

Föroreningsnedfall från järnvägstrafik

Mats Gustafsson

Göran Blomqvist

Lars Franzén

Bertil Rudell



VTI meddelande 947· 2003


Föroreningsnedfall från järnvägstrafik


Mats Gustafsson

Göran Blomqvist

Lars Franzén

Bertil Rudell

Utgivare:  Väg- och transport- forskningsinstitutet 581 95 Linköping	Publikation: VTI meddelande 947	
Författare: Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Lars Franzén och Bertil Rudell	Utgivningsår: 2003	Projektnummer: 50337
Titel: Föreningensnedfall från järnvägstrafik		
Referat <p>Miljö- och hälsorisker orsakade av partikelspridning har uppmärksammats mer och mer de senaste åren. Även järnvägen ger upphov till spridning av partiklar, bland annat har vissa problem med damning påpekats, då främst i samhällen där tågen bromsar in före stationer. Obehaglig lukt och damm som lägger sig över t.ex. parkerade fordon och påverkar lacken är några av de problem som påtalats. Dammets antas härröra från slitage av bromsar, hjul, räls, strömvtagare och strömledning samt uppvirvling av damm på banvallen.</p> <p>På tre lokaler studerades bulkdeposition med trattar och flaskor samt med vertikalt placerade filter i samma mätpunkter för att samla in luftburna partiklar. På en lokal togs även torvprover för att studera eventuell upplagring av föroreningar i järnvägens närhet. Totalt genomfördes nio mätomgångar på vardera ca två veckor.</p> <p>Resultaten tyder på att åtminstone 15 metaller i olika grad har järnvägen som källa i någon eller några av de tre försökslokalerna (Fe, As, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Ga, Ge, Nb, Mo, Rh och Sb). Depositionen av de metaller som visar en gradient avtar exponentiellt från järnvägen och har planat ut inom 50–100 meter från järnvägen. Många metallhalter i undersökningen överskrider halterna från en bakgrundlokal (Gårdsjön). I Lund överskrider de i samtliga mätningar, i Vikingstad av de flesta samt i Store Mosse av mer än hälften. Detta pekar dock i sig inte ut järnvägen som ensamt ansvarig, då lokalerna (främst Lund och Vikingstad) ligger i mer antropogent påverkade omgivningar. Medelhalterna av As, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Sr och Zn överskrider i Lund halter från urban miljö på Södermalm i Stockholm. Detsamma gäller för As, Pb, Cd, Cr, Mn, Ni och Sr i Vikingstad och på Store Mosse för As och Sr. Jämförelse med gränsvärden (gällande tillförsel av avloppsslam till åkermark) visar att depositionen av Cd och Ni som mest tangerar respektive överskrider gränsvärden. Pb, Cu, Cr och Zn når som mest upp till ungefär halva gränsvärdet. Spridningen är tydligt relaterad till väder- och trafikförhållanden. Torrare och varmare väder i kombination med högre trafikfrekvens (Lund) ger tydligare samband än fuktigt, kallt väder med låg trafikintensitet (Store Mosse). Analyser visar även att vinden är en viktig spridningsmekanism för järnvägsrelaterade metaller.</p> <p>För att kunna generalisera resultaten från denna pilotstudie till att gälla hela järnvägsnätet krävs ytterligare förståelse av de mekanismer som ligger bakom uppkomsten (slitaget) och spridningen av metallerna.</p>		
ISSN: 0347-6049	Språk: Svenska	Antal sidor: 80 + 6 bilagor

Publisher:  Swedish National Road and Transport Research Institute SE-581 95 Linköping Sweden	Publication: VTI meddelande 947	
	Published: 2003	Project code: 50337
	Project: Pollution deposition related to railway traffic	
Author: Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Lars Franzén and Bertil Rudell		Sponsor: Banverket (Swedish rail administration)
Title: Pollution deposition related to railway traffic		
Abstract <p>Environmental and health hazards, caused by exposure to particulate matter, have received increased attention in recent years. Railways can also be a source of particulate matter, which has been highlighted for instance where problems with dusting along railways have been reported. This is the case especially in built-up areas where the railway traffic has to reduce its speed before stations. Examples of the problems are odours in the surroundings and dust deposition onto parked vehicles, damaging car finishes. The dust is in this case assumed to have its origin in the brakes, wheels, rails, and electric conductors but may also be caused by resuspension of the wear particles of the same origins which had been deposited on the railway embankment.</p> <p>In this study three field sites were established for the collection of deposition using funnels and bottles, complemented by vertical filters at the same positions in order to collect airborne particles. Also the peat samples were collected at one site in order to study the accumulation of pollutants in the railway surroundings. The length of each measuring period was about two weeks, and a total of nine measuring periods were performed.</p> <p>The results indicate that at least 15 metals have the railway as a source in one or more of the investigated areas (Fe, As, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Ga, Ge, Nb, Mo, Rh, and Sb). The deposition of the metals decreases exponentially from the railway and is levelled out at a distance of 50–100 metres. In several samples of the deposition, the background concentration levels are exceeded. At the Lund field site, all samples exceed the background, and at the Vikingstad and Store Mosse field sites, most of the samples exceed the background. This does not point out the railway as the single source since the sites are situated in areas more or less affected by human activities. The mean concentrations of As, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Sr, and Zn at the Lund field site exceed concentrations measured in urban areas in Stockholm. At the Vikingstad field site the mean concentrations of As, Pb, Cd, Cr, Mn, Ni and Sr exceed the urban measurements and at Store Mosse the same goes for As and Sr. A comparison with limit values (concerning supply of sewage sludge to farm lands) shows that, at worst, deposition of Cd and Ni is at the same level as the limit values or exceeds these, while Pb, Cu, Cr and Zn reach half the limit value in the worst case. The dispersion of the pollutants is related to weather and traffic conditions. Drier and warmer weather in combination with higher traffic volume shows clearer relations than damp, cold weather with lower traffic volumes. Analyses show that the wind seems to be an important transport mechanism for railway related metals.</p> <p>In order that the results may be generalized to be valid for the entire railway network, more detailed knowledge of the mechanisms involved in the wear and spreading of the metals is required.</p>		
ISSN: 0347-6049	Language: Swedish	No. of pages: 80 + 6 Appendices

Förord

Föreliggande projekt har författats av Mats Gustafsson (som även varit projektledare) och Göran Blomqvist, VTI, med bidrag från Lars Franzén, Göteborgs universitet och Bertil Rudell, Universitetssjukhuset, Linköping. Uppdragsgivare är Banverket, Borlänge där Malin Kotake (i projektets början Rickard Sandberg) varit ansvariga handläggare. Till projektet har en referensgrupp bestående av Rickard Sandberg (Banverket), Eva Hallgren Larsson (IVL) och Stefan Andersson (Lunds kommun) varit knuten.

Vi vill rikta ett stort tack till referensgruppen för dess insatser och till kollegor inom och utom VTI, som på olika sätt bidragit med kunskap och synpunkter. Tack också till Mats Lindbäck på Banverket i Lund, som hjälpte till med mätningarna där under sommaren 2002. Ett särskilt tack till Jon Petter Gustafsson (KTH) som vid granskningsseminariet nagelfor manuset till denna rapport och bidrog med många goda synpunkter.

Linköping maj 2003

Mats Gustafsson och Göran Blomqvist

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	9
1 Inledning	13
2 Syfte	14
3 Metoder	15
3.1 Lokaler	15
3.1.1 Store Mosse (fullfartssträcka)	15
3.1.2 Vikingstad (fullfartssträcka)	16
3.1.3 Nässjö NO (oelektrifierad)	18
3.1.4 Lund (bromssträcka i urban miljö)	19
3.1.5 SGI-lokaler	20
3.2 Mätningar	20
3.2.1 Deposition	20
3.2.2 Filtermätningar	21
3.2.3 Torvprovtagning	22
3.3 Analyser	26
3.3.1 Provpreparering inför ICP-analys	26
3.3.2 Analyser	27
3.3.3 Inhämtning av övriga data	27
4 Resultat	27
4.1 Halter	27
4.2 Deposition	32
4.2.1 Bulkdeposition	32
4.2.2 Deposition i trattar	36
4.2.3 Deposition på filter	41
4.2.4 Inverkan av förhärskande vindriktning på depositionen	46
4.2.5 Deposition på SGI-lokalerna	49
4.2.6 Torvprover	51
4.3 Väder och tågpassager	60
5 Diskussion	62
5.1 Allmänt om källor till metaller i järnvägs miljön	64
5.2 Metaller av intresse i denna studie	65
5.2.1 Järn	65
5.2.2 Arsenik	66
5.2.3 Bly	67
5.2.4 Kobolt	67
5.2.5 Koppar	68
5.2.6 Krom	69
5.2.7 Mangan	69
5.2.8 Nickel	70
5.2.9 Vanadin	70
5.2.10 Gallium	70
5.2.11 Germanium	71
5.2.12 Niob	71
5.2.13 Molybden	71

5.2.14	Rodium	72
5.2.15	Zink	72
5.2.16	Antimon	73
5.3	Jämförelse med gränsvärden	74
5.4	Inverkan av trafik och väder	75
6	Slutsatser	77
7	Forskningsbehov	78
8	Referenser	79
Bilaga 1	Haltprofiler	
Bilaga 2	Depositionsprofiler	
Bilaga 3	Metalldeposition i trattar	
Bilaga 4	Metalldeposition på filter	
Bilaga 5	Torvprover	
Bilaga 6	Väderförhållanden och trafikintensitet under mätningarna	

Föroreningsnedfall från järnvägstrafik

av Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Lars Franzén* och Bertil Rudell**
Statens väg och transportforskningsinstitut (VTI)
581 95 Linköping

Sammanfattning

VTI har kartlagt nedfall av föroreningar från järnväg

Resultaten från depositions-mätningar visar att åtminstone 15 metaller sprids från järnvägen till omgivningen bl.a. järn, koppar, mangan, kobolt, krom, nickel, arsenik och antimon. Mätningar har genomförts i tre lokaler med olika förutsättningar för förorenings-spridning. Den lokal som har renast omgivning och minst trafikmängd visar genomgående låga värden, men trots detta syns ändå ökande trender mot järnvägen hos flera ämnen främst koppar och mangan. I lokal där trafiken är mångdubbelt högre är trenderna tydliga för betydligt fler metaller. Metallerna deponeras snabbt efter att de spridits från järnvägen och vid 50–100 meter från spåret har depositionen generellt planat ut. Då flera av de studerade tungmetallerna har negativa miljö- och hälsoeffekter pekar resultaten på behovet av detaljstudier i miljöer där människor exponeras.

Miljö- och hälsorisker orsakade av partikelspridning har uppmärksammats mer och mer de senaste åren. Även järnvägen ger upphov till spridning av partiklar, bland annat har vissa problem med damning påpekats, främst i samhällen där tågen bromsar in före stationer. Obehaglig lukt och damm som lägger sig över t.ex. parkerade fordon och påverkar lacken är några av de problem som påtalats. Damm antas härröra från slitage av bromsar, hjul, räls, strömavtagare och strömledning samt från uppvirvling av damm på banvallen.

Med anledning av detta problem initierade Banverket föreliggande projekt för att klarlägga om föroreningar härrörande från järnvägstrafiken – och i så fall vilka – deponeras i järnvägens närhet och om det kan betraktas som ett miljö- och/eller hälsoproblem.

För att studera detta valdes tre lokaler för depositionsstudier. Dessa var Kust-till-kustbanan över Store Mosse utanför Värnamo, Södra stambanan nordost om Vikingstad och Södra stambanan i Lunds norra utkanter. På lokalen Store Mosse togs även torvprover för att studera eventuell upplagring av föroreningar i järnvägens närhet. För att belägga eventuella trender mot järnvägen mättes depositionen i profiler tvärs järnvägens riktning, med en mätprofil på läsidan för dominerande vindriktning och en referensmät punkt på motsatta sidan. Proven togs i form av bulkdeposition med trattar och flaskor. Dessa prover kompletterades med vertikalt placerade filter i samma mätpunkter för att samla in luftburna partiklar. Även torvproverna på Store Mosse togs i samma mätpunkter som depositions-mätningarna och dessa kompletterades även med en motsvarande

* Naturgeografiska avdelningen, Geovetenskapliga institutionen, Göteborgs universitet

** Yrkes- och miljömedicinskt centrum, Universitetssjukhuset, Linköping

profil på referenssidan. Varje mätning pågick ca två veckor och totalt genomfördes nio mätomgångar.

Resultaten från depositions­mätningarna visar att relationen till järnvägen skiljer sig mycket mellan lokalerna. Mätningarna från Store mosse, som genomfördes under vinter­månaderna och är den lokal som har renast omgivning och minst trafik­mängd visar genomgående låga värden, men trots detta syns ändå ökande trender mot järnvägen hos flera ämnen, främst koppar och mangan. I Lund, där trafiken är mångdubbelt högre och mätningarna gjordes under juni 2002, är trenderna tydliga för betydligt fler metaller. Trender för järn, koppar, mangan, kobolt, krom, nickel och arsenik återfanns för flaskor och/eller trattar. Avtagandet med avståndet från spåret är genomgående snabbt, vilket tyder på att metallerna deponeras snabbt efter att de spridits från järnvägen. Vid ca 50–100 meter från spåret har de­positionen generellt planat ut.

Filterproverna (som analyserades med avseende på fler grundämnen än flaskor och trattar) visade på trender mot järnvägen i Lund för främst krom, mangan, järn, kobolt, nickel, koppar, germanium, molybden och antimon. I Vikingstad uppmättes högre värden än i Lund och tydliga trender påvisades för främst antimon, molybden och koppar, men i viss mån uppvisades även trender för järn och rodium.

Torvproverna på Store mosse uppvisar generellt en topp runt banvallen för i stort sett samtliga grundämnen, vilket kan ha flera orsaker.

Analys av vindriktningens inverkan på depositions­mönstret visade att vinden tycks vara en viktig faktor som styr spridningen av föroreningarna från järnvägen till omgivningen. Tydligast relation mellan vindriktningen och till vilken sida av järnvägen föroreningarna spreds syns hos de­positionen av krom, mangan, järn, kobolt, germanium, molybden och antimon.

Avslutningsvis kan sägas att:

- Resultaten tyder på att åtminstone 15 metaller i olika grad har järnvägen som källa i någon eller några av de tre försökslokalerna (Fe, As, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Ga, Ge, Nb, Mo, Rh och Sb).
- Många av dessa metaller har kända källor i järnvägs­miljön, t.ex. järn (Fe), mangan (Mn) och koppar (Cu), medan andra har mindre klarlagda källor och spridningsvägar, t.ex. germanium (Ge), antimon (Sb), gallium (Ga) och vanadin (V).
- De­positionen av de metaller som visar en gradient avtar exponentiellt från järnvägen och har planat ut inom 50–100 meter från järnvägen.
- Många metallhalter i undersökningen överskrider halterna från en bakgrundslokal (Gårdsjön). I Lund överskrids de i samtliga mätningar, i Vikingstad av de flesta samt i Store Mosse av mer än hälften. Detta pekar dock i sig inte ut järnvägen som ensamt ansvarig, då lokalerna (främst Lund och Vikingstad) ligger i mer antropogent påverkade omgivningar.
- Medelhalter av As, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Sr och Zn överskrider i Lund halter från urban miljö på Södermalm i Stockholm. Detsamma gäller för As, Pb, Cd, Cr, Mn, Ni och Sr i Vikingstad och på Store mosse för As och Sr.
- Jämförelse med gränsvärden (gällande tillförsel av avloppsslam till åkermark) visar att de­positionen av kadmium och nickel som mest tangerar respektive överskrider gränsvärden. Bly, koppar, krom och zink når som mest upp till ungefär halva gränsvärdet.

- Spridningen är relaterad till väder- och trafikförhållanden. Torrare och varmare väder i kombination med högre trafikfrekvens (Lund) ger tydligare samband än fuktigt, kallt väder med låg trafikintensitet (Store Mosse).
- Studierna av den förhärskande vindriktningens inverkan visar att vinden tycks vara en viktig spridningsmekanism för järnvägsrelaterade metaller.
- För att kunna generalisera resultaten till att gälla hela järnvägsnätet krävs ytterligare förståelse av de mekanismer som ligger bakom uppkomsten (slitaget) och spridningen av metallerna.

Pollution deposition related to railway traffic

by Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Lars Franzén and Bertil Rudell
Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI)
SE-581 95 Linköping, Sweden

Summary

VTI have surveyed pollution deposition related to railway traffic

The results from the study of the deposition show that at least 15 metals are spread from the railway to the surroundings, e.g. iron, manganese, cobalt, chromium, nickel, arsenic and antimony. The measurements have been performed at three sites with different characteristics regarding pollution dispersion. The site with the cleanest surroundings and lowest traffic volume shows throughout low values. However, even here increasing gradients can be observed for several metals such as copper and manganese. At a site with much higher traffic volume, the trends are more obvious for many more metals. The metals are deposited quickly after having been spread from the railway. At 50 to 100 metres from the track, the deposition has in general levelled out. Since many of the studied heavy metals have negative environmental and health effects, the results point at a need for further detailed studies where humans are exposed.

