ellers i bybebyggelsen er betydelig lavere enn det som er funnet ved de tyngst eksponerte områdene i Mo Industripark. FHI har anbefalt å redusere utslipp av Be, Cd, Cr, Mn, Pb og Zn på grunnlag av metallenes nivåer i svevestøv (PM<sub>10</sub>). Maksimumsverdiene for de samme metallene har konsentrasjoner henholdsvis 11, 10, 26, 20, 13 og 12 ganger konsentrasjonene ved Moheia målestasjon. Det kan dermed være at utvalgte områder i industriparken burde undersøkes med tanke på arbeidsmiljø. Dette gjelder først og fremst områdene ved prøvepunkt 1003, 1006 og 1016 om personer oppholder seg her. I 2012 ble nivået av mangan i svevestøv målt over FHIs luftkvalitetskriterium ved Moheia og i denne undersøkelsen hadde prøvepunkt 1016 26 ganger høyere konsentrasjon enn ved målestasjonen.

# Referanser

- Aboal, J. R., Couto, J. A., Fernández, J. A. & Carballeira, A. 2006. Definition and Number of Subsamples for Using Mosses as Biomonitors of Airborne Trace Elements. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50, 88-96.
- Aničić, M., Tomašević, M., Tasić, M., Rajšić, S., Popović, A., Frontasyeva, M., Lierhagen, S. & Steinnes, E. 2009. Monitoring of trace element atmospheric deposition using dry and wet moss bags: Accumulation capacity versus exposure time. *Journal of Hazardous Materials*, 171, 182-188.
- Ares, A., Aboal, J. R., Carballeira, A., Giordano, S., Adamo, P. & Fernández, J. A. 2012. Moss bag biomonitoring: A methodological review. *Science of The Total Environment*, 432, 143-158.
- ATSDR 2012. Toxicological profile for Manganese. *Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service., Agency for Toxic Substances and Disease Registry.*
- Bargagli, R., Monaci, F., Borghini, F., Bravi, F. & Agnorelli, C. 2002. Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a former mining district in Italy. *Environmental Pollution*, 116, 279-287.
- Baukal, C. E. 2003. Metal Industries. *Industrial Combustion Pollution and Control.* CRC Press.
- Berg, T. 2003. Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. *Nordic Council of Ministers*, Copenhagen, Denmark.
- Berg, T., Pedersen, U. & Steinnes, E. 1996. Environmental indicators for long-range atmospheric transported heavy metals based on national moss surveys. *Environmental Monitoring and Assessment*, 43, 11-17.
- 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, 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, 67-77.
- Berg, T. & Steinnes, E. 1997. Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Science of the Total Environment*, 208, 197-206.
- Bjørke, J. T. 2005. Kartografisk kommunikasjon. *Universitet for miljø og biovitenskap (UMB), Kompendium.*

- Bohumil, V. & Ghinwa, M. N. 2009. Toxicity and Sources of Pb, Cd, Hg, Cr, As, and Radionuclides in the Environment. *Heavy Metals in the Environment*. CRC Press.
- Buck, G. W. & Brown, D. H. 1979. The Effect of Desiccation on Cation Location in Lichens. *Annals of Botany*, 44, 265-277.
- Bølviken, B. 1973. Statistisk beskrivelse av geografiske data. *Trondheim, Norges geologiske undersøkelse* 285, 1-10.
- Castello, M. 2007. A comparison between two moss species used as transplants for airborne trace element biomonitoring in NE Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133, 267-276.
- Chakraborty, S. & Paratkar, G. T. 2006. Biomonitoring of trace element air pollution using mosses. *Aerosol and Air Quality Research*, 6, 247-258.
- Chen, L. C. & Lippmann, M. 2009. Effects of Metals within Ambient Air Particulate Matter (PM) on Human Health. *Inhalation Toxicology*, 21, 1-31.
- Chesner, W. H., Collins, R. J. & MacKay, M. 1998. *User guidelines for waste and by-product materials in pavement construction* [Online]. <http://www.fhwa.dot.gov/publications/research/infrastructure/pavements/97148/059.cfm> hentet 01.05.14: The Federal Highway Administration (FHWA)
- Christensen, N. 2009. *Legering* [Online]. <http://snl.no/legering> hentet 30.04.14: Store Norske Leksikon
- Culicov, O. A. & Yurukova, L. 2006. Comparison of element accumulation of different moss- and lichen-bags, exposed in the city of Sofia (Bulgaria). *Journal of Atmospheric Chemistry*, 55, 1-12.
- Dmuchowski, W., Gozdowski, D., Baczewska, A. H. & Brągoszewska, P. 2013. Evaluation of various bioindication methods of measuring zinc environmental pollution. *International Journal of Environment and Pollution*, 51, 238-254.
- Edward, I. S. & Henry, H. M. 2002. Molybdenum. *Heavy Metals In The Environment*. CRC Press.
- Fernandez, J., Aboal, J. & Carballeira, A. 2004. Identification of pollution sources by means of moss bags. *Ecotoxicology and environmental safety*, 59, 76-83.
- Fernández, J. A., Aboal, J. R., Couto, J. A. & Carballeira, A. 2002. Sampling optimization at the sampling-site scale for monitoring atmospheric deposition using moss chemistry. *Atmospheric Environment*, 36, 1163-1172.
- Fernández, J. A. & Carballeira, A. 2000. Differences in the responses of native and transplanted mosses to atmospheric pollution: a possible role of selenium. *Environmental Pollution*, 110, 73-78.
- Fesil. 2014. *Ferrosilicon* [Online]. <http://fesil.no/index.php/plant/products/ferrosilicon> hentet 10.02.14: FESIL Group.
- FHI 2013a. Luftkvalitetskriterier - Virkninger av luftforurensning på helse. *Oslo, Nasjonalt folkehelseinstitutt (Rapport 2013:9)*.
- FHI. 2013b. *Metaller* [Online]. <http://www.fhi.no/artikler/?id=52977> hentet 03.02.14: Oslo, Nasjonalt folkehelseinstitutt.
- Finkelman, R. 1999. Trace elements in coal. *Biological Trace Element Research*, 67, 197-204.
- Gjengedal, E. & Steinnes, E. 1990. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14, 77-87.



- Goodman, G. T. & Roberts, T. M. 1971. Plants and Soils as Indicators of Metals in the Air. *Nature*, 231, 287-292.
- Gøthe, O. C. 1994. *Jernverket 1946-1988: fra tro til fall*, Oslo, Schibsted.
- Heywood, I., Cornelius, S. & Carver, S. 2011. *An Introduction to Geographical Information Systems*, England, Pearson.
- Honegger, R. 1995. Experimental studies with foliose macrolichens: fungal responses to spatial disturbance at the organismic level and to spatial problems at the cellular level during drought stress events. *Canadian Journal of Botany*, 73, 569-578.
- Hope, B. K. 1994. A global biogeochemical budget for vanadium. *Science of The Total Environment*, 141, 1-10.
- Hulbekkmo & Hunnes, E. G. 2008. Kildekarakterisering av utslippspunkter i Mo Industripark. *Molab Rapport*.
- Hunnes, E. G. 2007a. Måling av svevestøv på flere lokaliteter i Mo i Rana 2007. *Molab Rapport*.
- Hunnes, E. G. 2007b. Utvidet kjemisk analyse av svevestøv. *Molab Rapport*
- Hunnes, E. G. 2011. SEM-undersøkelse av støv fra Moheia i 2010. *Molab Rapport*.
- Hunnes, E. G. 2013. Luftovervåkning i Rana. Årsrapport 2012. *Molab Rapport*.
- Högberg, P. J. 2014. [Personlig kommunikasjon]. *Miljøingeniør Celsa Armeringsstål AS*.
- Høiskar, B. A., Skulberg, K. R. & Endregard, G. 2010. Luftforurensning - et stort helseproblem. *Oslo, Norges Astma- og Allergiforbund*.
- Jakobsen, S. & Steinmo, M. T. 2010. *Mo Industripark - Et industrielt økosystem?* Masteroppgave, Handelshøyskolen i Bodø.
- Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68, 167-182.
- Jørgensen, K. 2013. *Velkommen til Rana - byen under Polarsirkelen* [Online]. <http://www.rana.kommune.no/servicetorget/Sider/side.aspx> hentet 10.02.14: Rana Kommune.
- Klif 2011. Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for FESIL Rana Metall AS. *Oslo, Klima- og forurensningsdirektoratet*
- Klif 2012. Prioriterte miljøgifter: Nasjonale utslipp – status 2010. *Oslo, Klima- og forurensningsdirektoratet (Rapport TA-2981/2012)*.
- Koutsospyros, A., Braida, W., Christodoulatos, C., Dermatas, D. & Strigul, N. 2006. A review of tungsten: From environmental obscurity to scrutiny. *Journal of Hazardous Materials*, 136, 1-19.
- Léonard, A., Hantson, P. & Gerber, G. B. 1995. Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of lithium compounds. *Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology*, 339, 131-137.
- Lierhagen, S. 2014. [Personlig kommunikasjon]. *Senioringeniør Institutt for kjemi, NTNU*.
- Lodenus, M. 1998. Dry and wet deposition of mercury near a chlor-alkali plant. *Science of The Total Environment*, 213, 53-56.
- Lodenus, M. & Tulisalo, E. 1984. Environmental mercury contamination around a chlor-alkali plant. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 32, 439-444.

- Manahan, S. E. 2009. *Environmental Chemistry* Ninth Edition, CRC Press.
- Merrill, J. C., Joseph, J. P., Morton, S. & Soileau, D. 2007. *Metals, Principles and Methods of Toxicology* Fifth Edition, CRC Press.
- Milestone. 2014. *UltraCLAVE Overview* [Online].  
<http://www.milestonesci.com/ultraclave.html/uc-technology-benefits.html>  
 hentet 10.04.14: MILESTONE.
- Miljødirektoratet. 2012. *Norske Utslipp - Landbasert industri* [Online].  
<http://www.norskeutslipp.no/no/Landbasert-industri/?SectorID=600> hentet  
 10.01.13-01.05.14: Oslo, Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet 2013. Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Glencore Manganese Norway AS. *Oslo, Miljødirektoratet (Tillatelsesnummer 2003.066.T)*.
- Miljøverndepartementet 2000. *Norske Miljømål. Oslo, Miljøverndepartementet (Rapport T-1508)*.
- Miljøverndepartementet 2004. Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften) FOR-2004-06-01-931: Sist endret FOR-2014-01-29-77 fra 01.04.2014. [Lovdata]. <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931> hentet 15.02.14.
- MIP 2011. Den røde mølle. *MIP Magasinet*.  
[http://www.terrateam.no/Bilder/MMag2011\\_Den\\_rode\\_molle.pdf](http://www.terrateam.no/Bilder/MMag2011_Den_rode_molle.pdf) hentet  
 29.04.14.
- MIP. 2013a. *Dagens industripark 1988-* [Online]. <http://www.mip.no/mo-industripark/historie-dages-industripark/> hentet 10.02.14: Mo Industripark.
- MIP. 2013b. *Jernverkstiden 1955-1988*, [Online]. <http://www.mip.no/mo-industripark/historie-jernverkstiden/> hentet 20.02.14: Mo Industripark.
- MIP. 2013c. *Miljø i Mo Industripark* [Online]. <http://www.mip.no/mo-industripark/miljo/> hentet 10.02.14: Mo Industripark.
- MIP. 2013d. *MIP-konsernet* [Online]. <http://www.mip.no/mip-konsernet/> hentet  
 10.02.14: Mo Industripark.
- MIP. 2013e. *Prosessindustri i Mo Industripark* [Online]. <http://www.mip.no/mo-industripark/> hentet 20.02.14: Mo Industripark.
- MIP. 2013f. *Tidlig industrihistorie 1850-1946* [Online]. <http://www.mip.no/mo-industripark/tidlighistorie/> hentet 20.02.14: Mo Industripark.
- MIP. 2014. *MIP nyheter - MFC kjøper Fesil AS* [Online].  
<http://www.mip.no/2014/mfc-kjoper-fesil-as/> hentet 20.02.14: Mo Industripark.
- Molab 2013. Status på luftovervåkningsprogrammet i Mo i Rana pr. desember 2013. *Molab Rapport*.
- Myrvang, K. 2007. Tiltaksplan for Indre Ranfjorden, Nordland fylke. Sluttrapport Fase II - Opprydding i forurensede sedimenter *Fylkesmannen i Nordland Rapport nr. 02-2007*.
- Nordberg, G. F., Fowler, B. A., Nordberg, M. & Friberg, L. T. 2007. *Handbook on the Toxicology of Metals*, Academic Press.
- Nygård, B. 2014. Svevestøv - 24 døgnoverskridelser på årets 3-4 første måneder. *Rana Blad*.
- Næringsmiddeltilsynet Nord-Helgeland 2001. Kartlegging av tungmetaller i poteter, bær og grønnsaker fra Mo i Rana.