Environmental and health hazards, caused by exposure to particulate matter, have received increased attention in recent years. Railways can also be a source of particulate matter, which has been highlighted for instance where problems with dusting along railways have been reported. This is the case especially in built-up areas where the railway traffic has to reduce its speed before stations. Examples of the problems are odours in the surroundings and dust deposition onto parked vehicles, damaging car finishes. The dust is in this case assumed to have its origin in the brakes, wheels, rails, and electric conductors but may also be caused by resuspension of the wear particles of the same origins which had been deposited on the railway embankment.

For that reason, this project was initiated by the Swedish rail administration in order to find whether pollution originating in the railway system is deposited in the vicinity of the railways, and if so, whether or not this deposition should be seen as an environmental and/or health problem.

In order to meet this goal, three field sites were established for the collection of deposition, namely “Kust-till-kust-banan” at Store Mosse outside Värnamo, “Södra stambanan” north-east of Vikingstad, and “Södra stambanan” in the northern outskirts of the city of Lund. At the field site Store Mosse, samples of peat were also taken in order to study the accumulation of pollutants in the railway surroundings. In order to find trends towards the railway, the bulk deposition was measured in transects perpendicular to the railway line, with one profile on one side of the railway, and a reference point on the other side. The bulk deposition samples were collected with funnels in bottles. These samples were complemented by vertical filters at the same positions in order to collect

airborne particles. Also the peat samples at Store Mosse were collected at the same positions as the bulk deposition and the vertical filters, and were also complemented by a profile on the opposite side. The length of each measuring period was about two weeks, and a total of nine measuring periods were performed.

The results from the study of the deposition show that the relation to the railway is different at each field site. The measurements at Store Mosse, which is also the site with the “cleanest” surroundings and lowest traffic volume, were performed during the winter months; these show low values throughout, but there is still a trend towards the railway for some components. This is especially obvious for copper and manganese. At the Lund site, where the traffic volume is much higher and the measurement periods occurred during June, the trends are more obvious for more metals. Trends were shown for iron, copper, manganese, cobalt, chromium, nickel, and arsenic in the deposition bottles and/or funnels. The decrease by distance is however rapid, which implies that the metals are deposited quickly after having been spread from the railway. At 50 to 100 metres from the track, the deposition has in general levelled out.

The filter samples (which were analysed for more elements than the bottles and funnels) showed the clearest trends towards the railway in Lund for chromium, manganese, iron, cobalt, nickel, germanium, molybdenum, and antimony. In Vikingstad, higher values than in Lund were measured for some elements and clearest trends were shown for antimony, molybdenum and copper, but were also shown for iron and rhodium to some extent.

The peat samples at Store Mosse show in general a peak around the railway for almost every analysed element, which may also have other explanations.

The analysis of the influence of the wind characteristics on the pattern of deposition showed that the wind seems to be an important factor governing the transport of pollutants to the surroundings of the railway. The clearest relation between the wind direction and the side of the tracks to which the pollutants will be transported was seen in the deposition of chromium, manganese, iron, cobalt, germanium, molybdenum and antimony.

Finally it can be concluded that:

- At least 15 metals indicate the railway as a source in one or more of the investigated areas (Fe, As, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Ga, Ge, Nb, Mo, Rh, and Sb).
- Several of these metals have already known sources in the railway environment (e.g. Fe, Mn, and Cu), while for others (e.g. Ge, Sb, Ga, V) the sources and pathways are less established.
- The deposition of the metals decreases exponentially from the railway and is levelled out at a distance of 50–100 metres. In several samples of the deposition, the background concentration levels are exceeded. (At the Lund field site, all samples exceed the background, and at the Vikingstad and Store Mosse field sites, most of the samples exceed the background.
- The mean concentrations of As, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Sr, and Zn at the Lund field site exceed concentrations measured in urban areas in Stockholm. At the Vikingstad field site the mean concentrations of As, Pb, Cd, Cr, Mn, Ni and Sr exceed the urban measurements and at Store Mosse the same goes for As and Sr.
- A comparison with limit values (concerning supply of sewage sludge to farm lands) shows that, at worst, deposition of cadmium and nickel is at the

same level as the limit values or exceeds these, while lead, copper, chromium and zinc reach half the limit value in the worst case.

- The dispersion of the pollutants is related to weather and traffic conditions. Dryer and warmer weather in combination with higher traffic volume (Lund) shows clearer relations than damp, cold weather with lower traffic volumes (Store Mosse).
- The wind seems to be an important transport mechanism for railway related metals.
- In order that the results may be generalized to be valid for the entire railway network, more detailed knowledge of the mechanisms involved in the wear and spreading of the metals is required.

1 Inledning

Tågtrafik betraktas ofta som ett miljövänligt transportmedel för person- och godstrafik, detta mycket tack vare frånvaron av direkta avgasutsläpp från den eldrivna trafiken. Dieseldriven tågtrafik emitterar dock samma luftföroreningar som annan dieseltrafik, t.ex. koldioxid, svaveldioxid, kväveoxider, kolväten och partiklar. För såväl eldriven som dieseldriven tågtrafik gäller att slitage av räls, hjul, bromsbelägg, strömvtagare och kontakttråd samt uppvirvling av material deponerat på banvallen med tiden resulterar i att metaller deponeras i järnvägens omgivning. Hur stor denna belastning är har hittills uppskattats genom att t.ex. jämföra vikt på använda och nya bromsbelägg vid byten i kombination med kunskap om bytesfrekvens och färdsträcka.

Förutom att föroreningsemissionen varierar beroende på framdrivningssätt kan även variationer längs bansträckningar uppstå beroende på tågens hastighet och användning av bromsar. Exempelvis kan emissionen av material från bromsar förväntas vara betydligt högre längs inbromsningssträckan före en station än längs en sträcka med konstant fart. På samma sätt är slitaget på spår, hjul, strömvtagare och kontakttråd troligen högre på sträckor där tågen framförs i hög fart.

Enligt ett arbete från 1987 härrör den eldrivna tågtrafikens emissioner (i fallande skala) från bromsslitage, spår- och hjulringsslitage och strömvtagare/kontaktledning (Lindström och Rossipal, 1987). I detta arbete saknas helt uppgifter om t.ex. uppvirvling, vilket dock bedöms vara en betydande faktor. Slitagematerial och i banvallen ingående finkornigt material virvlas upp av passerande tåg och kan deponeras i spårets omgivning. I uppvirvlingen kan även ingå kemiska föreningar som tillförts banvallen exempelvis via ogräsbekämpningsmedel eller impregnerade träslipers.

I Sverige har intresset för slitagepartiklar från järnvägstrafik koncentrerats till Stockholms tunnelbana och Arlanda station där höga halter av inandningsbara partiklar påvisats (Johansson et al., 2001; Christensson et al., 2002). I Christensson et al. (2002) har man försökt identifiera källorna till partiklarna genom att studera metallsignaturen och funnit att huvuddelen av dammet härrör från slitage av räls och hjul. Detta baseras främst på att dammproverna har mycket hög halt av järn, men även en stor mängd andra metaller ingår.

Att döma av källornas metallinnehåll är de ämnen som kan förväntas emitteras genom slitagematerialet företrädesvis tungmetaller som Fe, Mn, Cr, Ni, Cu och Mo, men även C, P, S och fibrer ingår (Lindström och Rossipal, 1987). I avgaser från dieseldrivna lok finns i partikelform normalt förbränningsrester och olika föreningar, ofta innehållande elementärt kol, organiska kolföreningar, metaller, sulfater och nitrater. Vissa ämnen, som t.ex. PAH (polycykliska aromatiska kolväten) binds lätt till dessa små partiklar.

Depositionen av de emitterade föroreningarna kan ske dels genom gravitation, dels genom turbulens. De tyngre partiklarna slungas av fartvinden ut från spåret och deponeras i dess närhet. Ju mindre storleksfraktioner desto längre bort från spåret deponeras partiklarna. De som är tillräckligt små för att hållas uppe av luftens turbulens kan troligtvis transporteras långt bort från spåret. Spridningens omfattning är mycket beroende av väderlek och topografi.

Det föreligger en uppenbar brist på litteratur om föroreningsemission från järnvägstrafik. En överblick av de vid VTI tillgängliga databaserna visar att den litteratur som beaktar emissioner från tåg främst inriktas på den ringa emissionen jämfört med andra trafikslag. De emissioner som då normalt avses är de som

härör från elproduktionen avsedd för tågtrafiken (Andersson, 1995). Dieseltågens emissioner röner någon större uppmärksamhet och partikelemissioner har studerats i t.ex. USA (Barth et al., 1996). Barth (1996a) visade att ett lok visserligen emitterade ca 5–6 gånger så mycket PM (particular matter) som en lastbil men beroende på tågens lastkapacitet (motsvarande 60–120 lastbilar) emitterade motsvarande mängd lastbilar ca 3–7 gånger så mycket PM längs en bestämd sträcka. Emissionerna i undersökningen av Lindström och Rossipal (1987) baseras, som tidigare nämnts, på rent tekniska beräkningar. Däremot utgör den mycket detaljerade översikten över ämnen i slitageytorna en viktig referens för emissionsstudier.

Som jämförelse kan nämnas att det för vägtrafik finns åtskilliga studier där emissionerna av slitagepartiklar studerats. Sternbeck et al. (2001) visar t.ex. att Ba, Cd, Cu, Pb, Sn och Zn kan identifieras som tydligt emitterade från fordon. En översikt av källor, emissioner, spridning och effekter av slitagepartiklar från vägtrafik finns i Gustafsson (2001). Det skall dock påpekas att slitageprocessen för väg och järnväg har stora olikheter, där egentligen endast bromsarna kan sägas vara en gemensam källa.

Det är av vikt att klargöra omfattningen av järnvägstrafikens förorenings-emission för att få ett relevant mått på omgivningens exponering. Huvuddelen av föroreningarna kan antas bestå av tungmetaller, som ofta tenderar att fastläggas i biologiskt material, varvid risk för att dessa inkorporeras i näringskedjan föreligger. Även låg deposition av tungmetaller kan därför under lång tid leda till ackumulering till förhållandevis höga och potentiellt skadliga halter.

Som framgått ovan råder stor brist på kunskap om de föroreningar som genereras vid järnvägstrafik och de eventuella miljörisker de kan förknippas med.

2 Syfte

Syftet med föreliggande studie har varit att klargöra:

- i vilken mån föroreningar sprids från järnvägen
- vilka föroreningar som sprids
- hur långt från järnvägen föroreningarna sprids
- i vilken mån dessa föroreningar kan bedömas utgöra en risk för hälsa och miljö

3 Metoder

3.1 Lokaler

För att ha bästa möjlighet att detektera stoftnedfall från järnväg beslöts att förlägga mätplatserna långt från andra eventuella föroreningskällor. Högmossar antogs utgöra lämpliga provlokaler för att studera föroreningsnedfall från järnvägstrafik, eftersom vitmossa och den därav bildade torven fungerar som ett filter där tungmetaller till stor del kan fastläggas (Löfroth, 1991). Dessutom mottar högmossen all sin näring från våt- och torrdeposition, vilket eliminerar risken att fastlagda metaller tillförda via tillrinnande yt- eller grundvatten inverkar på resultaten. Således kan metallinnehållet i torven studeras på olika avstånd från spåret och en eventuell relation påvisas. Bortsett från eventuell torvtäkt eller långtgående dränering är mossar ofta tämligen homogena i struktur, topografi och vegetation och därför mycket lämpliga platser för depositions-mätning. Torvproverna avspeglar deponeringen under lång tid till skillnad från tratt- och filterprovernas tidsmässiga stickprovskaraktär.

Ursprungligen avsågs tre lokaler ingå i försöket enligt följande: en lokal längs elektrifierad sträcka där tågen håller konstant hög fart, en lokal längs elektrifierad inbromsningssträcka och en lokal längs oelektrifierad sträcka. Lokalerna skulle vara belägna på högmossar med möjlighet att ta torvprover och skulle även vara öppna. För att finna dessa lokaler användes länsstyrelsernas våtmarksinventering med tillgängligt kartmaterial. Det visade sig dock vara mycket svårt att finna tillgängliga lokaler efter dessa specifikationer, varför lokalvalet istället blev följande:

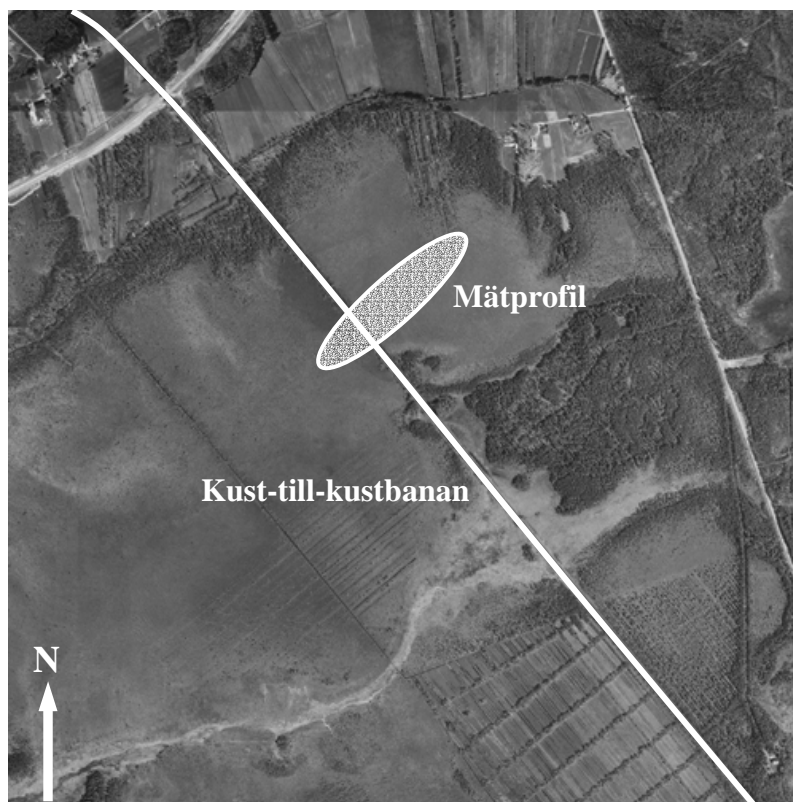
3.1.1 Store Mosse (fullfartssträcka)

Store Mosse är Sydsveriges största sammanhängande myrområde. Nationalparken ligger till största delen inom Storåns nederbördsområde och avvattnas till Bolmen. Myren består av flera högmossar medan andelen kärr är ringa. Stora partier av myren är trädlös (Naturvårdsverket, 1982).

Denna lokal uppfyllde några av de ursprungliga kraven, den är nämligen en fullfartssträcka genom en torvmosse. Lokalen är belägen i nordvästliga delen av Store Mosse, längs Kust-till-kustbanan, som här löper i SO-NV riktning (figur 1). Mossen är här öppen med endast en mycket gles bård av björk och tall längs banvallen (figur 2). Nordöst om spåret, mellan fast mark och banvallen har mossen mycket tuvor och höljor.

Järnvägen är enkelspårig och elektrifierad över Store Mosse. Banan (Kust-till-kustbanan) trafikeras av såväl X2000 som andra interregionala och lokala tåg med passagerar- och godståg. Trafikvolymen är ca 16 passager per dygn.

På grund av vegetation och vattenfyllt dike invid banvallen placerades närmsta mätpunkten på 16 m, följd av 25, 50, 100 och 200 m från yttre rälen. Referenspunkten placerades på 16 m från yttre räl på referenssidan.



Figur 1 Flygbild över mätlokal Store Mosse (Ur GSD-Ortofoto © Lantmäteriverket Gävle 2003. Medgivande L2003/0336).



Figur 2 Store Mosse är endast gles beväxt med träd. I fonden ses Kust-till-kustbanan.

3.1.2 Vikingstad (fullfartssträcka)

Vikingstad är beläget ca 1 mil SV om Linköping och mätlokalen ligger ca 1 km NO om samhället. Lokalen utgörs av jordbruksmark i träda runt Södra stambanan väster om Linköping (se figur 3). Området har en flack och öppen karaktär och består i huvudsak av odlingsmark med skogsdungar. Vegetationen på lokalen består i huvudsak av gräs och maskrosor vilka under mätperioden växte upp, blommade och till viss del släppte frön. Ingen högre vegetationsbård fanns invid järnvägen.

Södra stambanan löper här i SV-NO riktning (figur 4) och är dubbelspårig och elektrifierad. Såväl interregional som lokal person- som godstrafik förekommer på banan, bl.a. X2000, och trafikmängden är ca 100 passager per dygn.



Figur 3 Mätlokal vid Vikingstad.



Figur 4 Flygbild över mätlokal Vikingstad (Ur GSD-Ortofoto © Lantmäteriverket Gävle 2003. Medgivande L2003/0336).

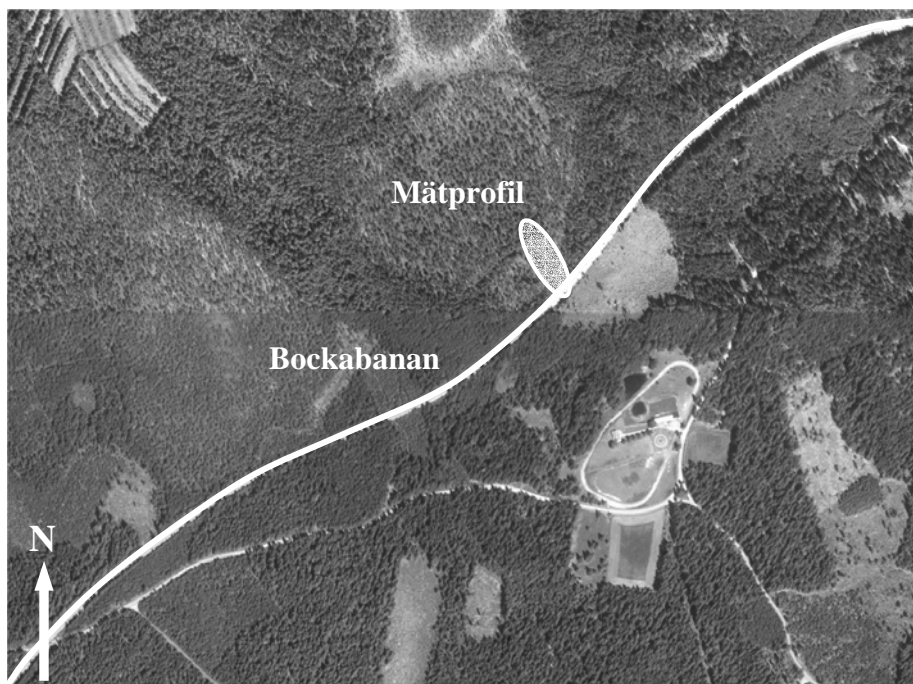
För full jämförbarhet med lokalen på Store Mosse placerades mätpunkterna likadant, dvs. på 16, 25, 50, 100 och 200 m från yttre rälen på nordsidan av banan. Referenspunkten placerades likaledes på 16 m från yttre räl på referenssidan.

3.1.3 Nässjö NO (oelektrifierad)

Denna mätlokal användes endast för torvprover och är belägen utefter den oelektrifierade, enkelspåriga järnvägen Bockabanan mellan Nässjö och Hultsfred. Enligt våtmarksinventeringen skall våtmarken vara en mosse. Den våtmark som omger spåret är bevuxen med i huvudsak björk och tall och torvprovtagningen var något besvärlig då relativt mycket rötter fanns i ytskiktet. På grund av mossens begränsade utsträckning förlades provpunkterna på 7, 12,5, 16, 25, 50 och 82 meter från spåret på mätsidan (norra sidan) och 8 m från spåret på referenssidan (södra sidan).



Figur 5 Mätlokal vid Nässjö.



Figur 6 Flygbild över mätlokal Nässjö (Ur GSD-Ortofoto © Lantmäteriverket Gävle 2003. Medgivande L2003/0336).

3.1.4 Lund (bromssträcka i urban miljö)

Lokalen är till skillnad från övriga två lokaler förlagd till urban miljö i norra delen av Lunds tätort (se figurerna 7 och 8). Lokalen är inte idealisk, då utrymmet i sidled begränsas av stängsel och vegetation, men bedömdes vara bästa tänkbara längs bromssträckan. På järnvägens västra sida (referenssidan) fanns relativt tät träd- och buskvegetation utanför banvallen och därefter följde bebyggelse.

Södra stambanan löper här i nord-sydlig riktning och är dubbelspårig och elektrifierad. Såväl interregional som lokal person- som godstrafik förekommer på banan, bl.a. X2000, och trafikmängden är ca 180 passager per dygn.

På grund av det begränsade utrymmet måste profilen kortas jämfört med profilerna på Store Mosse och vid Vikingstad. Avstånden valdes till 6,25; 12,5; 25 och 50 meter på mätsidan och referenspunkten placerades på 6,25 meter. Dessa successivt dubblade avstånd var ursprungsidén, varför 16 m inte användes vid denna lokal.



Figur 7 Mätlokalen i Lund.



Figur 8 Flygbild över mätlokal Lund (Ur GSD-Ortofoto © Lantmäteriverket Gävle 2003. Medgivande L2003/0336).

3.1.5 SGI-lokaler

Under projektets gång framkom önskemål om att till viss del samordna projektet med SGI:s projekt "Pilotstudie av föroreningsituationen vid banvallar i Sverige". Som resultat av detta genomfördes depositions mätningar på tre av SGI:s provlokaler under sommaren 2002. Dessa lokaler är belägna invid järnvägsspår nära Flen, Kumla och Motala. Depositionstrattar placerades 24–26 juni, 2002 ut ca 10 m från spåren och samlades in 12/8, 2002.

Motala (Degerön) och Kumla

Bansträckan utgör en av Sveriges mest trafikerade sträckor avseende godstrafik och består vid mätpunkten av dubbelspår med betongslipers. Huvuddelen av trafiken mellan Motala och Hallsberg utgörs av godstransporter, medan persontrafiken är betydligt större mellan Hallsberg och Örebro där framförallt regional- och lokaltrafiktåg trafikerar sträckan.

Flen (Stenhammar)

Bansträckan utgör en del av stambanan, med dubbelspår och betongslipers. Sträckan trafikeras av både gods- och persontrafik, X2000 passerar bland annat. Bansträckan ingick i den del av stambanan som anlades sist och öppnades för trafik 1862. Bansträckan utökades med dubbelspår 1943 och under 1960- och 1970-talet byttes sträckans träslipers successivt ut mot betongslipers.

3.2 Mätningar

Försöksuppställningen bestod av fem mätpunkter på den sida av spåret som ligger i lä för dominerande vindriktning i respektive område. Normalt är dominerande vindriktning V-SV i södra Sverige. Mätpunkterna har placerats på ca 10–200 m från spåret med i princip logaritmiskt tilltagande avstånd. Ytterligare en mätpunkt har placerats som referens på motstående sida av spåret, på samma avstånd som den närmsta mätpunkten.

Mätningarna planerades till ca 2 veckor och kom att sträcka sig mellan 13 och 21 dagar, bortsett från den tredje mätningen på Store Mosse som varade i 64 dagar.

3.2.1 Deposition

Deposition mäts med depositionsflaskor och trattar av polyeten med diametern 15 cm. Flaskorna placerades på marken och förankrades med träpinnar eller spikar. I flaskorna insamlas såväl de föroreningar som transporteras i nederbörden, som till viss del torrdeposition, som ansamlas på trattens innerväggar och sköljs ner i flaskan av nederbörden. Detta kallas ofta bulkdeposition. Genom att skölja ur trattarna och analysera tvättvattnet får man en uppfattning om torrdepositionen i tratten efter senaste nederbördstillfället plus eventuella fastlagda metaller i tratt och glasfibertuss.

I trattarna placeras en tuss av glasull för att inte insekter o.d. skall kunna förorena provet. All utrustning syradiskas enligt Svensk standard (SS 02 81 94) före användning och förvaras i förrådslösning (salpetersyra 0,05 mol l⁻¹) i minst en vecka mellan mätomgångarna. Mellan diskning och utsättning förvaras flaskor och trattar i dubbla rena plastpåsar och trattarna hanteras med nya engångs-plasthandskar av latex (figur 9).

Utrustningen placeras på marken, fastspänd mellan nedstuckna träkäppar (figur 9). Anledningen till placeringen på marken var att få en säker förankring och en ej alltför iögonfallande placering.



Figur 9 Utsättning av depositionsinsamlare.

3.2.2 Filtermätningar

Som komplement till depositions­mätningarna och för att om möjligt fånga in torrdepositionen av vindtransporterade partiklar har även en typ av pollenfilter, nedan kallat Cour-filter, använts (Gustafsson, 1998). Dessa består av fem lager väv (200 x 200 mm, Mesh 10/7) impregnerade med glycerin för att partiklar lättare skall fastna. Filtren placeras stående i vindflöjlar för att ständigt vara riktade vinkelrätt mot vinden (figur 10). Flöjlarna är tillverkade i aluminium och försedda med ett regnskydd.

Den deposition som uppmäts med dessa filter motsvarar inte direkt depositionen i trattar och flaskor utan är depositionen på en vertikalt stående yta.



Figur 10 Filterflöjel med monterat filter på Store Mosse.

3.2.3 Torvprovtagning

Provtagningen genomfördes med små PET-flaskor, avskurna till cylindrar (figur 11). Öppningen slöts efter provtagningen till med tejp (figur 11). Proverna delades i laboratoriet i tre nivåer; ytan, mellan och botten. Mellan- och bottennivån slogs senare samman till en bottennivå, då gränsen mellan dessa var svårdefinierad. Ytskiktet definierades som materialet över gränsen mellan vitmossans gröna, levande delar och det delvis nedbrutna bruna torvmaterialet, som utgör bottennivån. Skiktets tjocklek redovisas i tabellerna 1–2 och provernas utseende kan studeras i figur 13.

Vid lokalen Store Mosse provtogs torv i samma sex punkter som flaskor och filter provtagits. Dessutom provtogs på referenssidan torv även på 25, 50 och 100 meter från spåret (figur 12). Vid lokalen Nässjö provtogs torv på 6 avstånd från spåret på mätsidan (7, 12,5, 16, 25, 50 och 82 meter) och på en punkt (8 m) på referenssidan (figur 13).



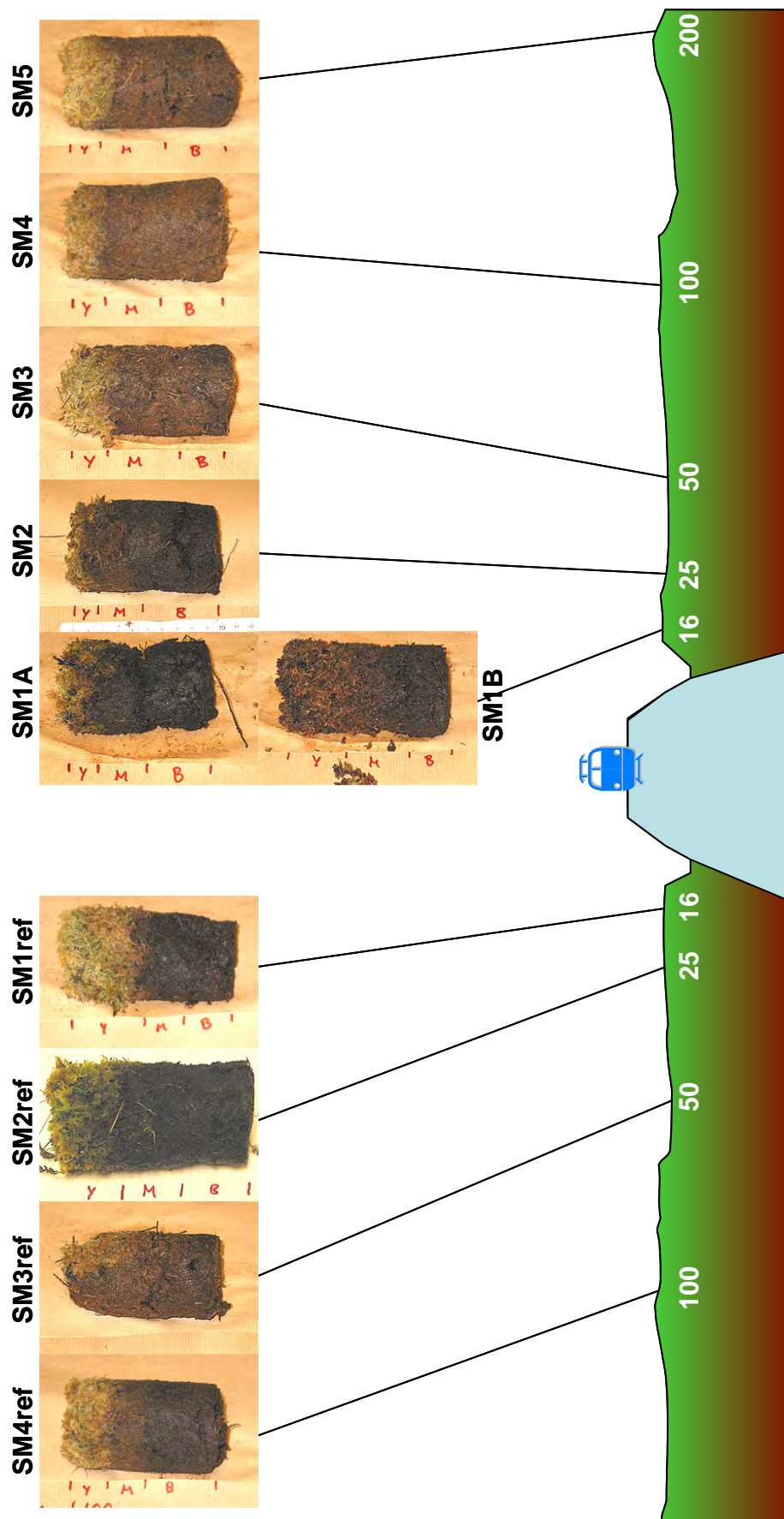
Figur 11 Torvprovtagning.

Tabell 1 De analyserade torvskiktens tjocklek i proverna från Store Mosse.

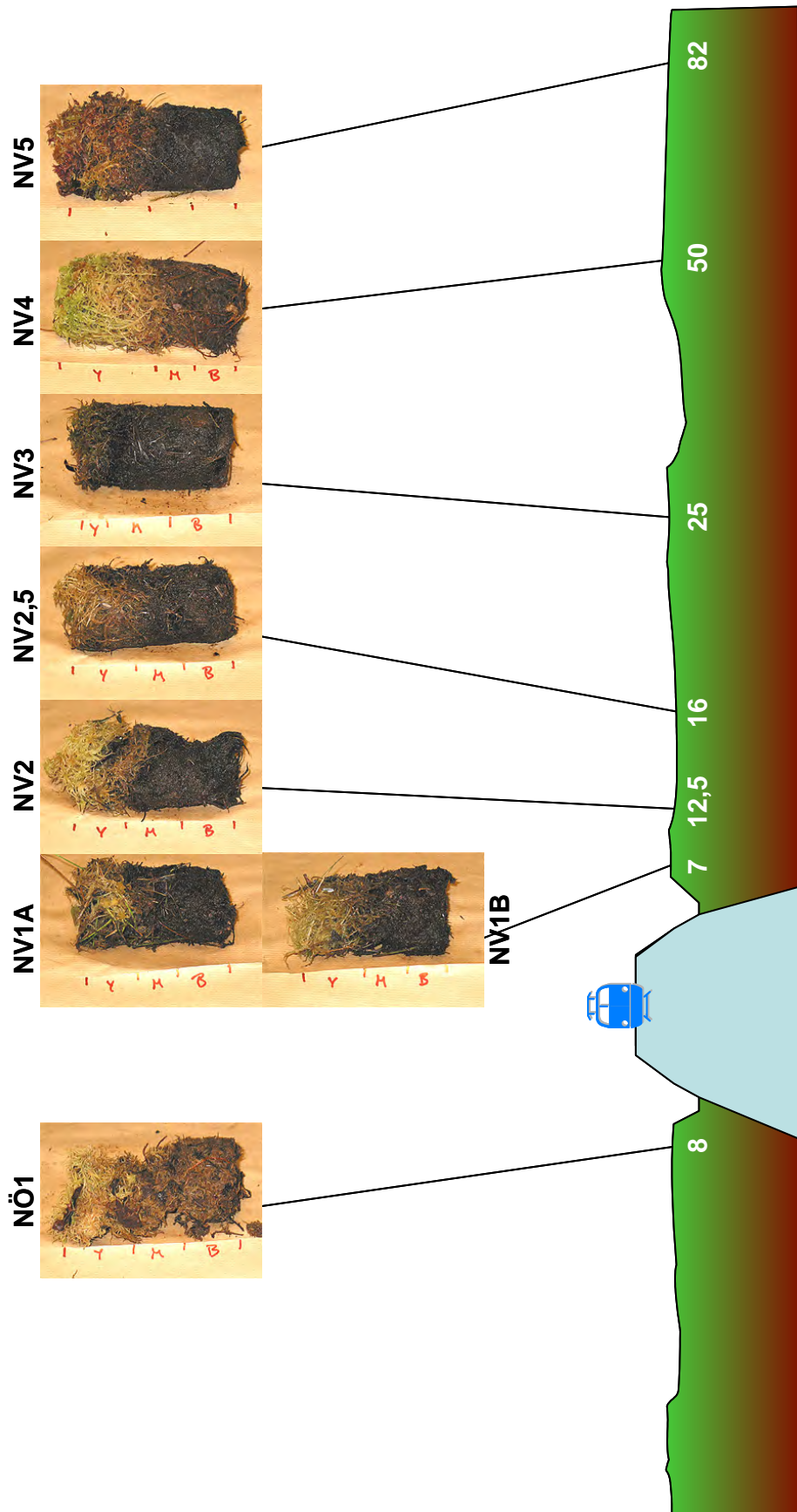
	Avstånd (m)	Tjocklek (cm)	
		Yta	Botten
SM4ref	100	2	8
SM3ref	50	1,5	8,5
SM2ref	25	3,5	7,5
SM1ref	16	4	6
SM1A	16	1,5	7,5
SM1B	16	4	7
SM2	25	1,5	8,5
SM3	50	2	8
SM4	100	1,5	8,5
SM5	200	1,5	8,5

Tabell 2 De analyserade torvskiktens tjocklek i proverna från Nässjö

	Avstånd (m)	Tjocklek (cm)	
		Yta	Botten
NÖ1	8	4	6
NV1A	7	3	7
NV1B	7	4	6
NV2	12,5	3	7
NV2,5	16	4	6
NV3	25	1,5	8,5
NV4	50	6,5	5
NV5	82	5	5



Figur 12 Torvprover provtagna tvärs över Kust-till-kustbanan på Store Mosse.