- Ottesen, R. T. & Volden, T. 1999. Jordforurensning i Bergen. *NGU Rapport 99.022*.
- Rana Kommune 2008. Tiltaksutredning for bedre luftkvalitet i Mo i Rana.
- Rana Kommune 2013. Tiltaksutredning for bedre luftkvalitet i Mo i Rana.
- Rayner-Canham, G. & Overton, T. 2010. *Descriptive inorganic chemistry*, New York, Freeman.
- Reimann, C. 2008. *Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R*, Chichester, Wiley.
- Rühling, Å. & Tyler, G. 1968. An ecological approach to the lead problem. *Botaniska Notiser*, 121, 321-42.
- Rühling, Å. & Tyler, G. 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw) Br. et Sch. *Oikos*, 21, 92-7.
- 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, 2625-2631.
- SFT 2008. Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Celsa Armeringsstål AS. *Oslo, Statens forurensningstilsyn*.
- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, J. F. & Crouch, S. R. 2004. *Fundamentals of Analytical Chemistry*, Eight edition. Brooks/Cole CENGAGE Learning.
- Small, M., Germani, M. S., Small, A. M., Zoller, W. H. & Moyers, J. L. 1981. Airborne plume study of emissions from the processing of copper ores in southeastern Arizona. *Environmental Science & Technology*, 15, 293-299.
- Sposito, G. 1986. Distribution of potentially hazardous trace metals. *Metal ions in biological systems*, 20, 1-20.
- SSB. 2014. *Status miljøgifter* [Online]. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/milgiftn> hentet 20.02.2014: Oslo, Statistisk Sentralbyrå.
- Steinnes, E. 2003. Tungmetallbelastning i Odda studert ved transplanterte prøver av mose.
- Steinnes, E. 2014. [Personlig kommunikasjon]. *Professor Emeritus*, Institutt for kjemi NTNU.
- Steinnes, E., Berg, T., Røyset, O. & Vadset, M. 1997. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1995. *Oslo, Statens forurensningstilsyn (Rapport 691/97)*.
- Steinnes, E., Berg, T., Sjøbakk, T. E. & Vadset, M. 2001. Nedfall av tungmetaller rundt utvalgte norske industrier: studert ved analyse i mose *Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåknig, Rapport 831/07)*.
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H. & Vadset, M. 2007a. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge: Landsomfattende undersøkelse i 2005. *Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåknig, Rapport 980/07)*.
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H. & Vadset, M. 2007b. Nedfall av tungmetaller rundt norske industrier studert ved analyse av mose: Undersøkelse i 2005. *Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåknig, Rapport 979/07)*.
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H. T. & Pfaffhuber, K. A. 2011a. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge: Landsomfattende undersøkelse i 2010. *Oslo, Klima-*

- og forurensningsdirektoratet (Rapport TA-2981/2012), (Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 1109/2011).
- Steinnes, E., Hanssen, J., Rambæk, J. & Vogt, N. 1994. Atmospheric deposition of trace elements in Norway: Temporal and spatial trends studied by moss analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*, 74, 121-140.
- Steinnes, E., Rambæk, J. P. & Hanssen, J. E. 1992. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemosphere*, 25, 735-752.
- Steinnes, E., Uggerud, H. & Pfaffhuber, K. 2011b. Nedfall av tungmetaller rundt norske industrier studert ved analyse av mose: Undersøkelse i 2010. Oslo, Klima- og forurensningsdirektoratet (Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 1110/2011).
- Store norske leksikon. 2009. *Bioindikator* [Online]. <http://snl.no/bioindikator.entet> hentet 02.04.14: Store norske leksikon.
- Szczepaniak, K. & Biziuk, M. 2003. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*, 93, 221-230.
- Tavares, H. M. C. F. & Vasconcelos, M. T. S. D. 1996. Comparison of lead levels collected by Sphagnum auriculatum and by a low-volume aerosol sampler in the urban atmosphere of Oporto. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 54, 195-209.
- Titenko-Holland, N., Shao, J., Zhang, L., Xi, L., Ngo, H., Shang, N. & Smith, M. T. 1998. Studies on the genotoxicity of molybdenum salts in human cells in vitro and in mice in vivo. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 32, 251-259.
- Tønnesen, D. 2008. Beregning av svevestøvkonsentrasjoner i Mo i Rana. Oslo, Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 33/2008.
- UiO. 2014. *Periodesystemet.no* [Online]. <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/> hentet 30.04.14: Universitetet i Oslo (UiO): Det matematisk- naturvitenskapelige fakultet, Kjemisk institutt
- Vandenhove, H., Olyslaegers, G., Sanzharova, N., Shubina, O., Reed, E., Shang, Z. & Velasco, H. 2009. Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 721-732.
- Vandenhove, H., Zeevaert, T., Bousher, A., Jackson, D., Lambers, B. & Jensen, P. H. 2000. Investigation of a possible basis for a common approach with regard to the restoration of areas affected by lasting radiation exposure as a result of past or old practice or work activity. *CARE, Final report*, Office for Official Publications of the European Communities.
- Vasconcelos, M. T. S. D. & Tavares, H. M. F. 1998. Atmospheric metal pollution (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) in Oporto city derived from results for low-volume aerosol samplers and for the moss Sphagnum auriculatum bioindicator. *Science of The Total Environment*, 212, 11-20.
- Viskari, E. L., Rekilä, R., Roy, S., Lehto, O., Ruuskanen, J. & Kärenlampi, L. 1997. Airborne pollutants along a roadside: Assessment using snow analyses and moss bags. *Environmental Pollution*, 97, 153-160.

- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P. & Peakall, D. B. 2012. *Principles of Ecotoxicology*, Fourth Edition, CRC Press.
- WHO 2000. Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. *Copenhagen, Denmark: World Health Organization; rapport 91*.
- WHO. 2014. *Antimony in drinking-water* [Online].  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/0304\\_74/en/index5.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/0304_74/en/index5.html) hentet 30.04.14: World Health Organization (WHO).
- Wolterbeek, B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*, 120, 11-21.
- Yurukova, L. & Ganeva, A. 1997. Active biomonitoring of atmospheric element deposition with Sphagnum species around a copper smelter in Bulgaria. *Journal of Applied Botany*, 71, 14-20.



# **VEDLEGG A**

Prøvepunktbeskrivelser med GPS-koordinater

**Tabell A.1 GPS-koordinater og prøvepunktbeskrivelser for oppgavens lokaliteter**

<b>PrøveID</b>	<b>Forklaring</b>	<b>E33 WGS84</b>	<b>N33 WGS84</b>
1001	Venstre side av tungtransportveien. Nærmeste tre. 2 m høyde.	462177	7354036
1002	Rett overfor skrapbua over bekken. BORTE	-	-
1003	Tre ved siden av veien noen meter før skraplager. 2 m høyde.	462452	7354316
1004	Utenfor Teknobygget, bjerk nr 3. BORTE	-	-
1005	Noen meter utenfor parken, nedenfor slag og slamdungene.	462161	7354723
1006	Bak slagghåndtering Celsa.	462582	7355163
1007	Rett bak primæravsug/filteranlegg Celsa. 3 m høyde.	462703	7355192
1008	Ved rensanlegget til Fesil, på nedsiden av veien. DUPLIKAT	463109	7355013
1010	Ved rensanlegget til Fesil.	463185	7354877
1011	Bak Vale, like ved innkjøringen ved Hammeren. 2 m høyde.	463278	7354669
1012	Celsa front. Pyntebusk. 2,5 m høyde.	462473	7355094
1013	Sør for Vale, bjerk. 2 m høyde.	463178	7354399
1014	Ved settefiskanlegget.	463419	7354300
1015	Bak Vale i trekrattet.	463327	7354483
1016	Fesils plen. Liten bjerk. 2 m maks.	462937	7354789
1017	Ved Celsa kombiverk, administrerende bygg.	462791	7354867
1018	På voll venstre for Momek. 2 m høyde.	462736	7354368
1019	Gamle prøvepunkt nr 11 (Hammernhuset)	464647	7354678
1020	Gamle prøvepunkt nr 9 (i sving nederst i Hammernveien)	463709	7354625
1021	Ved sti innover mot klokkerhagen. Bjerk. 2 m høyde.	463246	7354965
1022	Gamle nr 10 (Bak hvitt hus på bakketopp ved barnehage)	463413	7355459
1023	Revelen. Bjerk. 2 m høyde.	462773	7355373
1024	E6 ved rundkjøring til Best. Rogn.	461934	7354574
1025	Gamle prøvepunkt nr 8 (I buskas ved porten, selje) DUPLIKAT	462002	7354370
1027	E6 ved gulbygget (parkeringsplass)	462257	7355162
1028	Mo Ungdomsskole, bjerk.	461848	7355243
1029	Talvikparken (plantet tre)	461563	7355021
1030	Moheia målestasjon	461922	7354985
1031	Celsa siste v/ O2 fabrikk.	462908	7355163
1032	Ueksponert	-	-
1033	Ueksponert	-	-
1034	Ueksponert	-	-



# **VEDLEGG B**

## Rådata fra ICP-MS analyser

- Beregnet tilbake til fast stoff og korrigert for blankprøver
- Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (ppm)
- Alle tall er gitt med fire desimaler

Tabell B.1 Rådata fra ICP-MS analyser. Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (ppm)

PrøveID	Ag	Al	As	Au	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd
1001	0,0780	2093,5379	0,9116	0,0041	10,0733	109,7393	0,0896	0,1511	9325,5800	0,4931
1003	0,1455	2679,3995	1,4966	0,0042	20,2844	204,3091	0,1475	0,2031	9738,1124	1,0768
1005	0,1118	2278,7639	0,8734	0,0018	19,6424	104,1413	0,0917	0,0912	10068,8063	0,3472
1006	0,1872	6981,8448	0,9573	0,0024	141,7462	414,5805	0,1500	0,0693	61469,4926	0,2556
1007	0,2217	2046,5896	0,5070	0,0016	25,2629	101,6004	0,0544	0,1779	15397,0968	1,0334
1008	0,0797	1173,7614	0,3134	0,0030	11,9808	28,9681	0,0308	0,0633	9226,0972	0,1423
1010	0,0379	1597,7137	0,4364	0,0029	10,3691	39,8277	0,0696	0,1562	11140,6385	0,1234
1011	0,0479	1456,9244	0,5170	0,0017	9,9037	80,7130	0,0790	0,0445	6275,8178	0,1304
1012	0,2031	2297,0726	0,5313	0,0038	25,8838	93,5003	0,0602	0,1654	17610,5397	0,4509
1013	0,0397	2159,9916	0,4493	0,0033	7,8199	112,9859	0,1083	0,0473	6194,7377	0,1234
1014	0,0565	1622,0936	0,2984	0,0012	8,5829	66,3986	0,0720	0,0528	5560,9039	0,0639
1015	0,0372	2133,4294	0,8244	0,0010	6,8546	119,8405	0,1066	0,0439	5178,1964	0,1308
1016	0,0757	4967,4687	1,4816	0,0017	23,4408	326,6383	0,3426	0,0773	15703,0850	0,4016
1017	0,0776	3091,5627	1,1348	0,0053	32,1393	160,3459	0,1628	0,1559	13541,6476	0,4415
1018	0,0472	3396,8505	0,7528	0,0021	10,4410	246,9751	0,2218	0,0591	7594,1718	0,2966
1019	0,0110	1100,5727	0,2085	0,0012	2,3278	14,4791	0,0243	0,0308	3276,7568	0,0222
1020	0,0279	1160,1534	0,2877	0,0062	9,2090	40,1092	0,0474	0,0329	4627,7983	0,0982
1021	0,0368	1012,6714	0,2259	0,0010	12,3689	16,1384	0,0279	0,0380	6660,6615	0,0728
1022	0,0333	1436,9172	0,2602	0,0040	5,3396	18,5362	0,0267	0,0377	5261,6107	0,0863
1023	0,0573	1005,0580	0,1994	0,0029	26,4080	22,6939	0,0268	0,0348	7846,4584	0,0648
1024	0,0567	1767,2743	0,3954	0,0027	12,0901	63,2351	0,0685	0,0574	8471,6079	0,1316
1025	0,0893	1682,2463	0,3653	0,0032	7,5962	150,9182	0,0844	0,0516	5490,1162	0,2515
1027	0,1770	2620,2457	0,4104	0,0027	36,7499	100,4317	0,0666	0,1038	13756,2106	0,2759
1028	0,0392	1288,2953	0,2357	0,0042	6,1601	18,7618	0,0284	0,0385	4630,1513	0,0620
1029	0,0919	1633,3324	0,3449	0,0043	12,4962	47,8561	0,0431	0,0545	8743,8888	0,1157
1030	0,0445	1051,4828	0,2663	0,0024	12,0021	37,8343	0,0299	0,0603	8194,6072	0,1120
1031	0,1312	1481,4093	0,3711	0,0025	17,0969	62,0630	0,0499	0,1012	16151,4640	0,2947
Ueksponert	0,0095	968,5343	0,1899	0,0024	1,5948	4,7286	0,0170	0,0291	2635,2336	0,0033
Ueksponert	0,0259	807,7404	0,1632	0,0032	1,1644	4,1373	0,0160	0,0289	2879,9820	0,0033
Ueksponert	0,0083	632,3312	0,1274	0,0013	1,1919	3,1820	0,0119	0,0264	2302,5897	0,0025
Gj.snitt ueksp	0,0146	802,8686	0,1602	0,0023	1,3170	4,0160	0,0150	0,0281	2605,9351	0,0030

PrøveID	Ce	Co	Cr	Cs	Cu	Fe	Ga	Hf	Hg	K
1001	4,5944	1,6186	61,4862	0,1912	24,3889	4956,9452	0,5878	0,0863	0,1057	505,9282
1003	5,9308	3,3993	85,7095	0,1349	47,8739	8477,3743	0,5510	0,1597	0,2050	436,4376
1005	3,5141	1,8905	103,9594	0,1242	17,4362	4964,5492	0,5506	0,1100	0,1273	382,5712
1006	5,1721	1,2366	1207,2813	0,0607	51,9553	41069,7369	2,0632	0,6457	0,1980	195,9822
1007	1,8363	0,8478	248,9625	0,0930	18,7668	8228,5636	0,7609	0,1809	0,3432	217,7322
1008	0,9979	0,7047	46,4727	0,0476	12,9295	2857,6814	0,4137	0,0491	0,1672	235,5833
1010	2,2852	1,1494	28,1447	0,0791	11,1909	2455,6669	0,4585	0,0578	0,0916	334,3633
1011	2,9517	2,1730	22,9664	0,0702	11,8325	1809,4353	0,3323	0,0750	0,0829	755,0049
1012	2,2042	1,1027	255,8674	0,0709	22,7704	9138,5605	0,7782	0,1478	0,1619	242,9158
1013	4,4959	1,5855	46,7574	0,0956	11,6170	2661,3068	0,4413	0,0990	0,0904	473,4513
1014	2,7096	0,9466	21,9294	0,0708	10,4783	2102,6787	0,3552	0,0729	0,1133	329,1517
1015	4,6392	3,5946	42,9956	0,0984	13,6631	2864,0448	0,4965	0,1032	0,0989	444,9621
1016	12,4641	5,9545	102,7792	0,2478	20,0637	3973,1162	0,7338	0,2737	0,0910	900,4585
1017	6,7672	3,7508	81,0741	0,1527	27,8359	5383,8317	0,6918	0,1447	0,1013	730,5153
1018	9,4107	2,9013	61,7486	0,1290	17,6073	3313,8593	0,4497	0,1897	0,1044	473,8225
1019	0,9031	0,6983	10,7105	0,0487	7,3901	1689,2743	0,3479	0,0282	0,0830	272,2437
1020	1,7580	0,9450	52,2396	0,0645	12,0571	1677,0972	0,2862	0,0416	0,1334	318,4957
1021	0,8286	0,5757	22,0575	0,0396	9,1194	1929,4052	0,3223	0,0302	0,1170	192,0384
1022	0,9773	0,7910	40,9108	0,0770	11,4182	2876,7491	0,4506	0,0448	0,1309	309,3142
1023	0,8942	0,5208	19,5616	0,0534	10,1015	1658,5198	0,3002	0,0297	0,0797	650,0738
1024	2,9667	1,2365	68,0090	0,0767	15,4233	3227,0647	0,4871	0,0861	0,0859	1060,5903
1025	3,2449	1,1778	28,4765	0,0678	14,7875	2451,0176	0,3334	0,0795	0,1062	374,9612
1027	2,6809	1,1008	294,6424	0,0704	24,5900	9030,7393	0,8230	0,1725	0,2841	472,6015
1028	1,1106	0,6931	49,8759	0,0628	10,7187	2840,2111	0,4205	0,0432	0,1319	515,0467
1029	1,8796	0,9451	89,7646	0,0741	14,0184	4012,6282	0,5036	0,0743	0,1070	500,3931
1030	1,1341	0,6057	46,4670	0,0504	11,6730	2377,1656	0,3112	0,0451	0,0801	1074,1201
1031	1,7029	1,0258	110,2992	0,0687	15,1358	4544,7611	0,4874	0,1075	0,5589	314,3742
Ueksponert	0,6211	0,5141	3,9364	0,0436	7,4526	1365,8040	0,3066	0,0176	0,0744	183,4178
Ueksponert	0,5305	0,4141	3,0332	0,0427	7,3158	1107,5338	0,2501	0,0142	0,0710	160,4487
Ueksponert	0,5135	0,3031	2,2242	0,0256	6,2079	899,7506	0,1888	0,0111	0,0590	127,5294
Gj. smitt ueksp	0,5550	0,4104	3,0646	0,0373	6,9921	1124,3628	0,2485	0,0143	0,0681	157,1320