Figur 13 Torvprover provtagna tvärs över oelektrifierat spår nordväst om Nässjö.

3.3 Analyser

3.3.1 Provpreparering inför ICP-analys

All hantering av filter och torvprover skedde med latexhandskar på. Handskarna kasserades och byttes mellan varje prov för att undvika inbördes kontaminering.

Proverna behandlades i omgångar om 10 då detta var den största mängd deglar som kunde brännas samtidigt i ugnen.

För första behandlingen av proverna användes porslinsdeglar med lock. Före varje omgång fick deglarna stå fyllda med en 10 % kungsvattenlösning 4 timmar. Efter detta sköljdes de 10 gånger i avjoniserat vatten och ställdes att torka i ugn 40°C. Deglarnas torrsvikt registrerades. Därefter lades proverna ett och ett i deglarna. De sattes sedan i ugn för torkning i 40°C tills ingen viktnedgång längre kunde registreras. Torrsvikten hos provet registrerades. Efter detta sattes deglarna i brännugn och brändes 12 timmar i 700°C. I några fall när proverna bestod av höghumifierad torv var 12 timmar inte nog utan bränningen fick fortgå ytterligare 6 timmar. På grund av risken för kontaminering av material från ugnens keramikinnerväggar skedde hela bränningsprocessen med locken på. Sannolikt medverkade detta, genom reducerad syretillförsel, till de långa bränntiderna.

Proverna fick svalna i takt med ugnen. Normalt kom man ner till rumstemperatur ca 10–12 timmar efter att ugnen automatiskt stängts av. Efter detta vägdes degel inklusive askan, ur vilket askans egenvikt kunde beräknas.

Efter vägning hälldes askan över i syratvättade 50 ml polypropylenflaskor. Till varje flaska sattes 10 ml 50 % kungsvatten. Tillhörande plastlock skruvades sedan på ordentligt. Efter detta fick syratillsatta prover stå i ugn i 40°C under 1 dygn och därefter ytterligare 1 vecka i rumstemperatur. Efter detta späddes proverna upp till totalt 50 ml med avjoniserat vatten. I några fall krävdes ytterligare spädning eftersom rekommenderad maximal koncentration för behandling i ICP-MS är 1 ‰ (1 g aska/L).

Från de färdiga lösningarna pipetterades 10 ml över till provrör i polypropylen passande ICP'ns ALS-hållare (Automized Liquid Sampler). ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer) är en masspektrometer som kan arbeta såväl med lösningar som gaser emitterade med laserablation. Beträffande lösningar pumpas provvätskan med hjälp av en peristaltisk pump in i en "nebulizer", ett slags förgasare som finfördelar vätskan till en dimma. Denna dimma leds in i en argonplasma där samtliga element "slås ner" i jonform. Genom att jonerna har olika massa kan mängden joner registreras genom ett "variabelt filter". Praktisk detektionsgräns vid väl inställd utrustning där brusnivån reducerats till ett minimum är ca 10–50 ppt (parts per trillion). För att hålla reda på instrumentets avvikelser/drift under körningens gång tillsätts parallellt med proverna en internstandard, en indium/rheniumlösning, med känd koncentration. För att senare kunna beräkna koncentrationer körs i början och slutet av körningen, samt vid ett antal tillfällen under körningens gång en Merck-standardlösning innehållande ett 30-tal olika grundämnen. Beräkning av koncentrationer hos element som inte ingår i Merckstandarderna sker genom interpolation mellan två närliggande element. Vid varje "körning" behandlas ett 50-tal prover. Ett s.k. generalprov analyseras för varje prov, innehållande 72 grundämnen. Förbjudna massor är t.ex. halogener. Mätningen av elementen sker successivt från de lättaste till de tyngsta med ca 0,1 sekund för varje massa. Detta upprepas 6 gånger för varje prov. Varje mätning sker inom ett speciellt intervall inom spektraltoppen för just denna massa

vilket ger en s.k. semikvantitativ analys. Totaltiden för varje analys vid denna uppställning är ca 210 sekunder.

Analyserna ger en samling rådata på en datafil innehållande det totala antalet registreringar för varje analys och element. I nästa steg kalibreras dessa rådata mot någon av mätningarna av en Merck-standard. Dessa data, som ger halterna av respektive element i den använda lösningen, förs över i Excelformat och med känd lösningskoncentration kan de totala mängderna i ursprungligt askprov beräknas.

3.3.2 Analyser

Depositionsproverna analyserades med avseende på metaller av ALcontrol AB i Linköping, där Fe, Ca, K, Mg och Na analyserades med standardmetod 3120 A–B och Al, As, Ba, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Sr och Zn med EPA 200.8 mod.

Då flöjlarna är tillverkade av aluminium beaktas inte filtrens aluminium-innehåll. Cour-filtren löstes i kungsvatten, inaskades och analyserades med ICP-MS. Analyserade element är Li, Be, B, Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Tc, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, I, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Bi, Th, U.

Torvproverna sektioneras i tre delar (övre, mellan och undre skikt) för att på så sätt få en uppfattning om variation över tid. Proverna analyseras med ICP-MS avseende samma grundämnen som filtren.

3.3.3 Inhämtning av övriga data

För att kunna relatera den uppmätta depositionen till väderparametrar och tågtrafikens karaktäristik erhöles data från SMHI:s väderstationer Tomtabacken (för Store Mosse), Malmslätt och Västerlösa (för Vikingstad) och Malmö (för Lund) samt grafiska tidtabeller för samtliga lokaler från Banverket.

4 Resultat

Då datamängden är omfattande presenteras i följande sektioner ett urval av insamlade data. Fokus ligger på de data som uppvisat en relation till järnvägen, såtillvida att de på en eller flera lokaler har en ökande trend mot järnvägen. Övriga resultat presenteras i appendix.

4.1 Halter

Halter är grunddata för flaskproverna och redovisas främst för jämförelse med halter i nederbörd för bakgrundslokal Gårdsjön (Bohuslän) under 1999 (Eriksson, 2001) och den urbana lokalen Södermalm i Stockholm från perioden december 1998 till maj 1999 (Burman och Johansson, 2000) i tabell 3. Dock uppvisar några metaller även trender mot järnvägen. Dessa redovisas i figurerna 14–19. I diagrammen är även medel, maximi- och minimihalter för Gårdsjön inlagda som jämförelse (Eriksson, 2001) samt i förekommande fall årsmedelvärden från Södermalm.

Tabell 3 Metallhalter i insamlade prover jämförda med bakgrundslokaler (Gårdsjön, Aspvreten, Arup och Bredkälén) och en urban lokal (Södermalm). Gråfärgade fält visar högre värden än bakgrundsvärde från Gårdsjön, svartfärgade högre värden än de urbana värdena.

Metall	Store Mosse				Vikingstad				Lund			
	Antal	Medel	Max	Min	Antal	Medel	Max	Min	Antal	Medel	Max	Min
Fe (mg/l)	2 (16)	0,03	0,10	0,03	8 (4)	0,07	0,16	0,03	15	0,64	1,90	0,07
Ca (mg/l)	18	0,27	0,44	0,08	12	0,58	0,90	0,33	15	1,30	3,30	0,38
K (mg/l)	0	-	-	-	0	-	-	-	2 (13)	1,73	7,00	1,00
Mg (mg/l)	13 (5)	0,16	0,40	0,05	12	0,28	0,40	0,10	15	0,69	2,70	0,20
Na (mg/l)	18	1,31	3,40	0,35	12	0,53	0,72	0,30	15	2,18	5,70	1,00
Al (µg/l)	18	311,22	1100,00	19,00	12	888,33	1800,00	460,00	15	1026,67	2900,00	110,00
As (µg/l)	13 (5)	0,23	0,60	0,10	6 (6)	0,42	2,10	0,10	8 (7)	0,27	1,00	0,10
Ba (µg/l)	18	0,70	1,60	0,20	12	3,58	10,00	0,30	15	3,01	11,00	0,70
Pb (µg/l)	18	1,01	1,80	0,20	7 (5)	2,14	6,90	0,05	15	1,69	6,00	0,40
Cd (µg/l)	16 (2)	0,05	0,07	0,01	10 (2)	0,08	0,42	0,01	12 (3)	0,18	1,90	0,01
Co (µg/l)	8 (10)	0,02	0,05	0,01	11 (1)	0,14	0,37	0,01	15	0,31	0,92	0,06
Cu (µg/l)	18	1,42	5,70	0,40	12	1,39	3,70	0,10	15	12,45	69,00	1,30
Cr (µg/l)	4 (14)	0,14	0,30	0,10	1 (11)	2,90	-	-	15	2,09	6,20	0,30
Mn (µg/l)	18	2,73	5,90	0,80	12	8,17	15,00	4,40	15	17,78	48,00	5,80
Ni (µg/l)	8 (10)	0,43	3,60	0,15	5 (7)	0,79	3,20	0,15	15	1,69	4,40	0,30
Sr (µg/l)	1 (17)	2,00	-	-	6 (6)	1,92	4,00	1,00	6 (9)	1,87	6,00	1,00
Zn (µg/l)	18	6,22	10,00	2,00	12	13,00	51,00	3,00	15	41,87	160,00	7,00

Metall	Gårdsjön*				Aspvreten**	Arup**	Bredkälén**	Södermalm (urban)***	
	Antal	Medel	Max	Min	Viktat årsmedel -99	Viktat årsmedel -01	Viktat årsmedel -01	Viktat årsmedel 95-96	Viktat årsmedel 98-99
Fe (mg/l)	10	0,015	0,034	0,006	-	-	-	0,43	-
Ca (mg/l)	10	0,31	0,72	<0,1	-	-	-	-	-
K (mg/l)	10	<0,4	<0,4	<0,4	-	-	-	-	-
Mg (mg/l)	10	0,17	0,63	0,045	-	-	-	-	-
Na (mg/l)	10	1,4	5,2	0,17	-	-	-	-	-
Al (µg/l)	10	13000	26000	4900	-	-	-	-	-
As (µg/l)	10	0,16	0,36	0,07	0,19	0,19	0,09	0,35	0,245
Ba (µg/l)	10	0,76	1,2	0,33	-	-	-	-	-
Pb (µg/l)	10	1,5	2,8	0,67	2,1	1,9	0,56	5,8	3,1
Cd (µg/l)	10	0,033	0,088	0,011	0,075	0,044	0,023	0,15	0,065
Co (µg/l)	10	0,017	0,027	0,01	0,018	0,024	0,012	0,64	0,26
Cu (µg/l)	10	0,91	1,80	0,30	3,33	1,62	0,57	59****	5,05
Cr (µg/l)	10	0,23	0,38	0,08	0,50	0,31	0,22	1,00	0,575
Mn (µg/l)	10	1,70	3,10	0,49	3,06	1,20	1,98	23,00	7,7
Ni (µg/l)	10	0,34	0,56	0,24	0,33	0,26	0,20	2,00	0,82
Sr (µg/l)	10	1,20	3,30	0,52	-	-	-	-	1,05
Zn (µg/l)	10	11,00	24,00	1,60	11,00	12,00	7,70	72,00	16

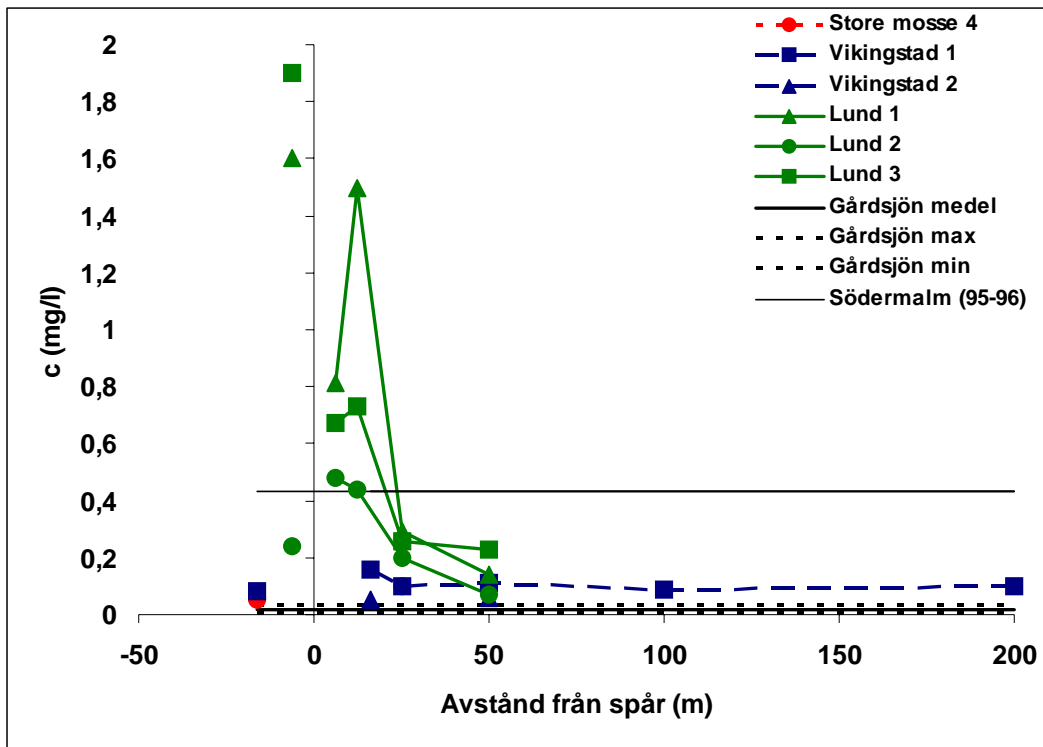
* Eriksson (2001)

** Värden viktade mot nederbördsmängden. Aspvreten (Kindbom et al., 2001), Arup och Bredkälén (Svensson, 2003).

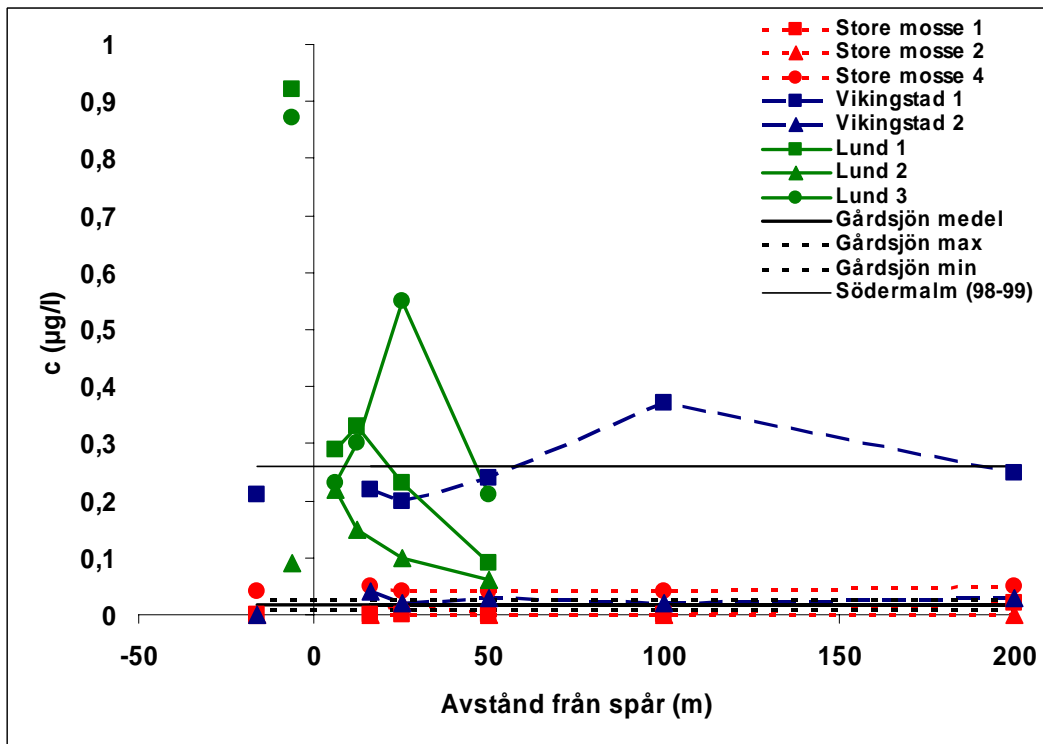
*** Värden viktade mot nederbördsmängden (Johansson och Burman, 1998) och (Burman och Johansson, 2000). För 98-99 har medelvärdet mellan två öppna insamlare använts.

**** Denna halt bedömdes som orimligt hög av Johansson och Burman (1998).

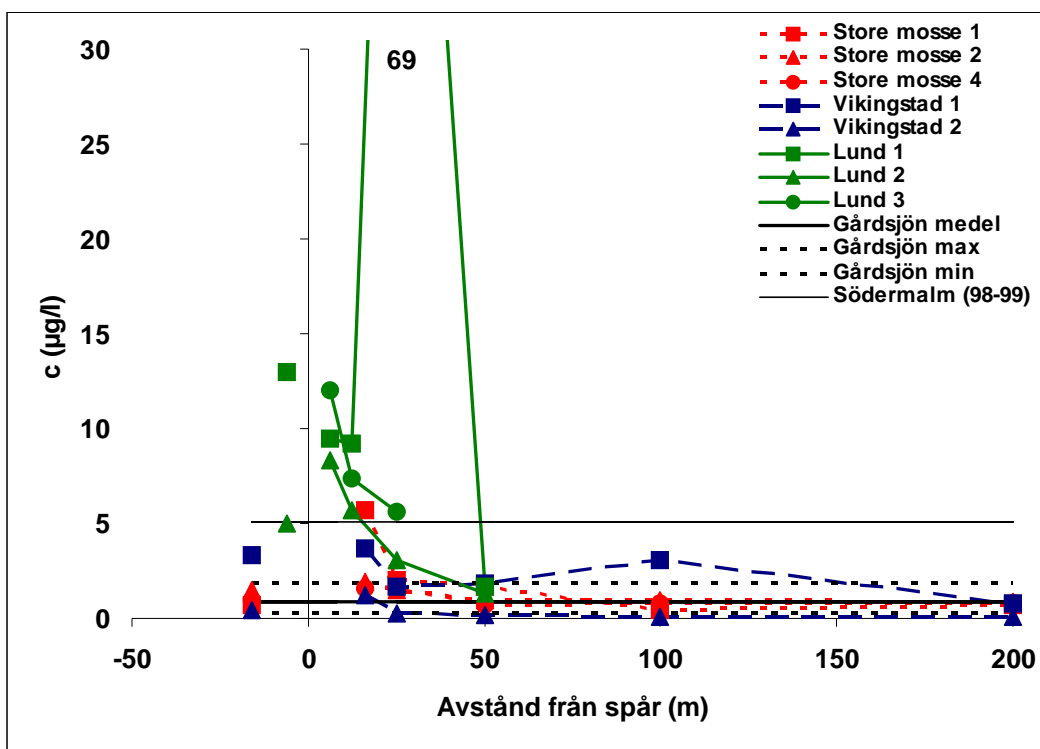
I figurerna 14–19 redovisas halter av analyserade metaller i insamlade provflaskor.



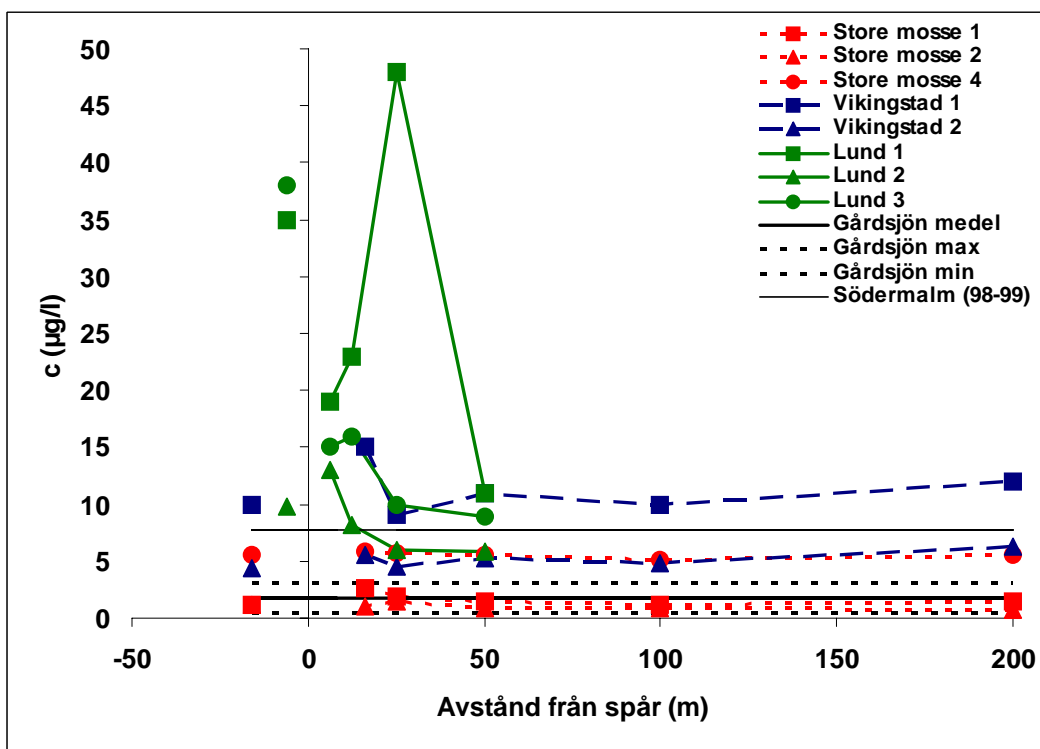
Figur 14 Järn.



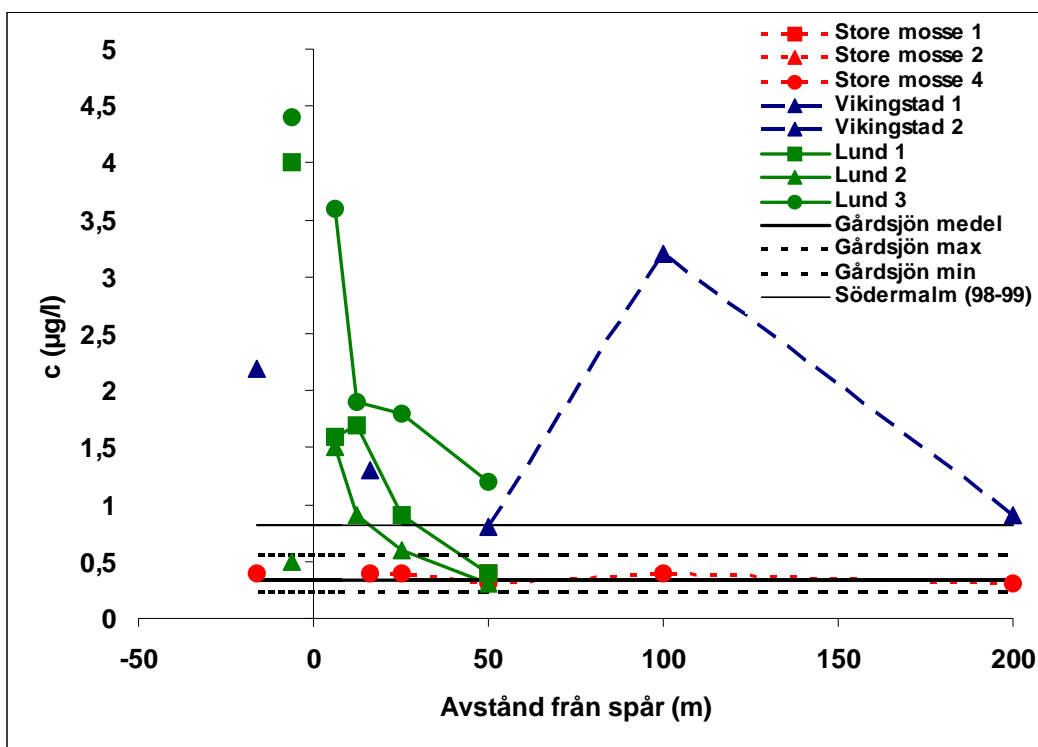
Figur 15 Kobolt.



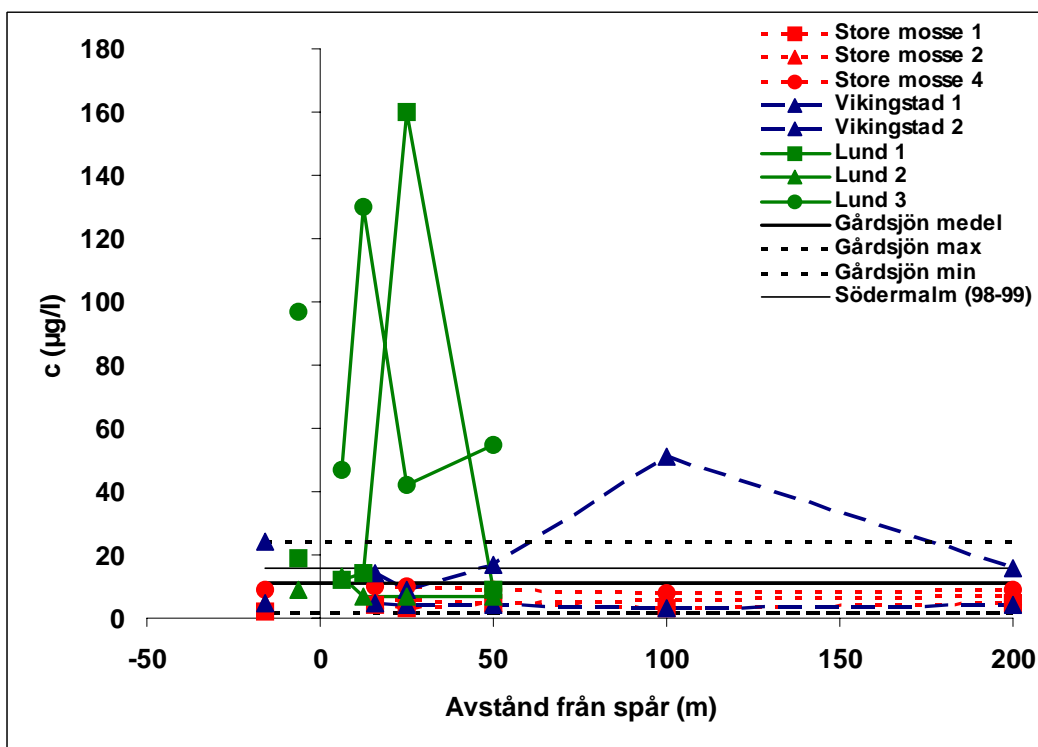
Figur 16 Koppar.



Figur 17 Mangan.



Figur 18 Nickel.



Figur 19 Zink.

Metallerna järn, kobolt, koppar, mangan, nickel och zink har förhöjda värden jämfört med bakgrundsvärdet närmast järnvägen och Lund är genomgående lokalen med tydligast trender, även om både Vikingstad och Store Mosse visar samma mönster för vissa metaller. Man måste här komma ihåg att lokalen i Lund når närmare järnvägsspåret än de övriga lokalerna. Vid ca 50 m från spåret

tenderar halterna ofta att plana ut till ett bakgrundvärde. Många metaller överstiger nära spåret även värdena från Södermalm, t.ex. koppar, mangan och zink.

4.2 Deposition

Depositionen beräknas genom att massan för varje metall i flaskor och trattar beräknas ur halterna, varefter massan divideras med trattöppningens yta. Värdet räknas om till massa per kvadratmeter och normeras i tiden till dygnsmedelvärde för att olika långa mätningar skall kunna jämföras.

4.2.1 Bulkdeposition

I tabellerna 4–6 redovisas bulkdepositionen för flaskor och trattar för respektive lokal. Värdena jämförs även med tillförsel via nederbörd (Eriksson, 2001) och våtdeposition i Stockholms innerstad (Johansson och Burman, 1998). Figureerna 20–24 redovisar trenderna för de metaller som visar tydligast relation till järnvägens sträckning i denna studie.

Tabell 4 Deposition av metaller på lokal Store Mosse. Enheter för Fe-Na är $\text{mg m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$ och för Al-Zn $\mu\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$. Bakgrundlokal är, som i tabell 3, Gårdsjön (Eriksson, 2001). Symbolen * avser värde under detektionsnivå, – avser inget värde uppmätt. Gråfärgade fält visar högre värden än bakgrundsvärde från Gårdsjön, svartfärgade högre värden än de urbana värdena.

Metall	16 m referens			16 m			25 m			50 m			100 m			200 m			Bakgrund	Urban lokal*
	SM1	SM2	SM4	SM1	SM2	SM4	SM1	SM2	SM4	SM1	SM2	SM4	SM1	SM2	SM4	SM1	SM2	SM4		
Fe	-	*	0,08	*	*	*	-	*	0,16	*	*	*	-	*	*	*	*	*	-	-
Ca	-	0,75	0,64	0,43	0,25	0,62	-	0,15	0,66	-	0,22	0,65	-	0,18	0,61	0,42	0,19	0,70	-	-
K	-	*	*	*	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	*	*	*	-	-
Mg	-	0,19	0,16	0,38	*	0,17	-	*	0,16	*	*	0,16	-	*	0,16	0,61	*	0,32	-	-
Na	-	2,70	1,30	3,29	1,13	1,32	-	0,80	1,33	-	0,98	1,33	-	0,66	1,38	5,15	0,65	1,51	-	-
Al	-	0,50	0,15	1,39	0,19	0,10	-	0,05	0,04	-	0,36	0,05	-	0,10	0,07	1,15	0,04	0,14	-	-
As	-	0,39	0,33	*	0,95	0,33	-	0,56	0,33	-	0,34	0,32	-	0,37	0,33	0,91	0,37	0,79	0,49	0,41
Ba	-	0,39	2,14	0,51	0,38	2,34	-	0,37	2,63	-	0,34	2,43	-	0,37	2,47	0,76	0,56	2,54	2,20	-
Pb	-	1,54	1,97	0,38	2,86	1,84	-	2,99	1,81	-	2,05	1,78	-	2,77	1,81	0,91	2,98	2,86	4,70	6,80
Cd	-	0,12	0,08	0,03	0,13	0,08	-	0,13	0,08	-	0,10	0,08	-	0,13	0,08	0,05	0,11	0,10	0,11	0,18
Co	-	*	0,07	*	*	0,08	-	0,04	0,07	-	*	0,06	-	*	0,07	*	*	0,08	0,05	0,77
Cu	-	2,89	1,64	7,21	3,62	2,67	-	2,81	2,63	-	1,71	1,13	-	1,84	1,32	1,06	1,68	1,27	2,70	6,8**
Cr	-	*	*	*	0,57	*	-	0,56	*	-	0,51	*	-	0,37	*	*	*	*	0,68	1,20
Mn	-	2,31	9,04	3,29	1,91	9,86	-	2,81	9,37	-	1,54	8,89	-	1,66	8,38	2,12	1,49	8,74	4,70	28,00
Ni	-	*	0,66	*	*	0,67	-	*	0,66	-	*	0,49	-	*	0,66	5,46	*	0,48	0,99	2,40
Sr	-	*	*	*	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	3,03	*	*	3,30	-
Zn	-	9,63	14,79	5,06	11,45	16,71	-	11,23	16,44	-	8,56	14,55	-	11,07	13,15	7,58	13,04	14,31	30,10	86,00

Tabell 5 Deposition av metaller på lokal Vikingstad. Enheter för Fe-Na är $\text{mg m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$ och för Al-Zn $\mu\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$. I övrigt som i tabell 4.