PrøveID	La	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Nb	Nd	Ni	Pb
1001	1,9558	0,9695	1713,5495	1909,6921	1,5186	307,6478	1,8581	1,9558	7,4430	18,7739
1003	2,3668	2,1629	1910,3874	3522,6309	3,2176	277,3392	1,5588	2,7010	18,1395	55,6136
1005	1,4929	0,9183	2102,0629	3099,9443	1,6829	184,2657	3,0984	1,5836	7,2467	11,2011
1006	3,1905	5,1506	11915,1195	7700,9351	15,1579	216,3495	8,6752	4,5397	12,2068	12,1824
1007	1,0236	1,2638	3037,4333	1505,4074	2,7192	133,7238	8,9845	1,1148	4,8313	39,2301
1008	0,4596	0,4712	1798,2217	421,1054	0,9372	199,4126	2,1164	0,5234	3,8823	8,3817
1010	1,0544	0,6121	1466,5879	1006,8038	0,9091	160,5366	0,7883	1,0361	3,7989	4,5888
1011	1,0959	0,5111	1141,2412	3471,4915	1,2021	240,5819	0,4270	1,1452	4,5582	3,5661
1012	1,2617	1,0513	3161,1143	1890,1313	3,0971	148,3705	9,5936	1,5386	6,6883	27,7272
1013	1,7386	0,8543	1377,8510	2858,5330	0,6254	304,3736	0,6393	1,8074	4,2962	4,8810
1014	1,1046	0,5894	1160,1863	1515,1579	0,4444	232,7743	0,4710	1,1157	3,5101	2,7079
1015	1,6485	0,8174	1332,5865	5948,4981	0,7995	243,0844	0,4003	1,7004	6,8484	4,6852
1016	5,1517	2,5660	2565,2734	12990,7200	1,8510	195,1645	0,2694	5,3085	11,3633	10,3288
1017	2,5848	1,4389	2376,4705	5788,6828	2,4115	193,2241	1,0497	2,6144	13,3325	9,3851
1018	3,3974	1,3435	1537,1834	6801,6106	1,0637	206,8004	0,3982	3,2267	7,4634	10,2051
1019	0,3862	0,3543	812,5264	364,3759	0,1835	187,4108	0,2378	0,4875	2,1132	0,9139
1020	0,7084	0,3977	1037,8501	1416,5936	0,5038	181,5055	0,3616	0,7525	3,4330	2,5986
1021	0,3674	0,3651	1098,9736	223,7089	0,4803	192,3591	0,8164	0,4386	2,7549	2,7725
1022	0,4594	0,5922	1253,6582	268,3887	0,4663	256,4360	1,2639	0,6073	2,8779	3,8436
1023	0,4412	0,3627	1715,5522	217,1037	0,5060	285,7023	0,7956	0,4828	2,0316	1,2974
1024	1,2893	0,7115	1599,1307	1788,9681	1,0327	392,1154	2,3702	1,4182	4,1673	5,4197
1025	1,2806	0,5892	1169,3242	1838,4532	0,7791	218,8179	0,6579	1,3075	4,7972	6,9649
1027	1,3946	1,0806	3080,3564	1903,1503	2,9535	193,0676	10,9702	1,6946	6,5789	16,1954
1028	0,5328	0,5059	1091,0797	391,5055	0,5482	307,2644	1,7116	0,6592	3,0136	3,5623
1029	0,9124	0,6889	1830,3769	925,3544	1,2119	234,1692	2,8665	1,0516	4,2698	4,9507
1030	0,5178	0,4267	1450,2550	645,5737	0,9566	292,9103	1,9851	0,6213	2,9979	4,2369
1031	0,7993	0,8856	3074,4400	1272,7749	1,4297	155,4476	3,9101	0,9273	4,4919	15,0050
Uekspontert	0,2625	0,3597	554,9663	35,8589	0,0937	205,7482	0,1068	0,3528	1,6120	0,2733
Uekspontert	0,2412	0,3028	475,4921	42,4628	0,1008	241,3077	0,1001	0,2892	1,8666	0,2911
Uekspontert	0,2482	0,2183	370,1722	21,9498	0,0670	236,9340	0,0705	0,2800	1,2049	0,2230
Gj.snitt ueksp	0,2506	0,2936	466,8769	33,4238	0,0872	227,9966	0,0925	0,3074	1,5612	0,2625

PrøveID	Pt	Rb	S	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Th	Ti
1001	0,0259	2,5697	744,5710	0,6078	0,7519	0,1911	1,3561	24,2826	0,4479	186,3108
1003	0,0313	1,7337	747,5321	1,1977	1,3246	0,2961	3,9505	32,1042	0,4673	262,7069
1005	0,0230	1,7092	898,9738	0,3135	0,8595	0,1963	0,8420	26,0501	0,3012	214,8248
1006	0,0180	0,9714	1094,9439	0,1747	0,5689	0,2476	2,3504	104,1294	0,3379	581,9438
1007	0,0206	1,0577	1032,0531	0,4976	0,5171	0,1578	1,5718	27,8238	0,1774	191,0782
1008	0,0270	0,9373	755,7528	0,2624	0,4980	0,1444	0,6512	18,6975	0,0943	121,9801
1010	0,0242	1,6756	782,4567	0,2741	0,6021	0,1760	0,4486	20,3304	0,1928	120,7425
1011	0,0261	1,8333	746,7846	0,1721	0,7488	0,1555	0,2470	19,3543	0,1856	133,2027
1012	0,0240	1,0937	1897,4868	0,4343	0,5543	0,2026	1,5698	30,3843	0,1929	211,5496
1013	0,0247	1,8585	701,4656	0,2650	1,1108	0,1790	0,4179	23,0992	0,3210	210,4703
1014	0,0289	1,3580	760,1953	0,2191	0,8435	0,1578	0,3058	18,0158	0,1918	156,0284
1015	0,0225	1,7197	740,4015	0,1809	1,0801	0,1767	0,3513	20,9993	0,3259	233,0140
1016	0,0242	3,8026	2880,0605	0,1240	2,3264	0,4871	0,2913	52,4798	0,9298	444,4274
1017	0,0247	3,0363	1434,0778	0,2536	1,4472	0,2902	0,8823	35,7455	0,5283	328,6509
1018	0,0268	1,9581	765,8669	0,2490	1,8376	0,2741	0,7773	37,6036	0,5967	355,1985
1019	0,0242	1,1445	672,9868	0,1946	0,5411	0,0997	0,1982	9,8291	0,0989	127,6663
1020	0,0333	1,2630	791,4882	0,1964	0,5217	0,1499	0,3559	18,2819	0,1225	104,8511
1021	0,0224	0,8569	716,9473	0,2039	0,4651	0,1111	0,2804	13,5959	0,0843	113,4637
1022	0,0318	1,3694	784,5755	0,2234	0,6417	0,2234	0,4344	13,6304	0,0967	164,8657
1023	0,0275	1,5817	814,8127	0,2977	0,4285	0,1367	0,4433	20,4859	0,0801	105,4948
1024	0,0278	3,2740	894,5361	0,4346	0,7419	0,1715	0,7677	24,3246	0,2437	150,9148
1025	0,0280	1,4118	759,5000	0,3393	0,7910	0,1795	0,7913	19,8807	0,2215	142,3371
1027	0,0227	1,6607	1772,9332	0,4866	0,5435	0,2094	1,6519	28,8044	0,2647	227,5554
1028	0,0299	1,4634	820,8457	0,2553	0,5297	0,1956	0,8152	13,0967	0,1192	141,7336
1029	0,0266	1,7213	1002,0392	0,3292	0,5884	0,1783	0,8337	22,2405	0,1627	150,8780
1030	0,0240	2,7937	927,2760	0,2498	0,3616	0,1635	0,5313	17,6534	0,1030	94,8994
1031	0,0220	1,1498	1056,8674	0,2928	0,5237	0,2163	0,8427	25,0610	0,1652	141,6251
Ueksponert	0,0247	0,9007	682,7816	0,1209	0,4756	0,1145	0,1486	7,2507	0,0822	103,4673
Ueksponert	0,0255	0,7357	592,3766	0,1346	0,3852	0,1394	0,1832	7,8348	0,0829	85,6323
Ueksponert	0,0241	0,5545	546,9898	0,1195	0,3069	0,0939	0,1277	6,9812	0,0659	68,6306
Gj.snitt ueksp	0,0247	0,7303	607,3827	0,1250	0,3892	0,1159	0,1532	7,3556	0,0770	85,9101

PrøveID	Ti	U	V	W	Zn	Zr
1001	0,0629	0,1444	11,1806	1,9026	328,6620	3,3595
1003	0,0352	0,1951	13,2452	2,0220	851,9863	5,5990
1005	0,0888	0,1204	22,3207	3,1477	142,7742	3,9595
1006	0,0069	0,2094	317,3706	29,0557	177,9128	30,6185
1007	0,0132	0,0792	48,1143	10,4535	590,2522	7,9791
1008	0,0124	0,0513	11,8646	1,9538	112,8303	1,5697
1010	0,0248	0,0910	8,2394	1,1037	49,2541	1,6226
1011	0,0584	0,0929	6,9497	0,3649	44,6556	2,0969
1012	0,0173	0,0987	49,9643	10,6243	302,6127	4,7905
1013	0,0324	0,1327	7,9308	0,5155	69,5171	2,6691
1014	0,0160	0,0953	6,1416	0,4326	77,4574	1,6643
1015	0,0552	0,1362	9,2556	0,2991	60,7536	2,3429
1016	0,1182	0,3536	16,8773	0,2113	80,6167	5,9918
1017	0,0887	0,2372	19,7837	1,3215	134,4680	3,8289
1018	0,0442	0,2543	9,7863	0,2738	128,3601	4,6721
1019	0,0114	0,0363	5,1097	0,1504	42,0081	0,5094
1020	0,0283	0,0580	4,9029	0,3006	54,7281	0,9212
1021	0,0093	0,0340	6,7909	0,6896	60,3787	0,6199
1022	0,0101	0,0366	11,1932	1,3094	60,8745	1,0294
1023	0,0143	0,0343	9,9874	1,1279	48,9173	0,6076
1024	0,0333	0,0894	13,6677	2,5637	65,5643	1,9512
1025	0,0249	0,4437	7,4249	0,6345	128,8903	1,8552
1027	0,0210	0,1169	52,5652	11,7340	228,5028	5,0200
1028	0,0117	0,0402	9,3623	1,4713	58,7931	1,0019
1029	0,0225	0,0610	16,6882	2,7552	76,3447	1,7714
1030	0,0184	0,0460	16,0871	2,5975	72,5838	1,0490
1031	0,0180	0,0895	23,2758	4,2125	187,5567	2,9302
Uekspnert	0,0072	0,0241	4,2310	0,0581	5,2184	0,3410
Uekspnert	0,0102	0,0218	3,4474	0,0850	5,6642	0,3013
Uekspnert	0,0045	0,0183	2,7393	0,0440	4,3969	0,2113
Gj.smit ueksp	0,0073	0,0214	3,4726	0,0624	5,0932	0,2845

# **VEDLEGG C**

Anrikningsfaktorer:

Eksponert moseprøve/Ueksponert moseprøve

**Tabell C.1 Observerte anrikningsfaktorer (Ekspionert moseprøve/Uekspionert moseprøve)**

PrøveID	Ag	Al	As	Au	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Ce	Co	Cr	Cs	Cu
1001	5,4	2,6	5,7	1,8	7,6	27,3	6,0	5,4	3,6	164,1	8,3	3,9	20,1	5,1	3,5
1003	10,0	3,3	9,3	1,8	15,4	50,9	9,9	7,2	3,7	358,4	10,7	8,3	28,0	3,6	6,8
1005	7,7	2,8	5,5	0,8	14,9	25,9	6,1	3,2	3,9	115,5	6,3	4,6	33,9	3,3	2,5
1006	12,9	8,7	6,0	1,0	107,6	103,2	10,0	2,5	23,6	85,1	9,3	3,0	393,9	1,6	7,4
1007	15,2	2,5	3,2	0,7	19,2	25,3	3,6	6,3	5,9	343,9	3,3	2,1	81,2	2,5	2,7
1008	5,5	1,5	2,0	1,3	9,1	7,2	2,1	2,3	3,5	47,4	1,8	1,7	15,2	1,3	1,8
1010	2,6	2,0	2,7	1,3	7,9	9,9	4,7	5,6	4,3	41,1	4,1	2,8	9,2	2,1	1,6
1011	3,3	1,8	3,2	0,7	7,5	20,1	5,3	1,6	2,4	43,4	5,3	5,3	7,5	1,9	1,7
1012	14,0	2,9	3,3	1,7	19,7	23,3	4,0	5,9	6,8	150,1	4,0	2,7	83,5	1,9	3,3
1013	2,7	2,7	2,8	1,5	5,9	28,1	7,2	1,7	2,4	41,1	8,1	3,9	15,3	2,6	1,7
1014	3,9	2,0	1,9	0,5	6,5	16,5	4,8	1,9	2,1	21,3	4,9	2,3	7,2	1,9	1,5
1015	2,6	2,7	5,1	0,4	5,2	29,8	7,1	1,6	2,0	43,5	8,4	8,8	14,0	2,6	2,0
1016	5,2	6,2	9,3	0,7	17,8	81,3	22,9	2,8	6,0	133,7	22,5	14,5	33,5	6,6	2,9
1017	5,3	3,9	7,1	2,3	24,4	39,9	10,9	5,5	5,2	146,9	12,2	9,1	26,5	4,1	4,0
1018	3,2	4,2	4,7	0,9	7,9	61,5	14,8	2,1	2,9	98,7	17,0	7,1	20,1	3,5	2,5
1019	0,8	1,4	1,3	0,5	1,8	3,6	1,6	1,1	1,3	7,4	1,6	1,7	3,5	1,3	1,1
1020	1,9	1,4	1,8	2,7	7,0	10,0	3,2	1,2	1,8	32,7	3,2	2,3	17,0	1,7	1,7
1021	2,5	1,3	1,4	0,4	9,4	4,0	1,9	1,4	2,6	24,2	1,5	1,4	7,2	1,1	1,3
1022	2,3	1,8	1,6	1,8	4,1	4,6	1,8	1,3	2,0	28,7	1,8	1,9	13,3	2,1	1,6
1023	3,9	1,3	1,2	1,3	20,1	5,7	1,8	1,2	3,0	21,6	1,6	1,3	6,4	1,4	1,4
1024	3,9	2,2	2,5	1,2	9,2	15,7	4,6	2,0	3,3	43,8	5,3	3,0	22,2	2,1	2,2
1025	6,1	2,1	2,3	1,4	5,8	37,6	5,6	1,8	2,1	83,7	5,8	2,9	9,3	1,8	2,1
1027	12,2	3,3	2,6	1,2	27,9	25,0	4,5	3,7	5,3	91,8	4,8	2,7	96,1	1,9	3,5
1028	2,7	1,6	1,5	1,9	4,7	4,7	1,9	1,4	1,8	20,6	2,0	1,7	16,3	1,7	1,5
1029	6,3	2,0	2,2	1,9	9,5	11,9	2,9	1,9	3,4	38,5	3,4	2,3	29,3	2,0	2,0
1030	3,1	1,3	1,7	1,1	9,1	9,4	2,0	2,1	3,1	37,3	2,0	1,5	15,2	1,4	1,7
1031	9,0	1,8	2,3	1,1	13,0	15,5	3,3	3,6	6,2	98,1	3,1	2,5	36,0	1,8	2,2
Uekspionert	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0