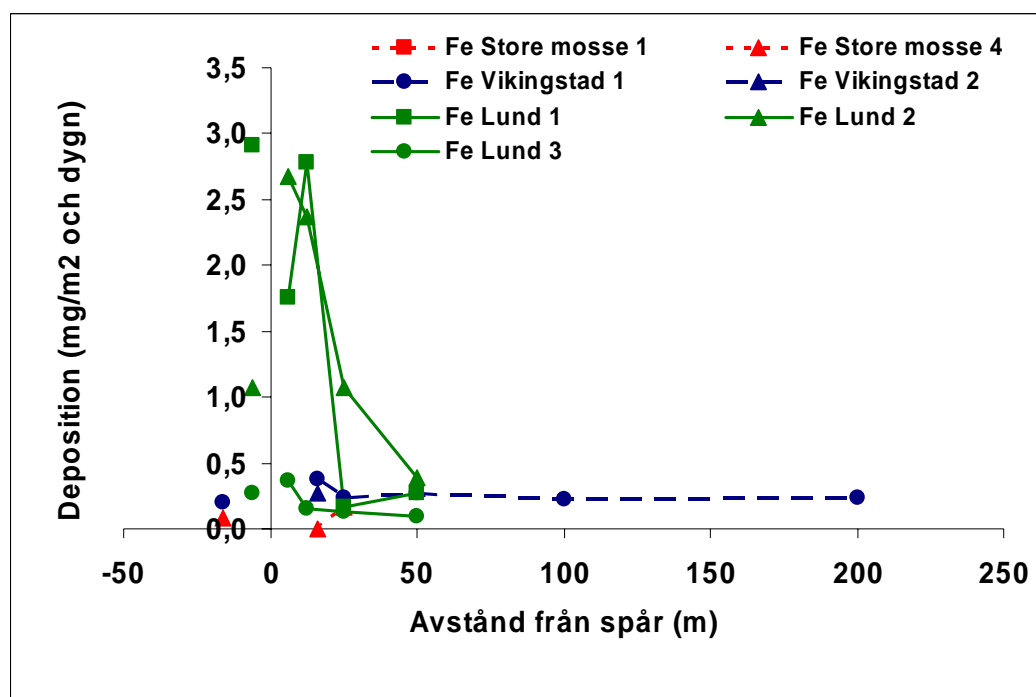
Metall	16 m referens		16 m		25 m		50 m		100 m		200 m		Bakgrund	Urban lokal*
	V1	V2	V1	V2	V1	V2	V1	V2	V1	V2	V1	V2		
Fe	0,19	*	0,37	0,26	0,23	*	0,26	0,30	0,21	*	0,23	*	-	-
Ca	1,84	2,01	1,64	2,21	1,57	1,74	1,72	1,81	1,65	1,74	2,04	3,17	-	-
K	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-	-
Mg	0,72	1,01	0,92	1,05	0,69	1,05	0,94	1,01	0,71	0,53	0,91	2,04	-	-
Na	1,58	1,81	1,38	1,79	1,38	1,89	1,55	2,07	1,53	1,58	1,63	3,37	-	-
Al	1,51	3,58	4,15	4,11	2,05	3,21	2,59	3,58	2,07	2,42	2,72	4,55	-	-
As	0,72	*	0,69	*	4,84	*	1,65	*	1,41	*	0,91	*	0,49	0,41
Ba	12,93	2,01	23,07	2,63	23,07	1,58	12,22	3,02	9,40	2,11	12,22	3,58	2,20	-
Pb	10,29	*	9,23	*	7,38	*	7,99	*	8,23	*	15,62	0,51	4,70	6,80
Cd	0,41	0,15	*	0,16	0,09	0,21	0,28	0,15	0,99	0,16	*	0,20	0,11	0,18
Co	0,50	-	0,51	0,21	0,46	0,11	0,56	0,15	0,87	0,11	0,57	0,15	0,05	0,77
Cu	7,90	2,01	8,54	6,32	3,92	1,58	4,23	1,01	7,29	0,53	1,81	0,51	2,70	6,8**
Cr	6,94	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,68	1,20
Mn	23,94	22,16	34,61	28,95	20,99	24,21	25,86	26,69	23,51	25,26	27,16	32,21	4,70	28,00
Ni	5,27	*	3,00	*	*	*	1,88	*	7,52	*	2,04	*	0,99	2,40
Sr	9,58	*	9,23	*	4,61	*	7,05	*	4,70	*	4,53	*	3,30	-
Zn	57,46	25,18	32,30	26,32	20,76	21,05	39,96	20,15	119,88	15,79	36,22	20,45	30,10	86,00

Tabell 6 Deposition av metaller på lokal Lund. Enheter för Fe-Na är $\text{mg m}^{-2} \text{dygn}^{-1}$ och för Al-Zn $\mu\text{g m}^{-2} \text{dygn}^{-1}$. I övrigt som i tabell 4.

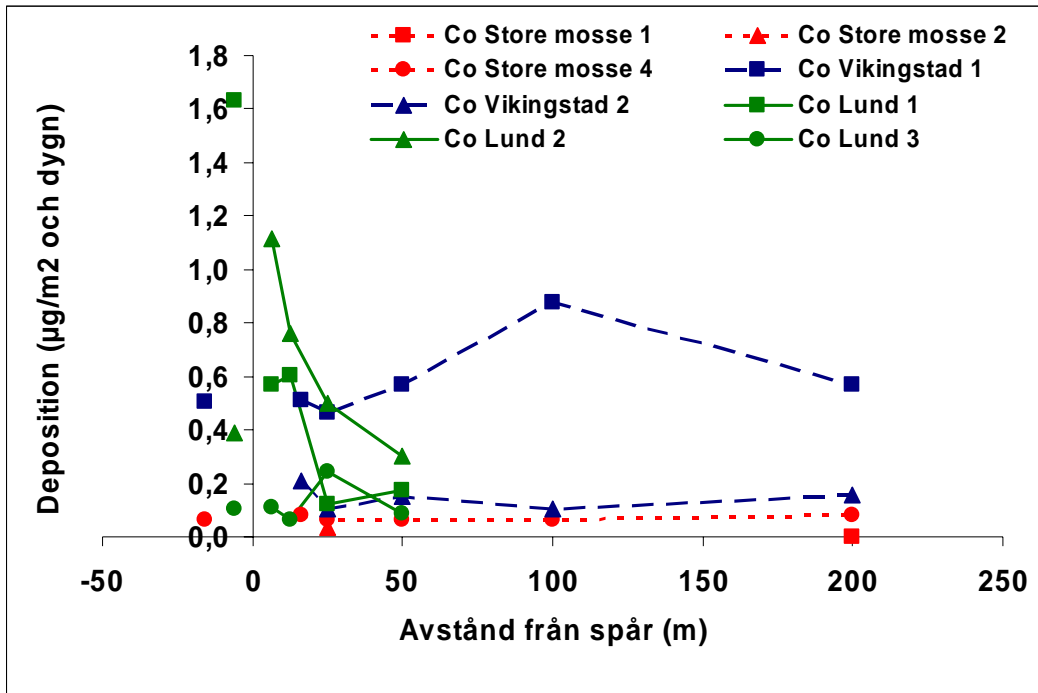
Metall	6,25 m referens			6,25 m			12,5 m			25 m			50 m			Bakgrund	Urban lokal*
	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3		
Fe	2,81	1,02	0,22	1,54	2,38	0,28	2,73	2,18	0,14	0,15	0,99	0,11	0,27	0,35	0,09	-	-
Ca	2,11	3,78	0,37	1,84	2,82	0,68	1,82	1,88	0,30	1,31	2,33	0,85	1,90	2,33	0,63	-	-
K	*	*	0,79	*	*	*	*	*	*	3,15	*	*	*	*	*	-	-
Mg	0,88	1,70	0,31	0,76	1,49	0,47	0,73	0,99	0,15	0,58	0,99	0,34	0,77	0,99	0,35	-	-
Na	2,46	5,94	0,65	3,04	5,94	1,40	2,73	4,95	0,43	2,26	6,44	1,11	3,46	4,95	0,90	-	-
Al	0,90	1,15	0,33	0,84	2,57	0,93	1,33	0,64	0,34	0,40	1,04	0,90	1,17	0,54	0,82	-	-
As	0,53	*	0,11	0,38	*	*	0,55	*	0,08	0,16	*	0,21	*	*	0,12	0,49	0,41
Ba	3,87	3,82	1,24	3,99	4,95	0,93	6,00	4,95	1,45	1,79	4,46	1,32	3,84	3,47	1,45	2,20	-
Pb	2,29	2,97	0,68	0,95	2,48	0,72	2,55	2,97	0,83	0,42	6,93	1,07	0,77	1,98	1,10	4,70	6,80
Cd	0,07	0,13	0,01	0,06	0,20	0,05	0,07	*	0,03	1,00	0,25	0,03	*	*	0,03	0,11	0,18
Co	1,62	0,38	0,10	0,55	1,09	0,10	0,60	0,74	0,06	0,12	0,50	0,23	0,17	0,30	0,08	0,05	0,77
Cu	22,86	21,22	1,58	18,05	41,10	9,33	16,73	28,22	2,26	36,26	15,35	3,15	3,26	6,44	2,19	2,70	6,8**
Cr	4,04	2,12	0,70	1,90	2,48	1,40	3,82	1,49	0,68	1,73	1,98	1,11	1,92	1,49	1,53	0,68	1,20
Mn	61,54	41,59	4,30	36,10	64,37	6,36	41,84	40,60	3,02	25,22	29,71	4,26	21,12	28,72	3,48	4,70	28,00
Ni	7,03	2,12	0,50	3,04	7,43	1,53	3,09	4,46	0,36	0,47	2,97	0,77	0,77	1,49	0,47	0,99	2,40
Sr	*	*	0,68	*	*	0,85	*	*	0,57	2,10	*	0,85	*	*	0,78	3,30	-
Zn	33,41	38,20	10,98	22,80	64,37	19,93	25,46	34,66	24,52	84,07	34,66	17,90	17,28	34,66	21,53	30,10	86,00

*Beräknad våtdeposition för Stockholms innerstad under perioden augusti 1995 till juli 1996 (Johansson och Burman, 1998). Dessa värden har valts framför dem i Burman och Johansson (2000) då mätmetoden är i överensstämmelse med den använd i föreliggande rapport.

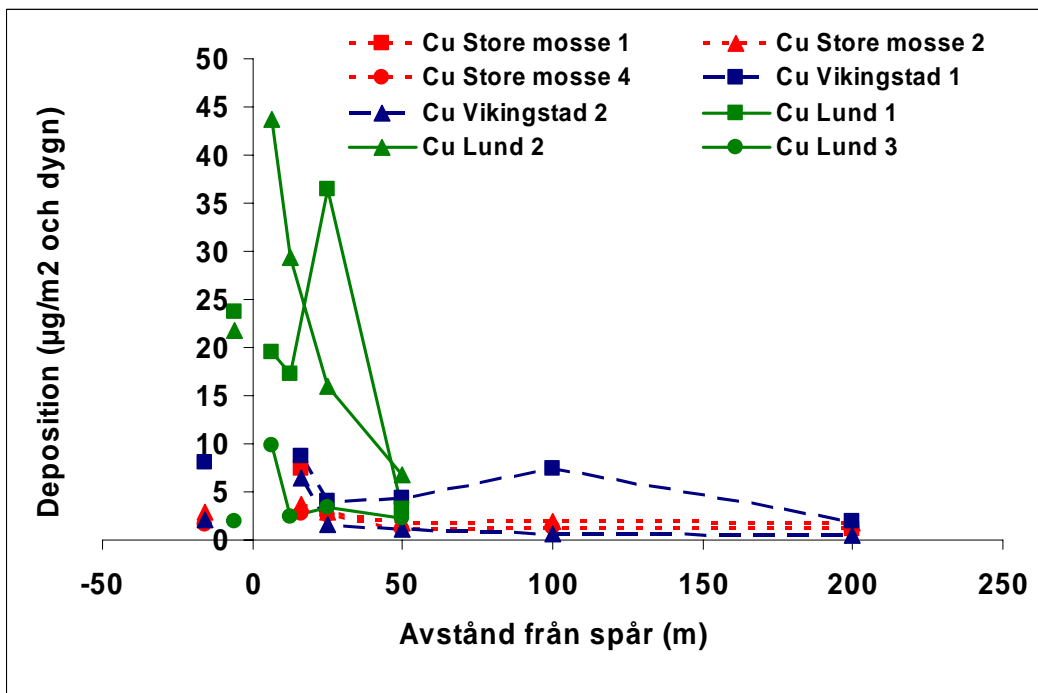
**Värdet för koppar är hämtat från Burman och Johansson (2000) då depositionen i Johansson och Burman (1998) betraktades som orimligt högt.



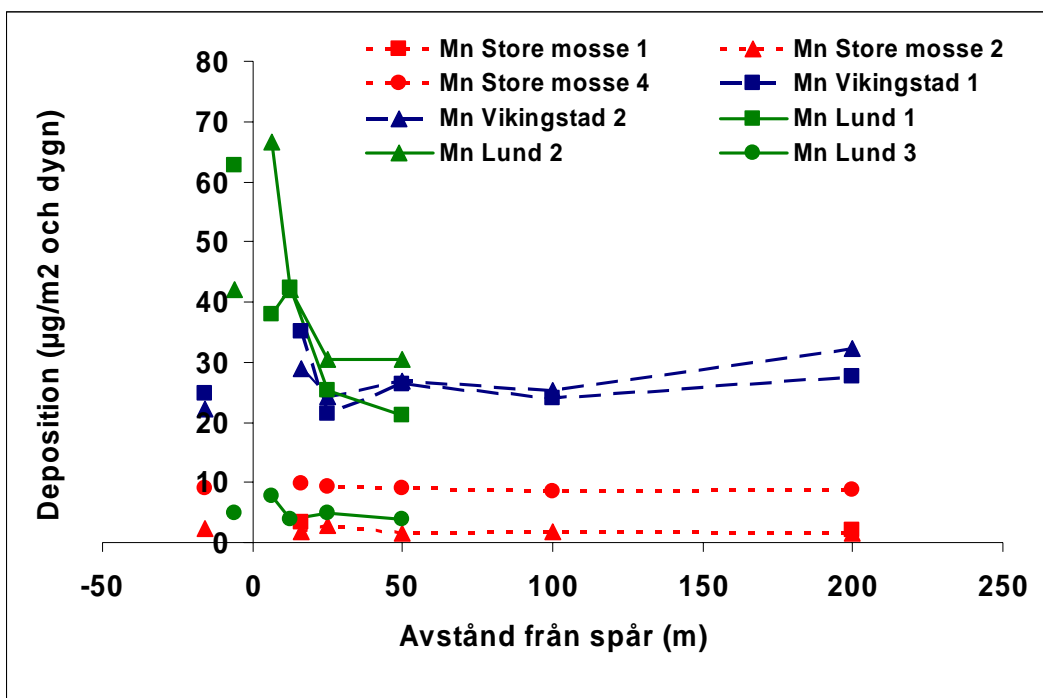
Figur 20 Järn.



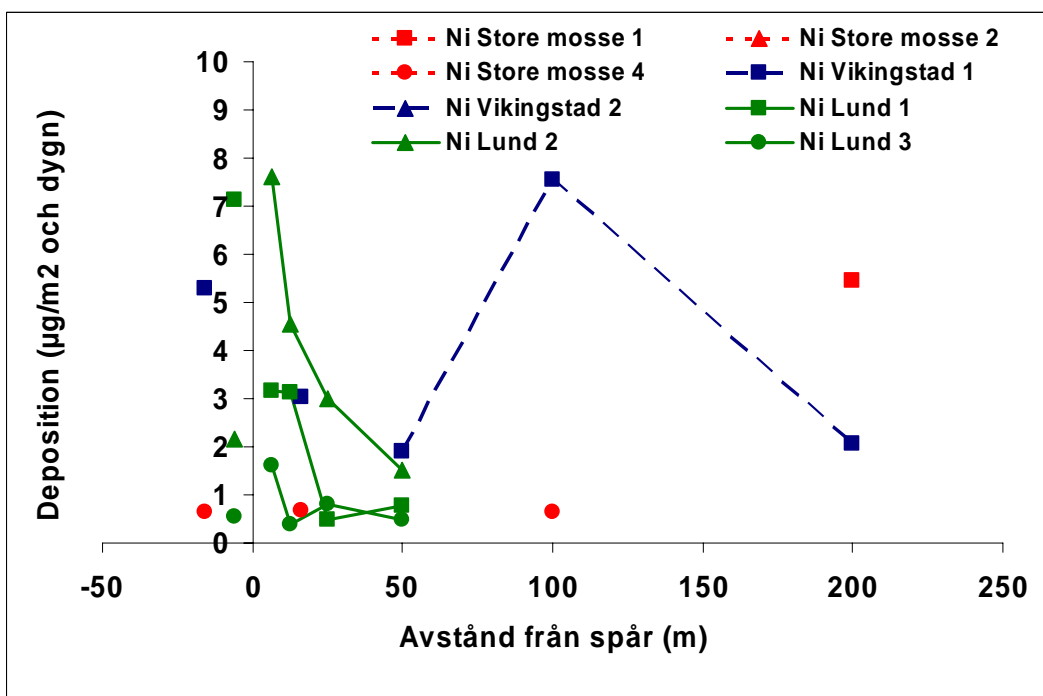
Figur 21 Kobolt.



Figur 22 Koppar.



Figur 23 Mangan.



Figur 24 Nickel.

Då depositionen beräknas utifrån halterna kvarstår trenderna mot järnvägen för järn i Lund, koppar på samtliga lokaler samt mangan, kobolt, krom och nickel i Lund. Liksom för halterna avtar depositionen av dessa metaller med ökande avstånd från spåret. I de mest tydliga fallen, t.ex. koppar och kobolt i Lundmätningarna tycks avtagandet ha en exponentiell form ($d = ae^{-bx}$), där d är depositionen, x är avståndet och a och b konstanter.

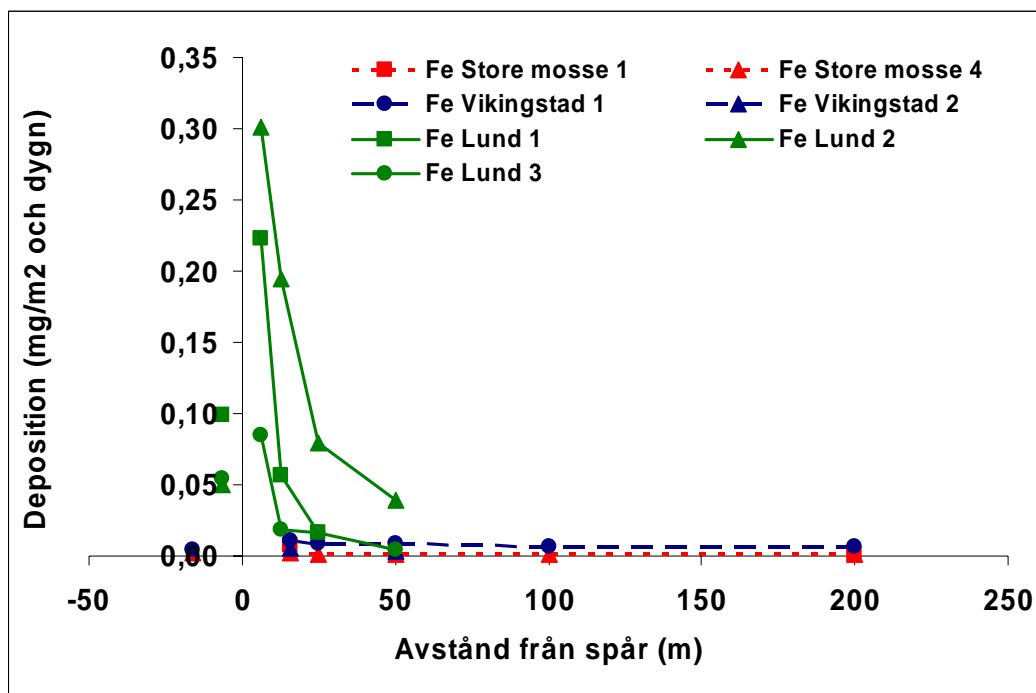
Med tanke på lokalernas placering är det anmärkningsvärt att Vikingstad oftast har generellt högre värden sett över hela transekten än såväl Lund som Store Mosse. Särskilt tydligt är detta för mätningen Vikingstad 1 (se appendix).

4.2.2 Deposition i trattar

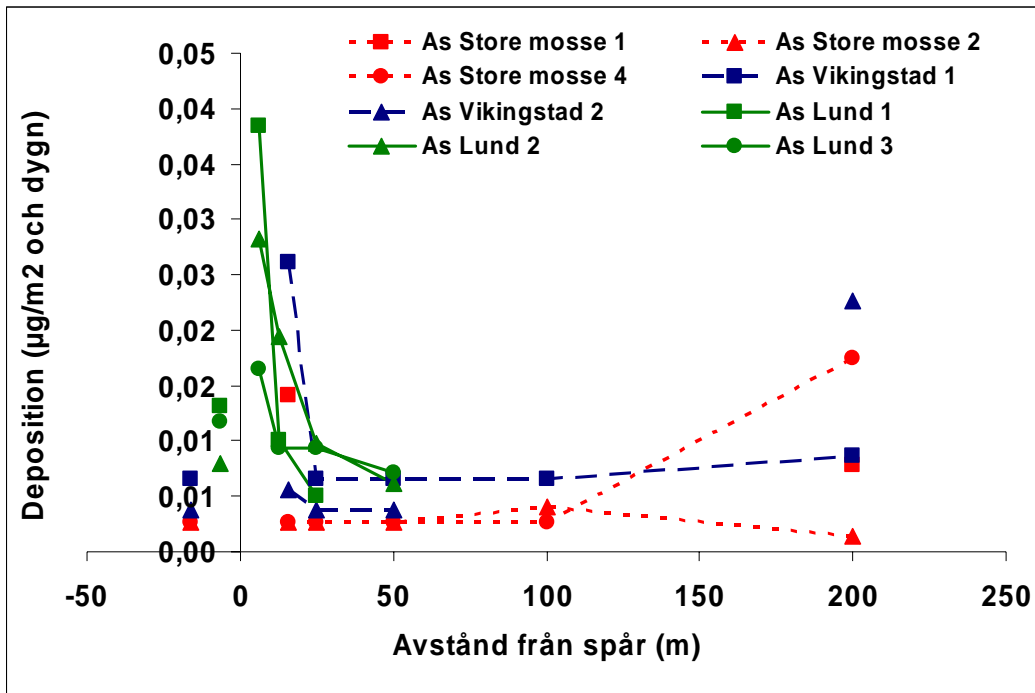
Trattarnas innehåll skulle kunna antas avspegla den torrdeposition som insamlats efter sista nederbördstillfället under mätperioden. Dock kan även en betydande andel av metallerna ha fastnat i tratten under hela mätperioden, varför värdena ändå presenteras som deposition per dygn. De absoluta värdena skall därför behandlas med stor försiktighet, medan trenderna är reella.

Vissa av metallerna uppvisar tydliga trender i trattproverna, t.ex. järn, arsenik, kobolt, koppar, krom, mangan och nickel. Framst är det provplatsen i Lund som uppvisar starkt stigande trender mot spåret. För vissa metaller tenderar alla provlokaler att avklinga till någon form av gemensam bakgrunds nivå ungefär 50–100 m från spåret, t.ex. järn, och koppar.

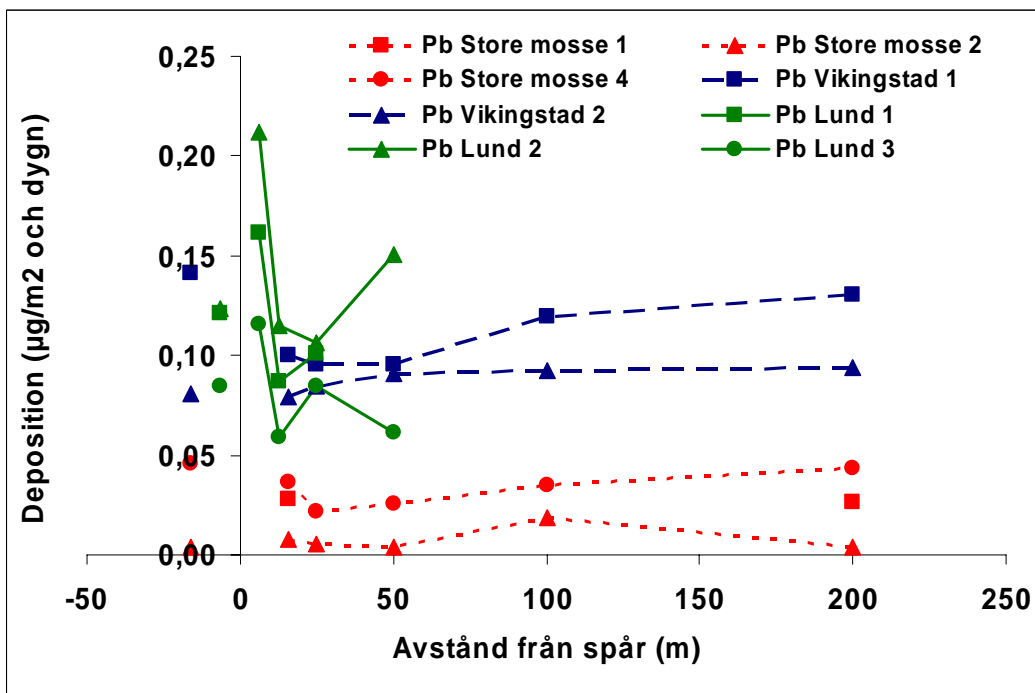
Kalcium, magnesium, natrium, aluminium, barium och strontium uppvisar mindre tydliga eller inga trender alls. Mätningen Vikingstad 1 (V1) har mycket hög magnesium- och aluminiumdeposition och ökande deposition från spåret. Detta kan eventuellt vara relaterat till en dammbindningsinsats som utfördes på en grusväg utanför mätområdet. Detta har dock inte undersökts närmare.



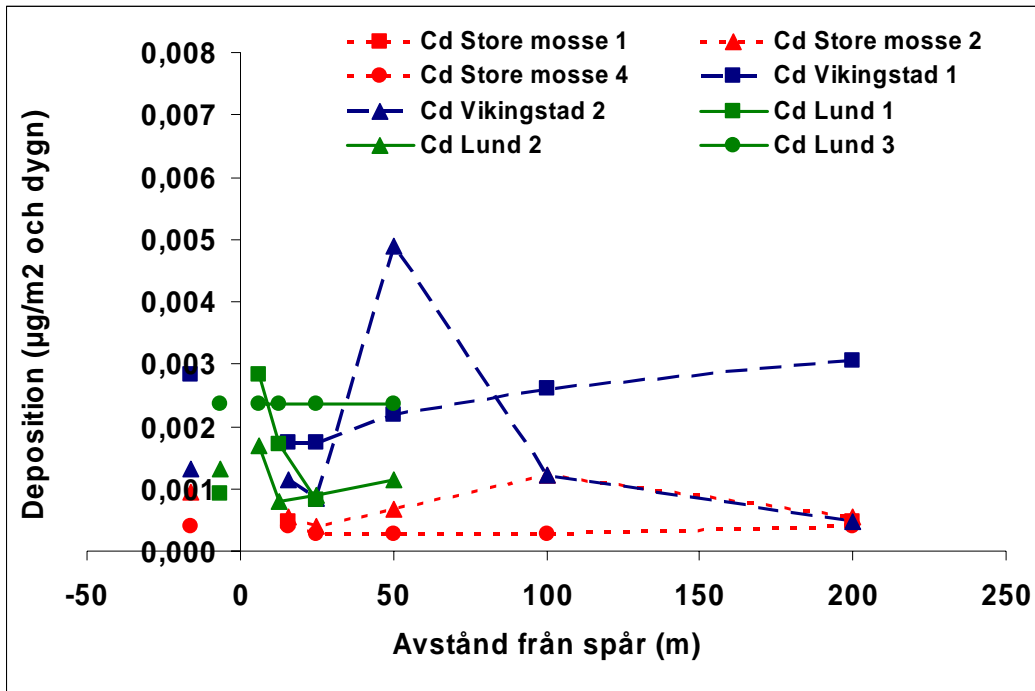
Figur 25 Järn.



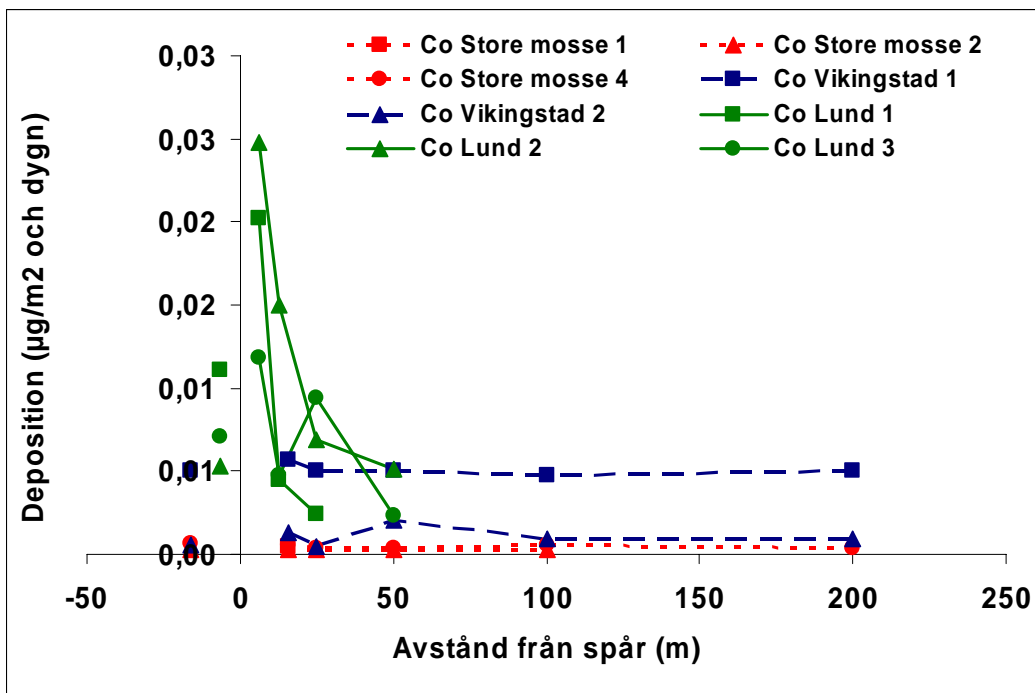
Figur 26 Arsenik.



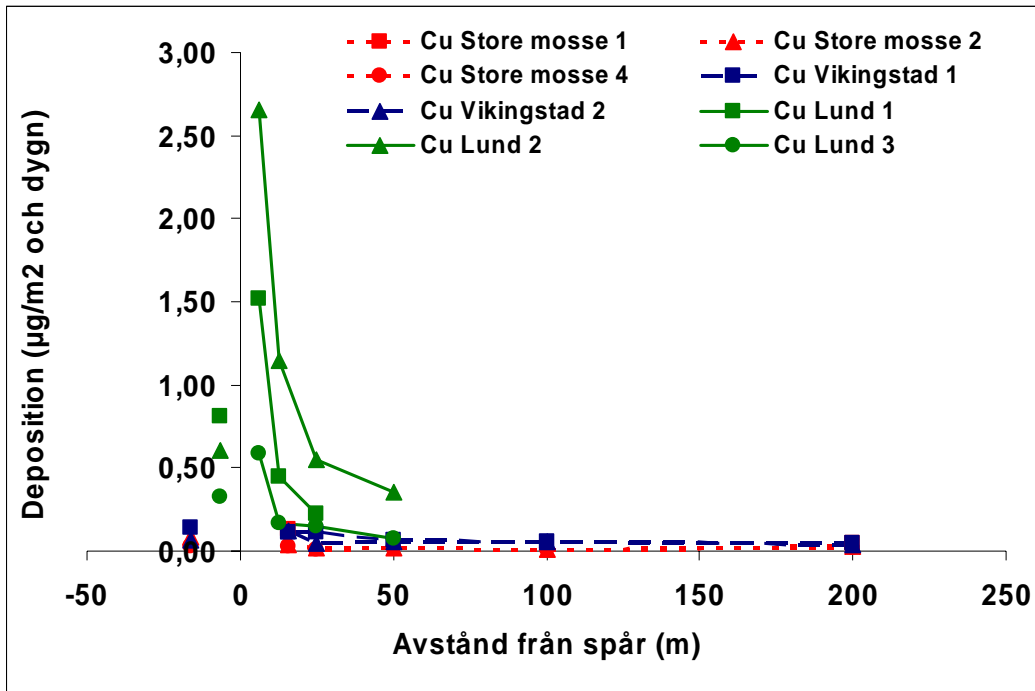
Figur 27 Bly.