PrøveID	Fe	Ga	Hf	Hg	K	La	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Nb	Nd	Ni	Pb
1001	4,4	2,4	6,0	1,6	3,2	7,8	3,3	3,7	57,1	17,4	1,3	20,1	6,4	4,8	71,5
1003	7,5	2,2	11,2	3,0	2,8	9,4	7,4	4,1	105,4	36,9	1,2	16,9	8,8	11,6	211,9
1005	4,4	2,2	7,7	1,9	2,4	6,0	3,1	4,5	92,7	19,3	0,8	33,5	5,2	4,6	42,7
1006	36,5	8,3	45,2	2,9	1,2	12,7	17,5	25,5	230,4	173,9	0,9	93,8	14,8	7,8	46,4
1007	7,3	3,1	12,7	5,0	1,4	4,1	4,3	6,5	45,0	31,2	0,6	97,2	3,6	3,1	149,5
1008	2,5	1,7	3,4	2,5	1,5	1,8	1,6	3,9	12,6	10,7	0,9	22,9	1,7	2,5	31,9
1010	2,2	1,8	4,0	1,3	2,1	4,2	2,1	3,1	30,1	10,4	0,7	8,5	3,4	2,4	17,5
1011	1,6	1,3	5,3	1,2	4,8	4,4	1,7	2,4	103,9	13,8	1,1	4,6	3,7	2,9	13,6
1012	8,1	3,1	10,3	2,4	1,5	5,0	3,6	6,8	56,6	35,5	0,7	103,8	5,0	4,3	105,6
1013	2,4	1,8	6,9	1,3	3,0	6,9	2,9	3,0	85,5	7,2	1,3	6,9	5,9	2,8	18,6
1014	1,9	1,4	5,1	1,7	2,1	4,4	2,0	2,5	45,3	5,1	1,0	5,1	3,6	2,2	10,3
1015	2,5	2,0	7,2	1,5	2,8	6,6	2,8	2,9	178,0	9,2	1,1	4,3	5,5	4,4	17,9
1016	3,5	3,0	19,2	1,3	5,7	20,6	8,7	5,5	388,7	21,2	0,9	2,9	17,3	7,3	39,4
1017	4,8	2,8	10,1	1,5	4,6	10,3	4,9	5,1	173,2	27,7	0,8	11,4	8,5	8,5	35,8
1018	2,9	1,8	13,3	1,5	3,0	13,6	4,6	3,3	203,5	12,2	0,9	4,3	10,5	4,8	38,9
1019	1,5	1,4	2,0	1,2	1,7	1,5	1,2	1,7	10,9	2,1	0,8	2,6	1,6	1,4	3,5
1020	1,5	1,2	2,9	2,0	2,0	2,8	1,4	2,2	42,4	5,8	0,8	3,9	2,4	2,2	9,9
1021	1,7	1,3	2,1	1,7	1,2	1,5	1,2	2,4	6,7	5,5	0,8	8,8	1,4	1,8	10,6
1022	2,6	1,8	3,1	1,9	2,0	1,8	2,0	2,7	8,0	5,3	1,1	13,7	2,0	1,8	14,6
1023	1,5	1,2	2,1	1,2	4,1	1,8	1,2	3,7	6,5	5,8	1,3	8,6	1,6	1,3	4,9
1024	2,9	2,0	6,0	1,3	6,7	5,1	2,4	3,4	53,5	11,8	1,7	25,6	4,6	2,7	20,7
1025	2,2	1,3	5,6	1,6	2,4	5,1	2,0	2,5	55,0	8,9	1,0	7,1	4,3	3,1	26,5
1027	8,0	3,3	12,1	4,2	3,0	5,6	3,7	6,6	56,9	33,9	0,8	118,7	5,5	4,2	61,7
1028	2,5	1,7	3,0	1,9	3,3	2,1	1,7	2,3	11,7	6,3	1,3	18,5	2,1	1,9	13,6
1029	3,6	2,0	5,2	1,6	3,2	3,6	2,3	3,9	27,7	13,9	1,0	31,0	3,4	2,7	18,9
1030	2,1	1,3	3,2	1,2	6,8	2,1	1,5	3,1	19,3	11,0	1,3	21,5	2,0	1,9	16,1
1031	4,0	2,0	7,5	8,2	2,0	3,2	3,0	6,6	38,1	16,4	0,7	42,3	3,0	2,9	57,2
Ueksponert	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

PrøveID	Pt	Rb	S	Sb	Sc	Se	Sn	Sr	Th	Ti	Tl	U	V	W	Zn	Zr
1001	1,0	3,5	1,2	4,9	1,9	1,6	8,9	3,3	5,8	2,2	8,6	6,7	3,2	30,5	64,5	11,8
1003	1,3	2,4	1,2	9,6	3,4	2,6	25,8	4,4	6,1	3,1	4,8	9,1	3,8	32,4	167,3	19,7
1005	0,9	2,3	1,5	2,5	2,2	1,7	5,5	3,5	3,9	2,5	12,2	5,6	6,4	50,5	28,0	13,9
1006	0,7	1,3	1,8	1,4	1,5	2,1	15,3	14,2	4,4	6,8	0,9	9,8	91,4	465,8	34,9	107,6
1007	0,8	1,4	1,7	4,0	1,3	1,4	10,3	3,8	2,3	2,2	1,8	3,7	13,9	167,6	115,9	28,0
1008	1,1	1,3	1,2	2,1	1,3	1,2	4,3	2,5	1,2	1,4	1,7	2,4	3,4	31,3	22,2	5,5
1010	1,0	2,3	1,3	2,2	1,5	1,5	2,9	2,8	2,5	1,4	3,4	4,2	2,4	17,7	9,7	5,7
1011	1,1	2,5	1,2	1,4	1,9	1,3	1,6	2,6	2,4	1,6	8,0	4,3	2,0	5,9	8,8	7,4
1012	1,0	1,5	3,1	3,5	1,4	1,7	10,2	4,1	2,5	2,5	2,4	4,6	14,4	170,3	59,4	16,8
1013	1,0	2,5	1,2	2,1	2,9	1,5	2,7	3,1	4,2	2,4	4,4	6,2	2,3	8,3	13,6	9,4
1014	1,2	1,9	1,3	1,8	2,2	1,4	2,0	2,4	2,5	1,8	2,2	4,4	1,8	6,9	15,2	5,8
1015	0,9	2,4	1,2	1,4	2,8	1,5	2,3	2,9	4,2	2,7	7,6	6,4	2,7	4,8	11,9	8,2
1016	1,0	5,2	4,7	1,0	6,0	4,2	1,9	7,1	12,1	5,2	16,2	16,5	4,9	3,4	15,8	21,1
1017	1,0	4,2	2,4	2,0	3,7	2,5	5,8	4,9	6,9	3,8	12,2	11,1	5,7	21,2	26,4	13,5
1018	1,1	2,7	1,3	2,0	4,7	2,4	5,1	5,1	7,8	4,1	6,1	11,9	2,8	4,4	25,2	16,4
1019	1,0	1,6	1,1	1,6	1,4	0,9	1,3	1,3	1,3	1,5	1,6	1,7	1,5	2,4	8,2	1,8
1020	1,3	1,7	1,3	1,6	1,3	1,3	2,3	2,5	1,6	1,2	3,9	2,7	1,4	4,8	10,7	3,2
1021	0,9	1,2	1,2	1,6	1,2	1,0	1,8	1,8	1,1	1,3	1,3	1,6	2,0	11,1	11,9	2,2
1022	1,3	1,9	1,3	1,8	1,6	1,9	2,8	1,9	1,3	1,9	1,4	1,7	3,2	21,0	12,0	3,6
1023	1,1	2,2	1,3	2,4	1,1	1,2	2,9	2,8	1,0	1,2	2,0	1,6	2,9	18,1	9,6	2,1
1024	1,1	4,5	1,5	3,5	1,9	1,5	5,0	3,3	3,2	1,8	4,6	4,2	3,9	41,1	12,9	6,9
1025	1,1	1,9	1,3	2,7	2,0	1,5	5,2	2,7	2,9	1,7	3,4	20,7	2,1	10,2	25,3	6,5
1027	0,9	2,3	2,9	3,9	1,4	1,8	10,8	3,9	3,4	2,6	2,9	5,5	15,1	188,1	44,9	17,6
1028	1,2	2,0	1,4	2,0	1,4	1,7	5,3	1,8	1,5	1,6	1,6	1,9	2,7	23,6	11,5	3,5
1029	1,1	2,4	1,6	2,6	1,5	1,5	5,4	3,0	2,1	1,8	3,1	2,8	4,8	44,2	15,0	6,2
1030	1,0	3,8	1,5	2,0	0,9	1,4	3,5	2,4	1,3	1,1	2,5	2,1	4,6	41,6	14,3	3,7
1031	0,9	1,6	1,7	2,3	1,3	1,9	5,5	3,4	2,1	1,6	2,5	4,2	6,7	67,5	36,8	10,3
Uekspont	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

# VEDLEGG D

## Resultat og variasjon for tripletter og ueksponert mose

- Beregnet tilbake til fast stoff og korrigert for blankprøver
- Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (ppm)
- Alle tall er gitt med fire desimaler

Tabell D.1 Resultat og standardavvik for tripletter og ueksponte moseprøver. Alle konsentrasjoner er gitt i mg/kg (ppm)

	Ag109(MR)	Al27(MR)	As75(HR)	Au197(LR)	B11(MR)	Ba137(MR)	Be9(LR)	Bi209(LR)	Ca43(MR)	Cd111(LR)	Ce140(LR)
1006-1	0,1975	7889,5944	1,0668	0,0029	156,6077	435,1864	0,1691	0,0748	66444,8691	0,2788	5,8568
1006-2	0,1677	7592,9148	0,9089	0,0022	116,1994	396,7447	0,1596	0,0692	56982,6034	0,2401	5,3236
1006-3	0,1964	5463,0251	0,8962	0,0020	152,4314	411,8106	0,1214	0,0639	60981,0052	0,2478	4,3361
GJ.SNITT	0,1872	6981,8448	0,9573	0,0024	141,7462	414,5805	0,1500	0,0693	61469,4926	0,2556	5,1721
STDAV	0,0169	1323,6747	0,0950	0,0005	22,2225	19,3700	0,0252	0,0054	4750,0087	0,0205	0,7716
STDAV %	<b>9,02</b>	<b>18,96</b>	<b>9,92</b>	<b>20,07</b>	<b>15,68</b>	<b>4,67</b>	<b>16,83</b>	<b>7,83</b>	<b>7,73</b>	<b>8,02</b>	<b>14,92</b>
1013-1	0,0382	2180,1991	0,4454	0,0037	7,2227	115,0783	0,1117	0,0465	6163,6022	0,1108	4,7093
1013-2	0,0507	2354,4108	0,4822	0,0028	11,3050	141,2246	0,1264	0,0550	7408,0529	0,1624	5,3133
1013-3	0,0303	1945,3648	0,4201	0,0035	4,9320	82,6549	0,0867	0,0403	5012,5579	0,0970	3,4650
GJ.SNITT	0,0397	2159,9916	0,4493	0,0033	7,8199	112,9859	0,1083	0,0473	6194,7377	0,1234	4,4959
STD	0,0103	205,2703	0,0312	0,0005	3,2282	29,3409	0,0201	0,0073	1198,0510	0,0345	0,9424
STDAV %	<b>25,81</b>	<b>9,50</b>	<b>6,95</b>	<b>14,54</b>	<b>41,28</b>	<b>25,97</b>	<b>18,55</b>	<b>15,54</b>	<b>19,34</b>	<b>27,92</b>	<b>20,96</b>
1025-1	0,2194	1857,2195	0,3990	0,0029	8,4845	180,1043	0,1002	0,0605	5368,8510	0,2269	3,6948
1025-2	0,0334	1739,6560	0,3414	0,0029	6,3050	150,0588	0,0871	0,0457	5312,4031	0,3004	3,3870
1025-3	0,0456	1668,0432	0,3825	0,0030	9,0945	145,9071	0,0763	0,0493	5983,5923	0,2613	3,0709
GJ.SNITT	0,0995	1754,9729	0,3743	0,0029	7,9613	158,6901	0,0879	0,0518	5554,9488	0,2629	3,3842
STDAV	0,1041	95,5137	0,0296	0,0001	1,4665	18,6611	0,0120	0,0077	372,2876	0,0368	0,3120
STDAV %	<b>104,59</b>	<b>5,44</b>	<b>7,92</b>	<b>1,90</b>	<b>18,42</b>	<b>11,76</b>	<b>13,61</b>	<b>14,94</b>	<b>6,70</b>	<b>14,01</b>	<b>9,22</b>
1028-1	0,0391	1256,1822	0,2376	0,0028	7,7644	19,5906	0,0287	0,0398	4612,6955	0,0703	1,0790
1028-2	0,0423	1225,6506	0,2265	0,0058	5,8258	19,3281	0,0276	0,0366	4653,9723	0,0597	1,0569
1028-3	0,0363	1383,0530	0,2428	0,0041	4,8902	17,3668	0,0291	0,0390	4623,7860	0,0559	1,1959
GJ.SNITT	0,0392	1288,2953	0,2357	0,0042	6,1601	18,7618	0,0284	0,0385	4630,1513	0,0620	1,1106
STDAV	0,0030	83,4705	0,0083	0,0015	1,4660	1,2152	0,0008	0,0017	21,3619	0,0074	0,0747
STDAV %	<b>7,55</b>	<b>6,48</b>	<b>3,53</b>	<b>35,60</b>	<b>23,80</b>	<b>6,48</b>	<b>2,64</b>	<b>4,35</b>	<b>0,46</b>	<b>11,99</b>	<b>6,73</b>
1032-ueksp.	0,0095	968,5343	0,1899	0,0024	1,5948	4,7286	0,0170	0,0291	2635,2336	0,0033	0,6211
1033-ueksp	0,0259	807,7404	0,1632	0,0032	1,1644	4,1373	0,0160	0,0289	2879,9820	0,0033	0,5305
1034-ueksp	0,0083	632,3312	0,1274	0,0013	1,1919	3,1820	0,0119	0,0264	2302,5897	0,0025	0,5135
GJ.SNITT	0,0146	802,8686	0,1602	0,0023	1,3170	4,0160	0,0150	0,0281	2605,9351	0,0030	0,5550
STDAV	0,0098	168,1545	0,0314	0,0010	0,2410	0,7804	0,0027	0,0015	289,8091	0,0004	0,0578
STDAV %	<b>67,62</b>	<b>20,94</b>	<b>19,58</b>	<b>42,67</b>	<b>18,30</b>	<b>19,43</b>	<b>17,98</b>	<b>5,35</b>	<b>11,12</b>	<b>14,80</b>	<b>10,42</b>

	Co59(MR)	Cr52(MR)	Cs133(LR)	Cu63(MR)	Fe57(MR)	Ga69(MR)	Hf178(LR)	Hg202(LR)	K39(MR)	La139(MR)	Li7(LR)
1006-1	1,3457	1356,4706	0,0609	57,2445	47471,2455	2,2801	0,8399	0,1761	204,7029	3,4539	5,7989
1006-2	1,2988	1293,9045	0,0573	54,5047	44769,6500	2,2397	0,4949	0,1734	180,8611	3,5442	5,5666
1006-3	1,0653	971,4689	0,0639	44,1166	30968,3153	1,6697	0,6022	0,2445	202,3826	2,5735	4,0864
GJ.SNITT	1,2366	1207,2813	0,0607	51,9553	41069,7369	2,0632	0,6457	0,1980	195,9822	3,1905	5,1506
STDV	0,1502	206,6017	0,0033	6,9254	8851,7622	0,3413	0,1766	0,0403	13,1465	0,5363	0,9289
STDV %	<b>12,15</b>	<b>17,11</b>	<b>5,47</b>	<b>13,33</b>	<b>21,55</b>	<b>16,54</b>	<b>27,35</b>	<b>20,34</b>	<b>6,71</b>	<b>16,81</b>	<b>18,04</b>
1013-1	1,6289	51,5818	0,0964	11,8205	2756,9677	0,4348	0,1025	0,0937	470,3020	1,7313	0,8339
1013-2	1,7433	57,3079	0,1040	12,5198	2806,8733	0,4551	0,1264	0,0873	486,0767	2,1547	1,0097
1013-3	1,3844	31,3825	0,0866	10,5109	2420,0794	0,4340	0,0680	0,0900	463,9751	1,3298	0,7195
GJ.SNITT	1,5855	46,7574	0,0956	11,6170	2661,3068	0,4413	0,0990	0,0904	473,4513	1,7386	0,8543
STD	0,1833	13,6194	0,0087	1,0198	210,3940	0,0120	0,0294	0,0032	11,3824	0,4125	0,1462
STDV %	<b>11,56</b>	<b>29,13</b>	<b>9,12</b>	<b>8,78</b>	<b>7,91</b>	<b>2,72</b>	<b>29,67</b>	<b>3,57</b>	<b>2,40</b>	<b>23,73</b>	<b>17,11</b>
1025-1	1,2658	35,4245	0,0714	15,3689	2688,3409	0,3563	0,0899	0,1175	418,1120	1,4043	0,6814
1025-2	1,1711	28,1987	0,0679	14,7219	2427,3552	0,3231	0,0752	0,0990	364,6542	1,3054	0,5550
1025-3	1,1577	25,9504	0,0714	15,1118	2422,0299	0,3510	0,0793	0,1118	384,8218	1,2345	0,5920
GJ.SNITT	1,1982	29,8579	0,0702	15,0675	2512,5754	0,3435	0,0815	0,1094	389,1960	1,3147	0,6095
STDV	0,0589	4,9502	0,0020	0,3258	152,2408	0,0178	0,0076	0,0095	26,9960	0,0853	0,0650
STDV %	<b>4,92</b>	<b>16,58</b>	<b>2,84</b>	<b>2,16</b>	<b>6,06</b>	<b>5,19</b>	<b>9,34</b>	<b>8,67</b>	<b>6,94</b>	<b>6,49</b>	<b>10,66</b>
1028-1	0,6689	58,8597	0,0518	10,0495	2983,4505	0,4099	0,0483	0,1204	524,4164	0,5611	0,4738
1028-2	0,6290	51,6963	0,0590	11,0675	2703,2471	0,3890	0,0431	0,1500	494,0637	0,5158	0,4704
1028-3	0,7815	39,0716	0,0776	11,0390	2833,9356	0,4625	0,0382	0,1253	526,6600	0,5213	0,5736
GJ.SNITT	0,6931	49,8759	0,0628	10,7187	2840,2111	0,4205	0,0432	0,1319	515,0467	0,5328	0,5059
STDV	0,0791	10,0189	0,0133	0,5797	140,2071	0,0379	0,0051	0,0159	18,2064	0,0247	0,0586
STDV %	<b>11,41</b>	<b>20,09</b>	<b>21,24</b>	<b>5,41</b>	<b>4,94</b>	<b>9,01</b>	<b>11,70</b>	<b>12,05</b>	<b>3,53</b>	<b>4,64</b>	<b>11,59</b>
1032-ueksp	0,5141	3,9364	0,0436	7,4526	1365,8040	0,3066	0,0176	0,0744	183,4178	0,2625	0,3597
1033-ueksp	0,4141	3,0332	0,0427	7,3158	1107,5338	0,2501	0,0142	0,0710	160,4487	0,2412	0,3028
1034-ueksp	0,3031	2,2242	0,0256	6,2079	899,7506	0,1888	0,0111	0,0590	127,5294	0,2482	0,2183
GJ.SNITT	0,4104	3,0646	0,0373	6,9921	1124,3628	0,2485	0,0143	0,0681	157,1320	0,2506	0,2936
STDV	0,1056	0,8565	0,0101	0,6826	233,4820	0,0589	0,0033	0,0081	28,0914	0,0108	0,0711
STDV %	<b>25,72</b>	<b>27,95</b>	<b>27,20</b>	<b>9,76</b>	<b>20,77</b>	<b>23,71</b>	<b>22,96</b>	<b>11,90</b>	<b>17,88</b>	<b>4,33</b>	<b>24,23</b>

	Mg25(MR)	Mn55(MR)	Mo98(MR)	Na23(MR)	Nb93(HR)	Nd146(LR)	Ni60(MR)	Pb208(LR)	Pt195(LR)	Rb85(MR)	S34(MR)	Sb121(MR)
1006-1	13707,0574	8764,9138	15,4667	231,1128	9,3444	5,3060	13,6193	13,5852	0,0173	1,0370	1100,7113	0,1697
1006-2	13029,3688	8519,2827	16,0479	216,8372	6,7519	4,7119	13,4859	12,0693	0,0201	0,8700	1036,6626	0,1306
1006-3	9008,9323	5818,6089	13,9590	201,0986	9,9293	3,6012	9,5152	10,8926	0,0166	1,0071	1147,4579	0,2237
GJ.SNITT	11915,1195	7700,9351	15,1579	216,3495	8,6752	4,5397	12,2068	12,1824	0,0180	0,9714	1094,9439	0,1747
STDVAV	2539,5390	1634,7623	1,0782	15,0130	1,6911	0,8653	2,3320	1,3499	0,0019	0,0890	55,6224	0,0467
STDVAV %	<b>21,31</b>	<b>21,23</b>	<b>7,11</b>	<b>6,94</b>	<b>19,49</b>	<b>19,06</b>	<b>19,10</b>	<b>11,08</b>	<b>10,40</b>	<b>9,17</b>	<b>5,08</b>	<b>26,77</b>
1013-1	1400,0804	2796,2381	0,5975	280,2372	0,6908	1,9145	4,2410	4,9942	0,0269	1,8617	712,0296	0,2834
1013-2	1516,7442	3524,2289	0,8046	289,2581	0,7206	2,0940	4,9235	6,3493	0,0227	1,9069	708,7979	0,2707
1013-3	1216,7284	2255,1321	0,4740	343,6255	0,5064	1,4138	3,7243	3,2997	0,0243	1,8069	683,5695	0,2410
GJ.SNITT	1377,8510	2858,5330	0,6254	304,3736	0,6393	1,8074	4,2962	4,8810	0,0247	1,8585	701,4656	0,2650
STD	151,2382	636,8376	0,1671	34,2911	0,1160	0,3525	0,6015	1,5279	0,0021	0,0500	15,5826	0,0217
STDVAV %	<b>10,98</b>	<b>22,28</b>	<b>26,71</b>	<b>11,27</b>	<b>18,15</b>	<b>19,50</b>	<b>14,00</b>	<b>31,30</b>	<b>8,61</b>	<b>2,69</b>	<b>2,22</b>	<b>8,21</b>
1025-1	1253,0541	2058,8895	0,8522	217,0254	0,7665	1,5067	5,1861	7,1686	0,0289	1,5124	801,7794	0,3690
1025-2	1122,9732	1900,7802	0,8371	224,8775	0,6198	1,3134	4,8666	7,3270	0,0286	1,3739	775,1207	0,3348
1025-3	1272,1098	1803,7336	0,7436	203,8802	0,6490	1,2562	4,7434	7,0027	0,0259	1,5057	787,4209	0,3426
GJ.SNITT	1216,0457	1921,1345	0,8109	215,2610	0,6784	1,3588	4,9320	7,1661	0,0278	1,4640	788,1070	0,3488
STDVAV	81,1643	128,7900	0,0588	10,6092	0,0776	0,1313	0,2285	0,1622	0,0016	0,0781	13,3426	0,0179
STDVAV %	<b>6,67</b>	<b>6,70</b>	<b>7,25</b>	<b>4,93</b>	<b>11,44</b>	<b>9,66</b>	<b>4,63</b>	<b>2,26</b>	<b>5,82</b>	<b>5,33</b>	<b>1,69</b>	<b>5,14</b>
1028-1	1068,7487	442,3275	0,6243	297,6265	2,0794	0,6633	3,1581	3,6791	0,0285	1,4379	815,6029	0,2583
1028-2	1078,4753	403,1944	0,5631	330,0281	1,7750	0,6067	2,8036	3,6024	0,0295	1,4242	809,4344	0,2703
1028-3	1126,0152	328,9947	0,4571	294,1386	1,2803	0,7075	3,0790	3,4055	0,0317	1,5280	837,4998	0,2372
GJ.SNITT	1091,0797	391,5055	0,5482	307,2644	1,7116	0,6592	3,0136	3,5623	0,0299	1,4634	820,8457	0,2553
STDVAV	30,6433	57,5635	0,0846	19,7909	0,4033	0,0505	0,1861	0,1411	0,0016	0,0564	14,7489	0,0168
STDVAV %	<b>2,81</b>	<b>14,70</b>	<b>15,43</b>	<b>6,44</b>	<b>23,56</b>	<b>7,67</b>	<b>6,17</b>	<b>3,96</b>	<b>5,48</b>	<b>3,85</b>	<b>1,80</b>	<b>6,57</b>
1032-ueksp	554,9663	35,8589	0,0937	205,7482	0,1068	0,3528	1,6120	0,2733	0,0247	0,9007	682,7816	0,1209
1033-ueksp	475,4921	42,4628	0,1008	241,3077	0,1001	0,2892	1,8666	0,2911	0,0255	0,7357	592,3766	0,1346
1034-ueksp	370,1722	21,9498	0,0670	236,9340	0,0705	0,2800	1,2049	0,2230	0,0241	0,5545	546,9898	0,1195
GJ.SNITT	466,8769	33,4238	0,0872	227,9966	0,0925	0,3074	1,5612	0,2625	0,0247	0,7303	607,3827	0,1250
STDVAV	92,6978	10,4711	0,0178	19,3914	0,0193	0,0397	0,3338	0,0353	0,0007	0,1731	69,1284	0,0083
STDVAV %	<b>19,85</b>	<b>31,33</b>	<b>20,43</b>	<b>8,51</b>	<b>20,91</b>	<b>12,90</b>	<b>21,38</b>	<b>13,46</b>	<b>2,81</b>	<b>23,71</b>	<b>11,38</b>	<b>6,64</b>

	Sc45(MR)	Se82(LR)	Sn118(LR)	Sr88(MR)	Th232(LR)	Ti49(MR)	Ti205(LR)	U238(LR)	V51(MR)	W182(LR)	Zn66(MR)	Zr90(LR)
1006-1	0,6071	0,2551	2,6100	107,8831	0,3713	620,0468	0,0062	0,2334	341,6883	28,7582	185,7196	40,0332
1006-2	0,5628	0,2555	1,9973	98,9045	0,3691	638,6277	0,0062	0,2222	322,5811	23,6216	185,4361	24,2719
1006-3	0,5368	0,2321	2,4440	105,6006	0,2733	487,1570	0,0083	0,1726	287,8425	34,7874	162,5826	27,5504
GJ.SNITT	0,5689	0,2476	2,3504	104,1294	0,3379	581,9438	0,0069	0,2094	317,3706	29,0557	177,9128	30,6185
STDV	0,0355	0,0134	0,3169	4,6666	0,0560	82,6119	0,0012	0,0324	27,2984	5,5888	13,2771	8,3165
STDV %	<b>6,25</b>	<b>5,42</b>	<b>13,48</b>	<b>4,48</b>	<b>16,56</b>	<b>14,20</b>	<b>17,18</b>	<b>15,46</b>	<b>8,60</b>	<b>19,23</b>	<b>7,46</b>	<b>27,16</b>
1013-1	1,1466	0,1859	0,4542	22,1321	0,3256	206,1073	0,0334	0,1359	7,9643	0,5629	65,9693	2,7380
1013-2	1,2188	0,1850	0,4398	28,5113	0,4215	216,8152	0,0405	0,1555	8,2184	0,6446	91,4720	3,2363
1013-3	0,9672	0,1660	0,3597	18,6541	0,2160	208,4886	0,0232	0,1067	7,6096	0,3390	51,1099	2,0329
GJ.SNITT	1,1108	0,1790	0,4179	23,0992	0,3210	210,4703	0,0324	0,1327	7,9308	0,5155	69,5171	2,6691
STD	0,1296	0,0112	0,0509	4,9993	0,1028	5,6223	0,0087	0,0246	0,3058	0,1582	20,4136	0,6047
STDV %	<b>11,66</b>	<b>6,27</b>	<b>12,18</b>	<b>21,64</b>	<b>32,03</b>	<b>2,67</b>	<b>26,77</b>	<b>18,53</b>	<b>3,86</b>	<b>30,69</b>	<b>29,36</b>	<b>22,65</b>
1025-1	0,8502	0,1692	0,8127	21,6904	0,2556	151,5949	0,0243	0,4767	7,8061	0,7500	134,5823	2,1809
1025-2	0,7949	0,1847	0,8502	19,5999	0,2275	142,6216	0,0249	0,3910	6,8788	0,5930	123,4923	1,8558
1025-3	0,8000	0,1844	0,7464	19,8543	0,1960	144,8135	0,0286	0,5350	8,5671	0,6170	136,2454	1,7577
GJ.SNITT	0,8150	0,1794	0,8031	20,3815	0,2263	146,3433	0,0259	0,4676	7,7507	0,6533	131,4400	1,9315
STDV	0,0306	0,0089	0,0526	1,1406	0,0298	4,6782	0,0023	0,0725	0,8455	0,0846	6,9329	0,2215
STDV %	<b>3,75</b>	<b>4,95</b>	<b>6,55</b>	<b>5,60</b>	<b>13,16</b>	<b>3,20</b>	<b>9,05</b>	<b>15,49</b>	<b>10,91</b>	<b>12,94</b>	<b>5,27</b>	<b>11,47</b>
1028-1	0,4681	0,1754	0,8711	12,9302	0,1186	136,5670	0,0109	0,0375	10,0597	1,8565	68,9875	1,1097
1028-2	0,4816	0,1861	0,8450	12,9177	0,1082	118,1804	0,0111	0,0388	8,8819	1,4170	53,3348	0,9629
1028-3	0,6394	0,2253	0,7294	13,4421	0,1309	170,4532	0,0130	0,0443	9,1454	1,1403	54,0570	0,9331
GJ.SNITT	0,5297	0,1956	0,8152	13,0967	0,1192	141,7336	0,0117	0,0402	9,3623	1,4713	58,7931	1,0019
STDV	0,0953	0,0263	0,0754	0,2992	0,0113	26,5166	0,0012	0,0036	0,6181	0,3612	8,8360	0,0945
STDV %	<b>17,99</b>	<b>13,44</b>	<b>9,25</b>	<b>2,28</b>	<b>9,51</b>	<b>18,71</b>	<b>10,22</b>	<b>8,94</b>	<b>6,60</b>	<b>24,55</b>	<b>15,03</b>	<b>9,44</b>
1032-ueksp	0,4756	0,1145	0,1486	7,2507	0,0822	103,4673	0,0072	0,0241	4,2310	0,0581	5,2184	0,3410
1033-ueksp	0,3852	0,1394	0,1832	7,8348	0,0829	85,6323	0,0102	0,0218	3,4474	0,0850	5,6642	0,3013
1034-ueksp	0,3069	0,0939	0,1277	6,9812	0,0659	68,6306	0,0045	0,0183	2,7393	0,0440	4,3969	0,2113
GJ.SNITT	0,3892	0,1159	0,1532	7,3556	0,0770	85,9101	0,0073	0,0214	3,4726	0,0624	5,0932	0,2845
STDV	0,0844	0,0227	0,0281	0,4364	0,0096	17,4200	0,0028	0,0029	0,7462	0,0208	0,6429	0,0665
STDV %	<b>21,69</b>	<b>19,62</b>	<b>18,31</b>	<b>5,93</b>	<b>12,50</b>	<b>20,28</b>	<b>38,76</b>	<b>13,63</b>	<b>21,49</b>	<b>33,41</b>	<b>12,62</b>	<b>23,36</b>





# VEDLEGG E

## Resultat for duplikater og reprottest

- Beregnet tilbake til fast stoff og korrigert for blankprøver
- Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (ppm)
- Alle tall er gitt med fire desimaler

Tabell E.1 Resultat for duplikater og reprotester. Alle konsentrasjoner er gitt i mg/kg (ppm)

Reprotest	La139(MR)	Li7(LR)	Mg25(MR)	Mn55(MR)	Mo98(MR)	Na23(MR)	Nb93(HR)	Nd146(LR)	Ni60(MR)	Pb208(LR)
1015	1,6447	0,8309	1314,2863	5863,5853	0,7814	241,2608	0,4235	1,6458	6,8839	4,6416
1015	1,6523	0,8039	1350,8867	6033,4110	0,8176	244,9079	0,3772	1,7550	6,8128	4,7289
1020	0,7183	0,4002	1063,8292	1402,6105	0,4912	180,1241	0,3620	0,7574	3,4295	2,5872
1020	0,6985	0,3951	1011,8710	1430,5766	0,5163	182,8870	0,3612	0,7475	3,4365	2,6099
<b>Duplikater</b>										
1008	0,5064	0,5197	1952,5106	439,5475	0,9993	194,8991	2,2402	0,5588	4,3678	10,3632
1008 D	0,4128	0,4227	1643,9328	402,6633	0,8751	203,9261	1,9926	0,4879	3,3969	6,4002
1025 (GJ.SNITT)	1,3147	0,6095	1216,0457	1921,1345	0,8109	215,2610	0,6784	1,3588	4,9320	7,1661
1025 D	1,1782	0,5284	1029,1597	1590,4093	0,6836	229,4885	0,5965	1,1537	4,3925	6,3613
<b>Reprotest</b>										
	<b>Ce140(LR)</b>	<b>Co59(MR)</b>	<b>Cr52(MR)</b>	<b>Cs133(LR)</b>	<b>Cu63(MR)</b>	<b>Fe57(MR)</b>	<b>Ga69(MR)</b>	<b>Hf178(LR)</b>	<b>Hg202(LR)</b>	<b>K39(MR)</b>
1015	4,5461	3,5889	42,8719	0,0982	13,7944	2844,3913	0,5073	0,1009	0,0984	441,5218
1015	4,7324	3,6003	43,1194	0,0986	13,5319	2883,6983	0,4856	0,1055	0,0993	448,4023
1020	1,6719	0,9334	54,5142	0,0611	11,9156	1668,7215	0,2792	0,0443	0,1328	330,6221
1020	1,8441	0,9566	49,9650	0,0679	12,1985	1685,4729	0,2932	0,0390	0,1340	306,3693
<b>Duplikater</b>										
1008	1,0716	0,7925	48,1439	0,0539	14,2678	3102,0417	0,4645	0,0525	0,1843	256,1324
1008 D	0,9243	0,6169	44,8015	0,0413	11,5912	2613,3210	0,3628	0,0457	0,1501	215,0341
1025 (GJ.SNITT)	3,3842	1,1982	29,8579	0,0702	15,0675	2512,5754	0,3435	0,0815	0,1094	389,1960
1025 D	2,8268	1,1168	24,3324	0,0603	13,9473	2266,3443	0,3032	0,0734	0,0966	332,2567
<b>Reprotest</b>										
	<b>Ag109(MR)</b>	<b>Al27(MR)</b>	<b>As75(HR)</b>	<b>Au197(LR)</b>	<b>B11(MR)</b>	<b>Ba137(MR)</b>	<b>Be9(LR)</b>	<b>Bi209(LR)</b>	<b>Ca43(MR)</b>	<b>Cd111(MR)</b>
1015	0,0360	2057,5959	0,8312	0,0009	7,0842	120,1038	0,1044	0,0443	5149,1419	0,1276
1015	0,0383	2209,2630	0,8176	0,0011	6,6251	119,5772	0,1088	0,0435	5207,2509	0,1336
1020	0,0268	1143,8138	0,2859	0,0059	9,1675	39,4300	0,0508	0,0334	4531,5794	0,0986
1020	0,0290	1176,4931	0,2895	0,0064	9,2506	40,7885	0,0440	0,0324	4724,0172	0,0976
<b>Duplikater</b>										
1008	0,0693	1297,8340	0,3345	0,0047	15,6702	28,4111	0,0345	0,0743	10192,0038	0,1791
1008 D	0,0901	1049,6888	0,2923	0,0014	8,2914	29,5251	0,0272	0,0522	8260,1907	0,1054
1025 (GJ.SNITT)	0,0995	1754,9729	0,3743	0,0029	7,9613	158,6901	0,0879	0,0518	5554,9488	0,2625
1025 D	0,0586	1464,0664	0,3383	0,0039	6,5009	127,6026	0,0741	0,0509	5295,6185	0,2174

<b>Reprotest</b>	<b>Pt195(LR)</b>	<b>Rb85(MR)</b>	<b>S34(MR)</b>	<b>Sb121(MR)</b>	<b>Sc45(MR)</b>	<b>Se82(LR)</b>	<b>Sn118(LR)</b>	<b>Sr88(MR)</b>	<b>Th232(LR)</b>	<b>Ti49(MR)</b>
1015	0,0246	1,7192	730,7396	0,1717	1,0415	0,1807	0,3446	20,6668	0,3192	236,3175
1015	0,0204	1,7203	750,0634	0,1900	1,1186	0,1728	0,3580	21,3318	0,3326	229,7105
1020	0,0326	1,2379	795,4112	0,1983	0,5170	0,1470	0,3581	18,2736	0,1202	104,6403
1020	0,0341	1,2881	787,5651	0,1945	0,5264	0,1528	0,3536	18,2902	0,1248	105,0620
<b>Duplikater</b>										
1008	0,0281	1,0120	742,0265	0,2862	0,5691	0,1510	0,7790	21,1439	0,1042	136,0213
1008 D	0,0260	0,8626	769,4792	0,2385	0,4270	0,1378	0,5234	16,2511	0,0844	107,9390
1025 (GJ.SNITT)	0,0278	1,4640	788,1070	0,3488	0,8150	0,1794	0,8031	20,3815	0,2263	146,3433
1025 D	0,0285	1,2552	673,6792	0,3108	0,7189	0,1798	0,7560	18,3781	0,2068	130,3185

<b>Reprotest</b>	<b>Tl205(LR)</b>	<b>U238(LR)</b>	<b>V51(MR)</b>	<b>W182(LR)</b>	<b>Zn66(MR)</b>	<b>Zr90(LR)</b>
1015	0,0562	0,1389	9,0753	0,2915	61,0986	2,3543
1015	0,0542	0,1335	9,4359	0,3066	60,4085	2,3316
1020	0,0290	0,0583	4,7929	0,3142	54,6944	0,9174
1020	0,0277	0,0577	5,0129	0,2871	54,7619	0,9250
<b>Duplikater</b>						
1008	0,0133	0,0577	13,8433	2,0666	139,0900	1,6399
1008 D	0,0114	0,0450	9,8860	1,8411	86,5707	1,4995
1025 (GJ.SNITT)	0,0259	0,4676	7,7507	0,6533	131,4400	1,9315
1025 D	0,0219	0,3721	6,4475	0,5779	121,2414	1,6265



# **VEDLEGG F**

## **Resultat for referansemateriale**

- Beregnet tilbake til fast stoff og korrigert for blankprøver
- Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg (ppm)
- Alle tall er gitt med fire desimaler

Tabell F.1 Resultat for referansematerialet og nøyaktighet i forhold til sertifisert verdi. Alle konsentrasjoner er gitt i mg/kg (ppm)

<b>Isotope</b>	<b>Ag109(MR)</b>	<b>Al27(MR)</b>	<b>As75(HR)</b>	<b>Bi11(MR)</b>	<b>Ba137(MR)</b>	<b>Ca43(MR)</b>	<b>Cd111(LR)</b>	<b>Cd114(LR)</b>	<b>Ce140(LR)</b>
Ref-mat-Tobacco-724-1	0,0215	363,6367	0,1231	30,7107	43,3899	23334,2977	2,3870	2,4114	0,6304
Ref-mat-Tobacco-724-2	0,0226	343,5513	0,1184	28,9402	44,7138	24087,7542	2,3455	2,4279	0,6653
Ref-mat-Tobacco-724-3	0,0319	376,6786	0,1338	30,1175	43,4136	23894,7024	2,3401	2,4463	0,7161
Average values	<b>0,0253</b>	<b>361</b>	<b>0,125</b>	<b>29,9</b>	<b>43,8</b>	<b>23 772</b>	<b>2,358</b>	<b>2,429</b>	<b>0,671</b>
Rsd (%) <5, 5-10, >10	23	5	6	3	2	2	1	1	6
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>133</b>	<b>143</b>	<b>91</b>	<b>90</b>	<b>105</b>	<b>103</b>	<b>106</b>	<b>109</b>	<b>90</b>
Certified values	<b>0,0191</b>	<b>252</b>	<b>0,138</b>	<b>33,4</b>	<b>41,6</b>	<b>22970</b>	<b>2,23</b>	<b>2,23</b>	<b>0,743</b>
95% confidence Uncertainty (µg/g)	0,0038	49	0,01	1,9	1,9	780	0,12	0,12	0,051
<b>Isotope</b>	<b>Co59(MR)</b>	<b>Cs133(LR)</b>	<b>Cu63(MR)</b>	<b>Er166(LR)</b>	<b>Eu153(HR)</b>	<b>Hf178(LR)</b>	<b>Hg202(LR)</b>	<b>K39(MR)</b>	<b>La139(MR)</b>
Ref-mat-Tobacco-724-1	0,1441	0,0246	5,0337	0,0241	0,0116	0,0071	0,0237	24631,8384	0,4784
Ref-mat-Tobacco-724-2	0,1502	0,0251	5,0097	0,0226	0,0091	0,0082	0,0239	25421,6991	0,4932
Ref-mat-Tobacco-724-3	0,1490	0,0250	4,9437	0,0205	0,0108	0,0087	0,0239	24405,5655	0,4590
Average values	<b>0,148</b>	<b>0,0249</b>	<b>5,00</b>	<b>0,0224</b>	<b>0,010</b>	<b>0,0080</b>	<b>0,0239</b>	<b>24 820</b>	<b>0,477</b>
Rsd (%) <5, 5-10, >10	2	1	1	8	12	11	1	2	4
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>96</b>	<b>94</b>	<b>98</b>	<b>121</b>	<b>75</b>	<b>5</b>	<b>103</b>	<b>94</b>	<b>88</b>
Certified values	<b>0,154</b>	<b>0,0266</b>	<b>5,12</b>	<b>0,0185</b>	<b>0,014</b>	<b>0,161</b>	<b>0,0232</b>	<b>26400</b>	<b>0,54</b>
95% confidence Uncertainty (µg/g)	0,007	0,007	0,2	0,0032	0,0026	0,008	0,0016	900	0,027
<b>Isotope</b>	<b>Li7(LR)</b>	<b>Mg25(MR)</b>	<b>Mn55(MR)</b>	<b>Mo98(MR)</b>	<b>Nd146(LR)</b>	<b>Ni60(MR)</b>	<b>P31(MR)</b>	<b>Pb208(LR)</b>	<b>Rb85(MR)</b>
Ref-mat-Tobacco-724-1	4,2184	2417,5775	133,8260	0,4066	0,2982	1,2578	2775,0589	0,6808	5,6975
Ref-mat-Tobacco-724-2	4,0701	2464,3019	133,0929	0,4038	0,2827	1,2868	2823,5518	0,6780	5,7010
Ref-mat-Tobacco-724-3	3,7901	2304,5207	141,4253	0,4096	0,3197	1,2946	2727,1280	0,7031	5,4223
Average values	<b>4,03</b>	<b>2 395</b>	<b>136</b>	<b>0,407</b>	<b>0,300</b>	<b>1,28</b>	<b>2 775</b>	<b>0,687</b>	<b>5,61</b>
Rsd (%) <5, 5-10, >10	5	3	3	1	6	2	2	2	3
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>120</b>	<b>99</b>	<b>100</b>	<b>103</b>	<b>93</b>	<b>86</b>	<b>115</b>	<b>71</b>	<b>94</b>
Certified values	<b>3,35</b>	<b>2410</b>	<b>136</b>	<b>0,396</b>	<b>0,322</b>	<b>1,49</b>	<b>2420</b>	<b>0,972</b>	<b>5,97</b>
95% confidence Uncertainty (µg/g)	0,67	90	5	0,029	0,024	0,1	150	0,147	0,28

Isotope	S34(MR)	Sb121(MR)	Sm147(LR)	Sr88(MR)	Tb159(LR)	Th232(LR)	V51(MR)	Zn66(MR)	
Ref-mat-Tobacco-724-1	3706,9299	0,0276	0,0519	130,7811	0,0071	0,0753	0,3920	43,9254	
Ref-mat-Tobacco-724-2	3814,0442	0,0252	0,0502	123,5453	0,0073	0,0754	0,4129	41,2987	
Ref-mat-Tobacco-724-3	3726,9345	0,0292	0,0601	123,0102	0,0074	0,0820	0,4271	42,0181	
Average values	<b>3 749</b>	<b>0,0273</b>	<b>0,0541</b>	<b>125,8</b>	<b>0,0073</b>	<b>0,0776</b>	<b>0,411</b>	<b>42,4</b>	
Rsd (%) <5, 5-10, >10	2	7	10	3	2	5	4	3	
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>99</b>	<b>73</b>	<b>93</b>	<b>95</b>	<b>90</b>	<b>87</b>	<b>101</b>	<b>97</b>	
Certified values	<b>3780</b>	<b>0,0372</b>	<b>0,058</b>	<b>133</b>	<b>0,0081</b>	<b>0,0888</b>	<b>0,405</b>	<b>43,6</b>	
95% confidence Uncertainty (µg/g)	590	0,0039	0,0043	6	0,001	0,0068	0,056	1,4	
Isotope	As75(HR)	B11(LR)	B11(MR)	Ba137(MR)	Be9(LR)	Bi209(LR)	Ca43(MR)	Cd111(LR)	Cd114(LR)
Ref-mat-Tea-leaves--723-1	0,2660	13,8805	12,6036	61,9591	0,0270	0,0595	4420,4532	0,0676	0,0726
Ref-mat-Tea-leaves--723-2	0,2666	14,4260	13,7721	59,9509	0,0258	0,0571	4323,3753	0,0669	0,0746
Ref-mat-Tea-leaves--723-3	0,2428	13,7725	13,2363	60,6544	0,0240	0,0558	4382,2085	0,0637	0,0679
Average values	<b>0,2585</b>	<b>14,0264</b>	<b>13,2040</b>	<b>60,8548</b>	<b>0,0256</b>	<b>0,0575</b>	<b>4375,3457</b>	<b>0,0661</b>	<b>0,0717</b>
Relative standard. (Rsd in %) <5-10>25	5	2	4	2	6	3	1	3	5
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>92</b>	<b>94</b>	<b>88</b>	<b>105</b>	<b>75</b>	<b>91</b>	<b>102</b>	<b>116</b>	<b>126</b>
Certified values	<b>0,28</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>58</b>	<b>0,034</b>	<b>0,063</b>	<b>4300</b>	<b>0,057</b>	<b>0,057</b>
95% confidence Uncertainty (µg/l)	0,003	3	3	3	0,006	0,007	20	0,008	0,008
Isotope	Ce140(LR)	Co59(MR)	Cr52(MR)	Cs133(LR)	Cu63(MR)	Eu153(HR)	Fe57(MR)	K39(HR)	La139(MR)
Ref-mat-Tea-leaves--723-1	0,9202	0,1750	0,7464	0,2697	19,9138	0,0121	268,0614	16124,8397	0,5494
Ref-mat-Tea-leaves--723-2	0,9234	0,2003	0,7484	0,2669	18,9255	0,0150	260,3865	15974,5977	0,5725
Ref-mat-Tea-leaves--723-3	0,9060	0,1934	0,7410	0,2566	19,7621	0,0180	266,1363	16431,4247	0,5293
Average values	<b>0,9166</b>	<b>0,1896</b>	<b>0,7453</b>	<b>0,2644</b>	<b>19,5338</b>	<b>0,0150</b>	<b>264,8614</b>	<b>16176,9541</b>	<b>0,5504</b>
Relative standard. (Rsd in %) <5-10>25	1	7	1	3	3	20	2	1	4
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>92</b>	<b>105</b>	<b>93</b>	<b>91</b>	<b>113</b>	<b>83</b>	<b>100</b>	<b>97</b>	<b>92</b>
Certified values	<b>1</b>	<b>0,18</b>	<b>0,8</b>	<b>0,29</b>	<b>17,3</b>	<b>0,018</b>	<b>264</b>	<b>16600</b>	<b>0,6</b>
95% confidence Uncertainty (µg/l)	0,1	0,02	0,02	0,02	1	0,002	10	600	0,03

Isotope	Mg25(MR)	Mn55(MR)	Mo98(MR)	Na23(MR)	Ni60(MR)	P31(MR)	Pb208(LR)	Rb85(MR)	S34(MR)
Ref-mat-Tea-leaves--723-1	1772,9215	1311,8448	0,0399	42,2729	4,5282	3299,7383	4,2111	75,9672	2783,4827
Ref-mat-Tea-leaves--723-2	1798,1328	1252,4016	0,0393	44,6974	4,5633	3346,6218	3,9652	77,0121	2728,8040
Ref-mat-Tea-leaves--723-3	1728,9191	1239,9469	0,0343	44,7180	4,7369	3094,7035	3,8266	73,5279	2815,2946
Average values	<b>1766,6578</b>	<b>1268,0644</b>	<b>0,0378</b>	<b>43,8961</b>	<b>4,6095</b>	<b>3247,0212</b>	<b>4,0010</b>	<b>75,5024</b>	<b>2775,8604</b>
Relative standard. (Rsd in %) <5-10>25	2	3	8	3	2	4	5	2	2
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>104</b>	<b>102</b>	<b>99</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>114</b>	<b>91</b>	<b>102</b>	<b>113</b>
Certified values	<b>1700</b>	<b>1240</b>	<b>0,038</b>	<b>44</b>	<b>4,6</b>	<b>2840</b>	<b>4,4</b>	<b>74</b>	<b>2450</b>
95% confidence Uncertainty (µg/l)	100	40	0,006	4	0,3	60	0,2	4	15

Isotope	Sb121(MR)	Sc45(MR)	Sm147(LR)	Sr88(MR)	Th232(LR)	Ti47(MR)	Y89(LR)	Yb172(LR)	Zn67(MR)
Ref-mat-Tea-leaves--723-1	0,0632	0,0904	0,0787	15,3966	0,0562	10,6236	0,3572	0,0392	29,6317
Ref-mat-Tea-leaves--723-2	0,0685	0,0826	0,0802	16,0337	0,0615	11,0614	0,3792	0,0352	29,8905
Ref-mat-Tea-leaves--723-3	0,0554	0,0851	0,0742	15,1898	0,0631	10,4508	0,3611	0,0373	27,4331
Average values	<b>0,0624</b>	<b>0,0860</b>	<b>0,0777</b>	<b>15,5400</b>	<b>0,0603</b>	<b>10,7119</b>	<b>0,3658</b>	<b>0,0373</b>	<b>28,9851</b>
Relative standard. (Rsd in %) <5-10>25	11	5	4	3	6	3	3	5	5
Accuracy (%) <85 85-115 >115	<b>111</b>	<b>101</b>	<b>91</b>	<b>102</b>	<b>99</b>	<b>45</b>	<b>102</b>	<b>85</b>	<b>110</b>
Certified values	<b>0,056</b>	<b>0,085</b>	<b>0,085</b>	<b>15,2</b>	<b>0,061</b>	<b>24</b>	<b>0,36</b>	<b>0,044</b>	<b>26,3</b>
95% confidence Uncertainty (µg/l)	0,005	0,009	0,017	0,5	0,008	4	0,03	0,004	0,9



## **VEDLEGG G**

Temperatur- og trykkprofil for dekomponering av  
moseprøvene i UltraClave



# MLS Microwave Report

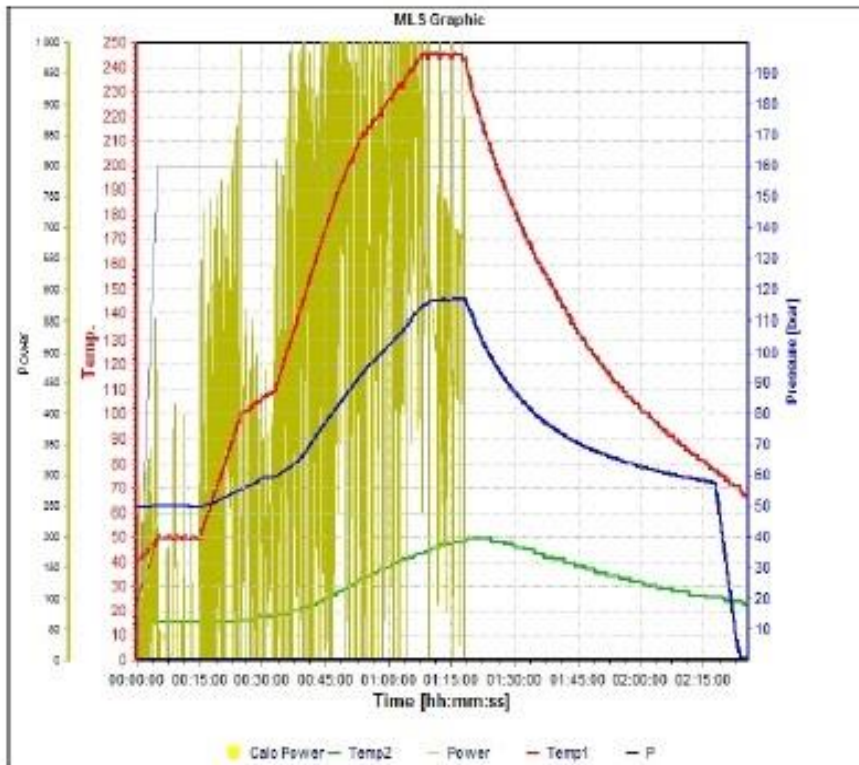
Application: ultraCLAVE

Report 31.03.2014 10:20:08

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2013\PROJECTS FINISHED\KJEM\MASTER\Iselin Esp Pettersen - Mose  
Trond Peder\724-310113-81-120-Iselin-Esp-Veg-pnr1-28.dpr

MLS Milestone  
www.milestonesrl.com



## Parameter

```

Vial centre pressure pulse
Vial centre pressure
Load pressure: 300.0 bar
Release temp.: 178.0 °C
Release pressure: 10.0 bar/min
Cooling : OFF
Auto open : OFF
Cooling on Temp.: 30.0 °C
Ground load : 300 30 2
Ventilation time: 01:07:41

```



## Remark:

Snr 724 010213  
 Vials 81-92 Iselin Esp Pettersen moseprover 29-34 + ref  
 Vials 93-99 Bonhoffologi, diverse seralier  
 Prosedyre for vails 81-99, ca 250 mg prove tisettes 6 ml 50% v/v HNO<sub>3</sub>, dekom, fortynnes til 60 ml.  
 Vials 1-15 qarts rør. Sven Ramstad 6 olje prover og 3 conostan 4 blank + 2 ekstra pga darlig pipetering.  
 Prosedyre ca 200mg prove tilsettes 6 ml 50% v/v HNO<sub>3</sub>, dekom, fortynnes til 60 ml

## 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 G.1 UltraClave-fil for dekomponering av moseprøvene

# **VEDLEGG H**

Prøvepunktbeskrivelser, registrert støvkonsentrasjon og partikkelklassifisering fra kildekarakteriseringen i Mo Industripark 2007/2008

**Tabell H.1 Prøvepunktbeskrivelse og registrert støvkonsentrasjon fra kildekarakteriseringen av utslippspunkter i Mo Industripark (Hulbekkmo og Hunnes, 2008)**

Bedrift	Lokalisering	Prøvenr.	Støvkonsentrasjon mg/m <sup>3</sup> på filter
Celsa Armeringsstål	Primæravsug, Stålverket	1	0,5
	Sekundæravsug, Stålverket	3	2,1
	Diffuse utslipp over stålverkstak	30	-
	Røykutslipp fra emneovnen i Kombiverket	4	0,6
	Diffuse utslipp i forbindelse med skraphandtering	5	17
	Diffuse utslipp av slagghandtering elektroslag	6	26
	Diffuse utslipp av slaggsikting øseovnslag	7	7853
	Diffuse utslipp av slagghandtering øseovnslag	8	65
	Diffuse utslipp ved behandling av øseovnslag, MultiServ	35	140
	Diffuse utslipp ved behandling elektroslag, MultiServ	13	-
	Lansing av skoller, MultiServ	31	60
Fesil Rana Metall	Støv fra lanternine under støyping av metall fra øse (samme støv som ved tapping nødseng granulering)	28	17
	Nødskorstein (i forbindelse med planlagt stans)	32	375
	Rengasspipe	11	224
	Over tak. Inneholder tappegass, støv som går utenfor renseanlegg og evt. ras i ovnen. Dette er representert av støv fra hallavsug nord og sør	20	4,4
RDMN	Støperøyk SiMn	16	30
	Støperøyk HCFeMn	14	5,0
	Lekkasjerøyk HCFeMn	10	16
	Støv fra metallhåndtering SiMn	24	450
	Støv fra slagghåndtering SiMn-slag ved forflytting av slag	33	220
	Støv fra slagghåndtering HC-slag ved forflytting av slag	23	35
SMA Mineral	Støv fra Kalkovnen under produksjon av dolomitt	12	700
	Støv fra Kalkovnen, både under produksjon av kalkstein	29	1501

**Tabell H.2 Partikkelklassifisering ved de ulike utslippspunktene fra kildekarakteriseringen i Mo Industripark (Hulbekkmo og Hunnes, 2008)**

Bedrift	Aktivitet	Røyk	Kuler	Bearbeidet
Celsa	Primæravsug		X	
	Sekundæravsug	X	X	X
	Diffuse utslipp	X	X	
	Emneovn		X	
	Skraphåndtering			X
	Elektroslagg			X
	Slaggsikting			X
	Øseovnslagg			X
	Elektroslagg, Multiserv	x (karbonholdig)		X
	Lansing skoller	X	X	
Fesil	Lanternine	X	x (svært små)	
	Nødskorstein	X	x (svært små)	
	Rengasspipe	X	x (svært små)	
	Tappegass	X	X	
RDMN	Støperøyk -SiMn	X	X	
	Støperøyk -HCFeMn	X	X	
	Lekkasjerøyk-IICFeMn		X	
	Metallhåndtering-SiMn			X
	Slagghåndtering-SiMn			X
SMA	Slagghåndtering-HCFeMn			X
	Dolomitt			X
	Kalkstein			X



# **VEDLEGG I**

Tiltakslister for bedre luftkvalitet i Mo i Rana

**Tabell I.1 Tiltaksliste for bedre luftkvalitet i Mo i Rana 2014-2017 (Rana Kommune, 2013)**

<b>Tiltak</b>	<b>Ansvarlig<sup>1</sup></b>	<b>Kommentar</b>
Feiing av veien	K/SVV/MIP	Prioritering av intensiv feiing av vei i perioder med overskridelser (vinter-vår, høst-vinter og vinter perioden)
Vasking av vei	K/SVV/Industriens bedrifter	Vasking av veiier i perioder med mye støv
Støvdemping av veibane og veiskulder	K/SVV/Industriens bedrifter	Gjennomføres i perioder med mye støv
Holdningsskapende arbeid	K/SVV/Ondustriens bedrifter	Rettet mot bedring av luftkvaliteten generelt; piggfridekk, sykkel/gå kampanje, varmpumpe, hastighetskampanjer
Finansiering av feiebil	K/SVV/Industriens bedrifter	Finansiering av stor feiebil til helårsbruk, spesielt frostfeiing
Isåing/asfaltering av arealer	K/SVV/Industriens bedrifter	Redusere støvkildene, hindre støvflukt
Hastighetsreduksjon	K/SVV/MIP	Vurderes innført i perioder med overskridelser
Kvalitetssikring av strøsand	K/SVV/MIP	Vurdere kvaliteten av strøsand som anvendes på veien og gang- og sykkelvei
Piggdekkgebyr	K/SVV	Kartlegge piggdekkandelen og utrede ordning som kan føre til piggdekkgebyr

<sup>1</sup>K=Rana Kommune, SVV= Statens vegvesen, MIP= Mo Industripark



**Tabell I.2 Tiltak for bedre luftkvalitet i Mo i Rana som gjennomføres eller er gjennomført pr. 2012**

<b>Bedrift</b>	<b>Tiltak</b>	<b>Status</b>
Celsa	Oppgradering av antrasittanlegget	Nytt filteranlegg på de to lagertankene i 2010.
Celsa	Optimalisere slaggbehandlingen	Forstudie gjort, men ingen etterfølgende tiltak. Forsøk med vanntåkekanonene planlagt til 2013.
Celsa	Vanning og bruk av klor/kalsium ved skraplagingsområdet	Planlagt å sette i drift innendørs skraplager 1:e kvartal 2013.
Celsa	Asfaltering av lagerområde	Asfaltering på lagerområde i havna gjort høsten 2009.
Celsa	Innkjøp av bedre skrap og bedre rensing av skrapet for urenheter	Kjøper ikke inn bedre skrap men kjører mer screening enn tidligere for å få bort urenheter
Celsa	Optimalisere avsug. Nye tiltak ved øseovnen	Forstudie ikke besluttet
Harsco	Kloring og vanning av arealer som ikke er asfaltert	
Harsco	Vanning og kloring	Pågående
Harsco	Knuseanlegget er delvis lukket	
Mo Industripark (MIP)	Asfaltering av mindre enkeltområder (Asfaltering av slitedekker kommer i tillegg)	Nylegging 2010: 3900 m <sup>2</sup> Nylegging 2011: 9900 m <sup>2</sup>
MIP	Forbedring av feierutiner på veier og plasser, bl.a. gjennom utvidet samarbeide med de øvrige virksomheter	Det samles i form av et felles feieprogram
MIP	Innleie av ekstra feiebil med mulighet for feiing i frostperioder	
MIP	Vårrydding med bl.a. døgnkontinuerlig feiing. Målsetting er at tyngdepunktet skal være gjort innen 1. mai	Vårryddingen startet 24.03.12 og pågår for fullt: <ul style="list-style-type: none"> <li>- 3 stk feiebiler</li> <li>- Gravemaskin m/børste rengjør plenarealer</li> <li>- Gravemaskin rensker grøfter og veiskuldre (lastes opp og kjøres bort med lastebil)</li> </ul>
MIP	Klorkalsium på veier og grøfter der dette er mulig	Kloring er igangsatt på enkelte områder. Veiskulder/grøfter vil bli klorete etter hvert som de er ferdig renset med


<b>Bedrift</b>	<b>Tiltak</b>	<b>Status</b>
		gravemaskin
MIP	Opparbeiding av nytt område for flytting av slaggbehandling	Pågår
MIP	Vanning på enkelte områder	Ved behov
MIP	Overrisling av ikke benyttet areal i Svordalen for å forhindre støvflukt	Isådd og asfaltert i Mo Handelspark
MIP	Koordinering og ledelse av støvgruppe (industribedriftene)	Pågår
Fesil	Feiing av uteområder (med vann) annen hver dag i sommerhalvåret	
Fesil	Redusere diffuse støvutslipp fra produksjonsbygningen	
Harsco, Glencore, Fesil, Celsa, SMA	Deltakelse i feieprogram	
SMA	Mindre lass på biler, krav om tette kasser og med oppbygging av karmer	Gjennomføres
SMA	Hyppigere kosting/feiing av uteområder	
SMA	2012- Montert vanddyser over innkjøringsbånd råvarer for å fukte steinen før den siktes ved tørr masse	Vanddyserne settes på hvis massene er tørre/tørt vær. Unngår mye støv ved utsikting av subb
SMA	Redusere høyde på steinrankene	
Transportsentralen	Sørge for å få lasten slik at ingenting «forlater» lasteplan under kjøring	Fokus: Diskutert på årsmøte
Transportsentralen	Holde fartsgrensene	Gjennomføres
Transportsentralen	Dialog med oppdragsgiverne omkring støvreduserende tiltak med oppdrag	
Glencore	Bruk av kjemikalier ved behov på uteområder som ikke er asfaltert	Blir gjort
Glencore	Fange opp støv ved opplasting av metall på bil – også innendørs opplasting	Blir gjort ved bruk av vannkanon
Glencore	Forbedre oppsamlingen av støperøyk	Gjennomført
Glencore	Asfaltering foran smelteverket	Asfaltering av deler av slaggveien vurderes 2012
Glencore	Bruk av slagg med kontrollert	

<b>Bedrift</b>	<b>Tiltak</b>	<b>Status</b>
	fuktighet	
Øijord & Aanes (Ø&A)	Rengjøring av areal for slaggbehandling	Også med i feieprogrammet over egne arealer. Kloring/vanning ved behov, vanningsanlegg på plass i 2011
Ø&A Rana Gruber (RG)	Utvide vanningsanlegget	Nytt PLS styrt vanningsanlegg er satt i drift i 2011
RG	Etablere feieprogram	Fast feieprogram, ukentlig feiing. Utføres av Anleggsservice. RG har hatt samtale med lokal bedrift angående feiing av asfalterte veier/områder i Vika siden vår 2010
RG	Tildekking av lager som ikke kan vannes	Mindre arealer har blitt tatt sommer 2012? RG har rutiner på det ikke skal lagres i områder som ikke er dekt av overrislingsanlegget
RG	Utvide vanningsanlegget	RGs overrislingsanlegg ble utvidet i 2011 til også å dekke all lagringsområder av slig. I 2012 er det montert nye dyser for å sikre bedre spredning og unngå lekkasjer (søl på en og samme plass)
RG	Tildekking eller innsåing av ubenyttet areal	Rydding av uteareal, for bl.a. sikre orden og renhold. Utstyr dekkes ikke med støv, utstyr lagres i telt og området kan feies. Uteareal er innsådd.
RG	Asfaltering av veier med mye trafikk	RG har asfaltert store områder, både veier og lagringsområder for å unngå støving
Statens vegvesen (SVV)	Kosting/feiing av veier og gang- og sykkelveier etter vinteren for å samle opp strøsand og annet	Ekstra tidlig feiing. Har endret rutiner slik at vårfeiinga i Mo i Rana prioriteres og er først på lista. Flere feierunder utover sommeren
SVV	Vårfeiing	Vårfeiing prioriteres. Feiing må tilpasses værforholdene
SVV	Høstfeiing	Høstfeiing er prioritert for å fjerne støv
Rana Kommune	Begrense strøing-punktstrøing	

<b>Bedrift</b>	<b>Tiltak</b>	<b>Status</b>
(RK)	(bakker, veikryss)	
RK	Hyppigere feiing og rengjøring av veier i høysesong	Høstfeiing er gjennomført i september i forbindelse med asfaltering
RK	Hyppigere feiing av sentrumsnære områder og høytrafikkerte veier	1 stor feiebil/sugebil 1 stk. slepefeier 1 Citycat i sentrum, gågata Kost på hjullaster – brukes i fuktig vær Høstfeiing prioriteres. Feiing er gjennomført i forbindelse med asfaltering
RK	Ta tak i støvsituasjonen i Vikaområdet	RK har tatt initiativ til møte vedrørende støvsituasjonen i Vika. RK koordinerer det videre arbeid og tar kontakt med enkelte bedrifter høsten/vinteren 2012
RK	Starte vårfeiing så tidlig som mulig	Gjennomføring av vårfeiing i samarbeid med de andre aktører (SVV/MIP) prioriteres. Feiing må tilpasses forholdene
RK	Høstfeiing	Høstfeiing prioriteres. Gjennomføres og koordineres i samarbeid med SVV og MIP

# **VEDLEGG J**

Risikovurdering av masteroppgaven


NTNU		<h1>Risikovurdering</h1>		utarbeidet av		Nummer		Dato	
				HMS-avd.		HMSRV2803		04.02.2011	
				godkjent av		side		Erstatter	
HMS/IKS				Rektor		1 av 2		9.2.2010	



Dato: 10.09.12

Enhet: Institutt for kjemi  
 Linjeleder: Marie-Laure Olivier  
 Deltakere ved risikovurderingen (m/ funksjon):

ID nr	Aktivitet fra kartleggings-skjemaet	Mulig uønsket hendelse/belastning	Vurdering av sannsynlighet (1-5)	Vurdering av konsekvens:			Risiko-verdi	Kommentarer/status Forslag til tiltak
				Menneske (A-E)	Ytre miljø (A-E)	Økologisk/materiell skade (A-E)		
IEP 1	Reise med bil/tog til og fra felt	Trafikk-/tølykke	1	E		A	1E	
IEP 2	Opphenging/nedfaling av moseprøver	Fall ved bruk av stige/lift Trafikkulykke ved transport fra de ulike lokalitetene						
IEP 3	Jobbe med syre: Fortynne konsentrert HCl. Fortynnet løsning skal benyttes til forbehandling av moseprøver.	Direkte kontakt eller prut kan føre til irritasjon/etseskade ved hudkontakt, øyekontakt og svelging. Innånding kan også føre til irritasjon/etseskader. Danner brannfarlig hydrogengass ved kontakt med metaller. Kan føre til eksplosjon.	3	A	A	A	3A	Unngå innånding og kontakt med hud og øyne. Dette oppnås så godt som mulig ved bruk av avtrekkskap, personlig verneutstyr og syrebestandige hansker. Nøddusj og øyeskyllevæske benyttes som konsekvensforebyggende tiltak. Jobbe i område uten metaller.
IEP 4	Bruk av varmeskap for å tørke moseprøver etter forbehandling	Brannskade av mindre eller større omfang	4	A	A	B	4A	Unngå hudkontakt med varme deler av ovnen. Dette unngås ved bruk av varmebestandige hansker.

NTNU		Risikovurdering		utarbeidet av		Nummer		Dato	
		HMS/IKS		HMS-avd.		HMSRV2603		04.02.2011	
				godkjent av		side		Erstatler	
				Rektor		2 av 2		9.2.2010	



IEP 5	Jobbe med syre: Dekomponering av moseprøver med konsentrert HNO <sub>3</sub> .	Direkte kontakt eller sprut kan føre til irritasjon/etseskade ved hudkontakt, øyekontakt og svelging. Innånding kan også føre til irritasjon/etseskader.  HNO <sub>3</sub> er sterkt oksiderende, ved kontakt med oksiderbare stoff kan kraftig reaksjon skje.  Brannfarlig ved kontakt med brannfarlige stoffer. Med metaller dannes hydrogengass som kan danne eksplosiv blanding med luft.	3	A	A	A	3A	Unngå innånding og kontakt med hud og øyne. Dette oppnås så godt som mulig ved bruk av avtrekkskap, personlig verneutstyr og syrebestandige hansker. Nøddusj og øyeskyllevæske benyttes som konsekvensforebyggende tiltak.  Eventuelle antennelseskilder må fjernes før arbeid. Unngå særlig oksiderbare stoff og metaller.
----------	---	---	---	---	---	---	----	---

Risikoverdi (beregnes hver for seg):

Menneske = Sannsynlighet x Konsekvens Menneske

Ytre miljø = Sannsynlighet x Konsekvens Ytre miljø

Økonomi/materiell = Sannsynlighet x Konsekvens Øik/materiell

Omdømme = Sannsynlighet x Konsekvens Omdømme

Konsekvens

A. Svært liten

B. Liten

C. Moderat

D. Alvorlig

E. Svært alvorlig

Sannsynlighet

1. Svært liten

2. Liten

3. Middels

4. Stor

5. Svært stor

NTNU		Risikomatrixe		Dato	
				23.10.2013	
HMSIKS				Erstatler	
		utarbeidet av		Nummer	
		HMS-avd.		HMSRV2604	
		godkjent av		side	
		Rektor		1 av 1	
				08.03.2010	



## MATRISSE FOR RISIKOVURDERINGER ved NTNU

KONSEKVENNS		Svært alvorlig	E1	E2	E3	E4	E5
		Alvorlig	D1	D2	D3	D4	D5
		Moderat	C1	C2	C3	C4	C5
		Liten	B1	B2	B3	B4	B5
		Svært liten	A1	A2	A3	A4	A5
			Svært liten	Liten	Middels	Stor	Svært stor
		SANNSYNLIGHET					

Prinsipp over akseptkriterium. Forklaring av fargene som er brukt i risikomatrixen.

Farge	Beskrivelse
Rød	Uakseptabel risiko. Tiltak skal gjennomføres for å redusere risikoen.
Gul	Vurderingsområde. Tiltak skal vurderes.
Grønn	Akseptabel risiko. Tiltak kan vurderes ut fra andre hensyn.