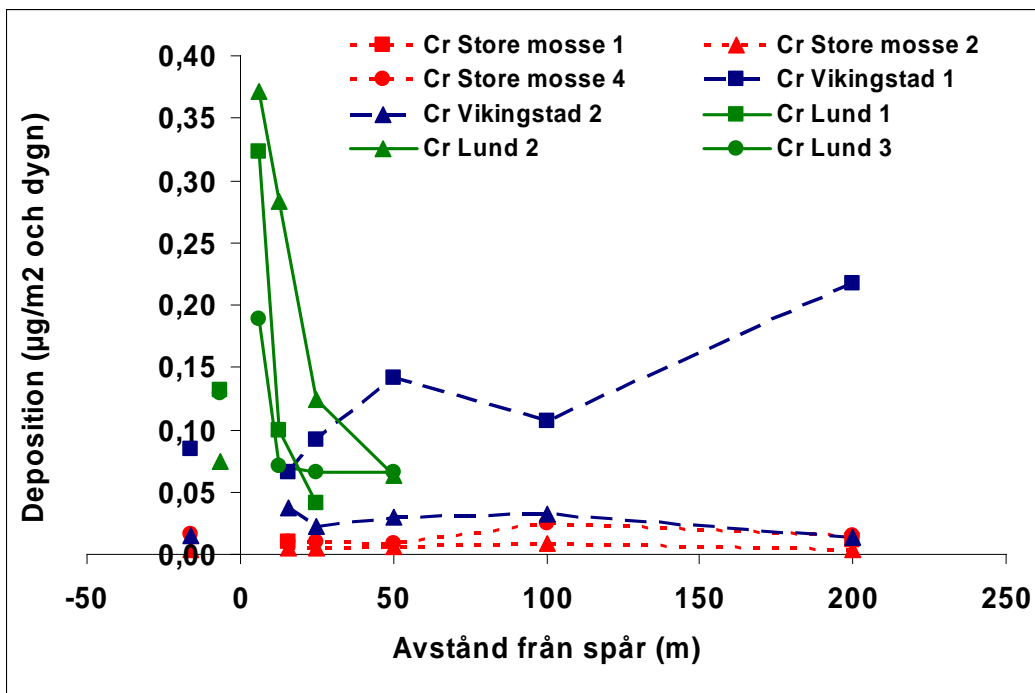
Figur 28 *Kadmium.*



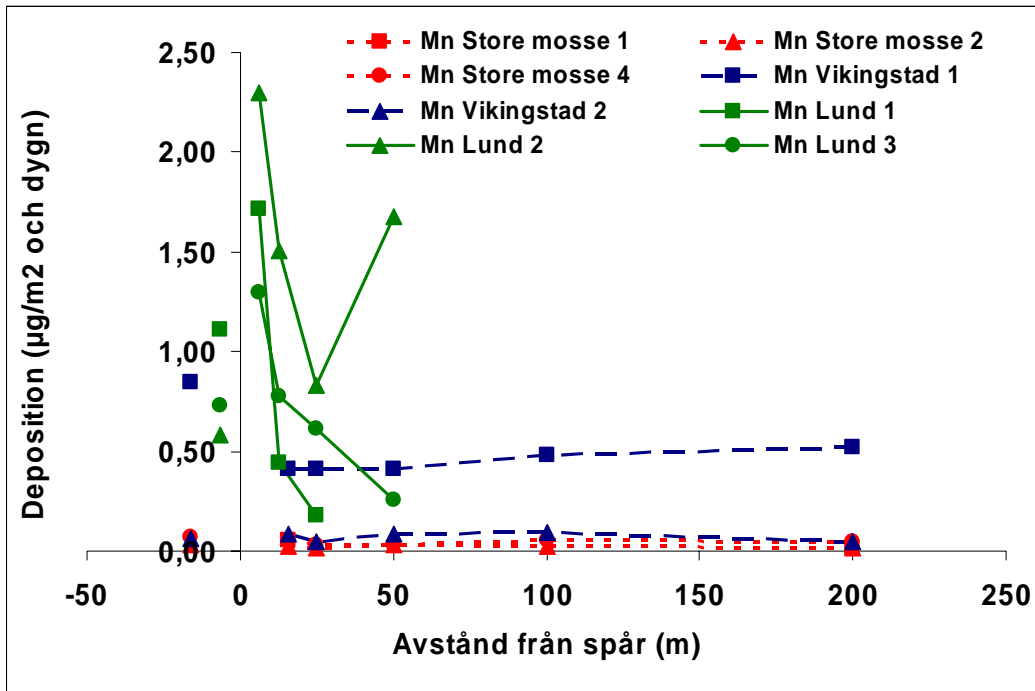
Figur 29 *Kobolt.*



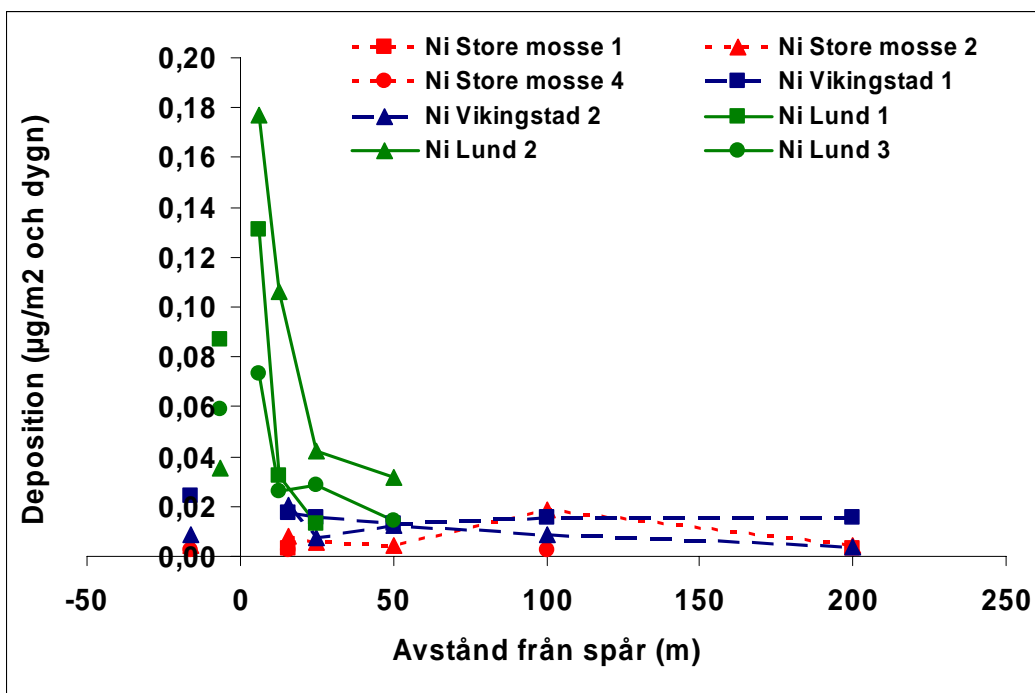
Figur 30 Koppars.



Figur 31 Krom.



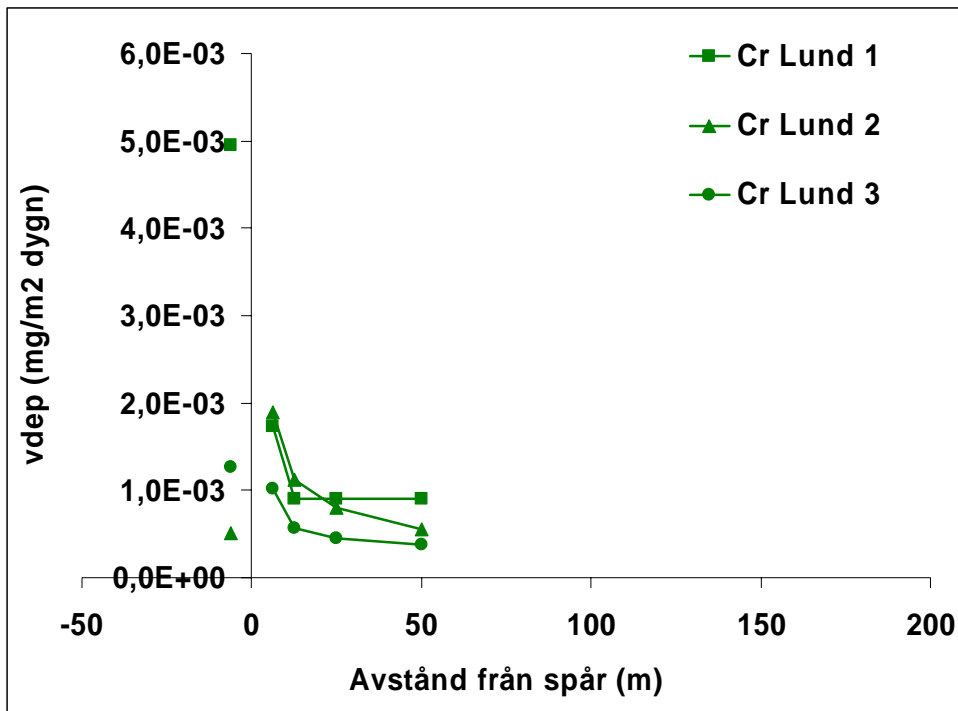
Figur 32 Mangan.



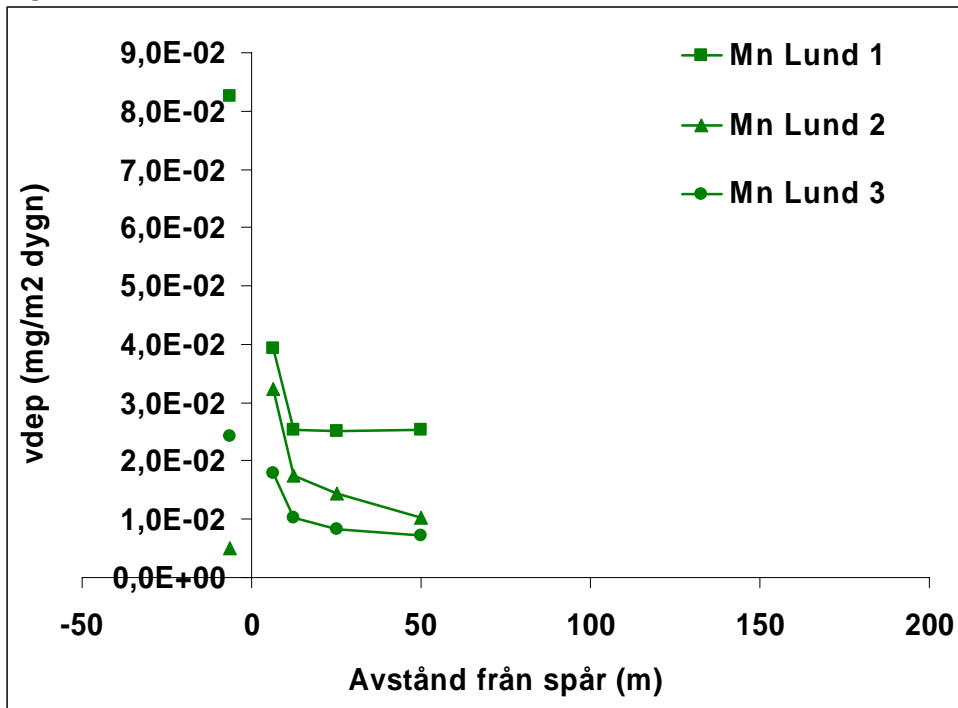
Figur 33 Nickel.

4.2.3 Deposition på filter

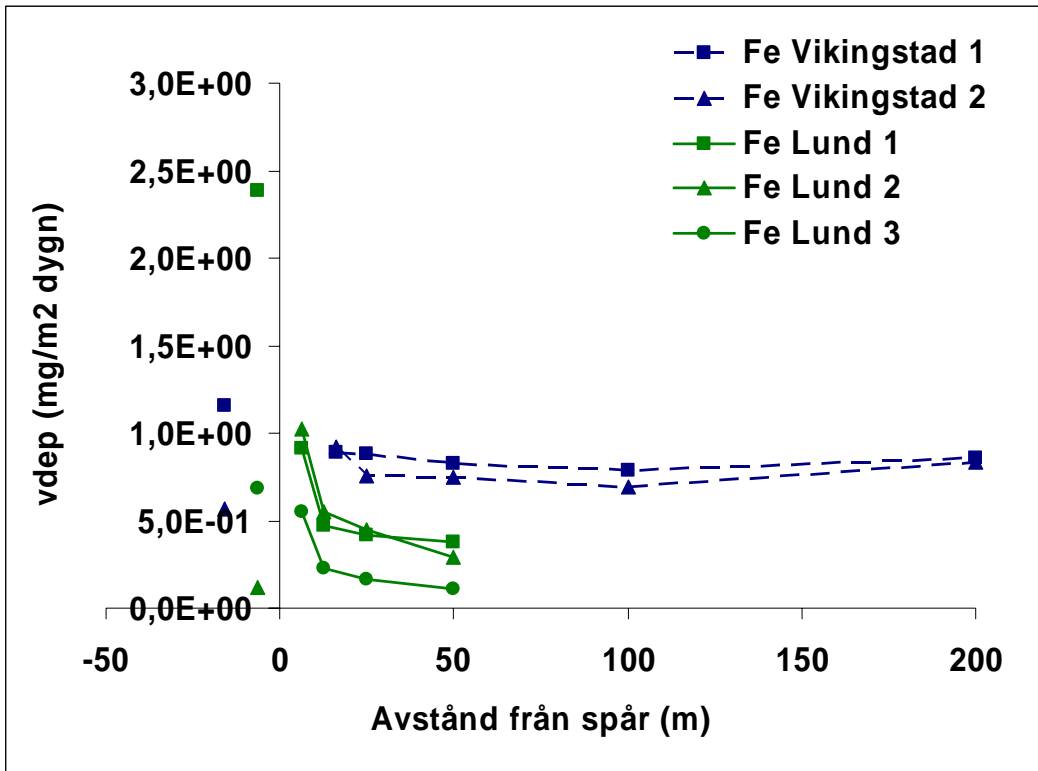
I figurerna nedan (figur 34–43) har endast de ämnen och mätomgångar där trender mot järnvägen i den horisontella depositionen finns redovisats. Filtermätningarna vid Store Mosse uppvisar således inga tydliga trender relaterade till järnvägen, medan Lund har flest tydliga trender. För de ämnen där även Vikingstad uppvisar trender är värdena längs profilerna generellt högre än i Lund.



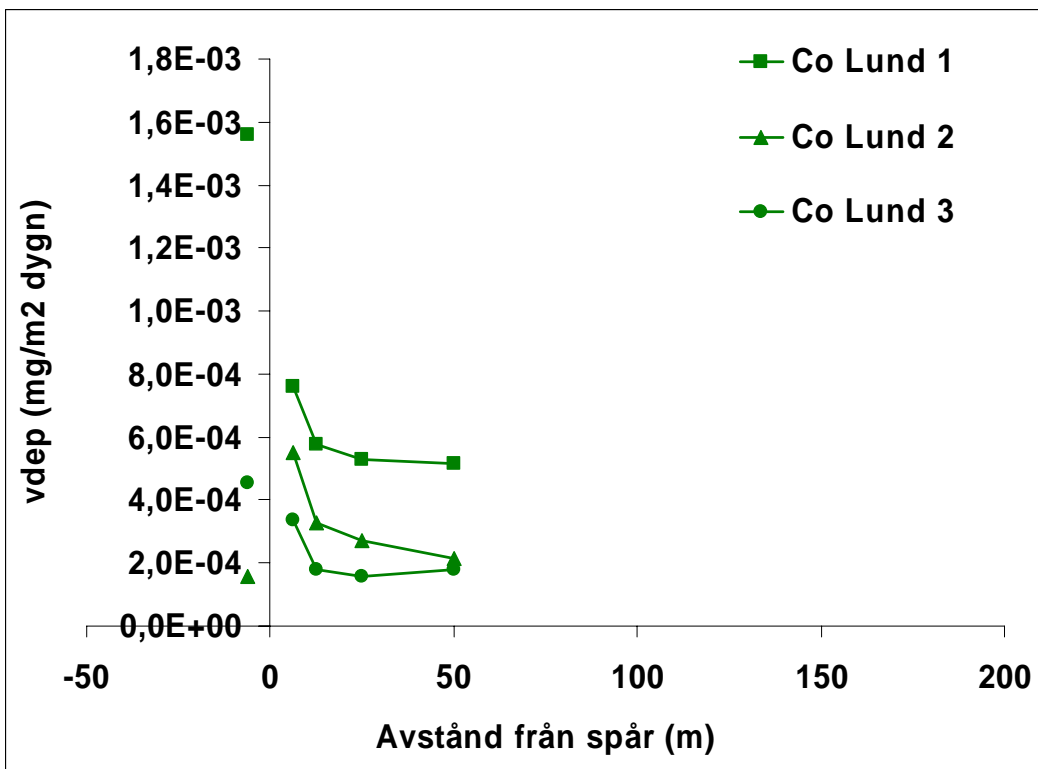
Figur 34 Krom.



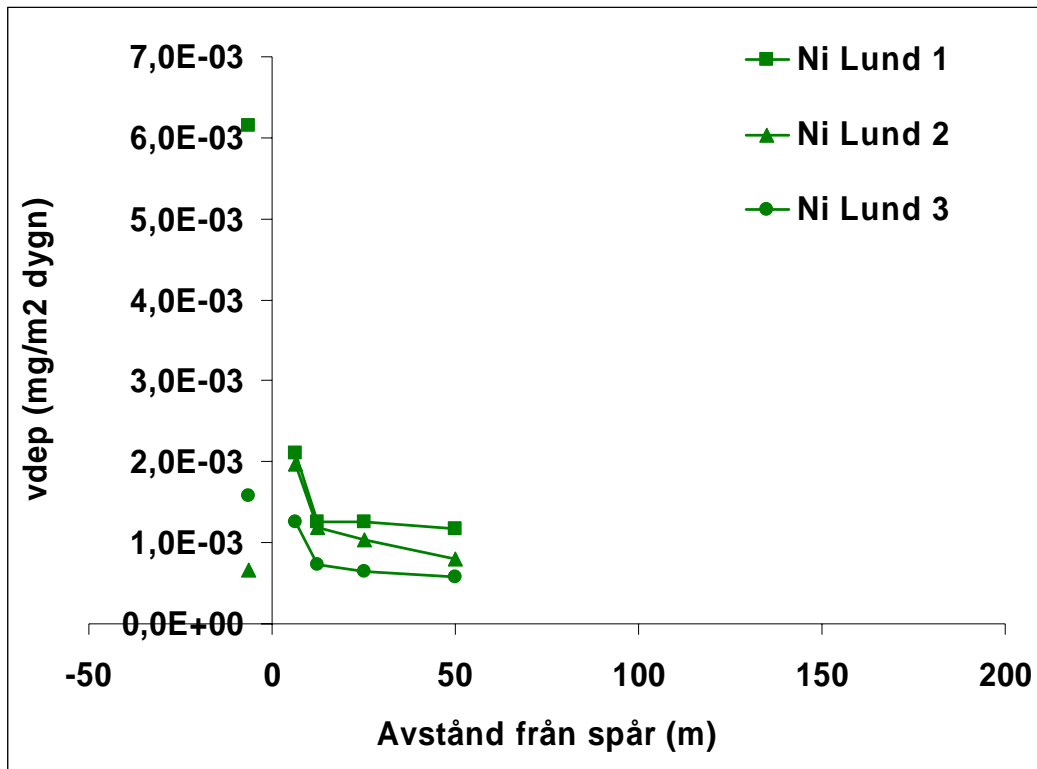
Figur 35 Mangan.



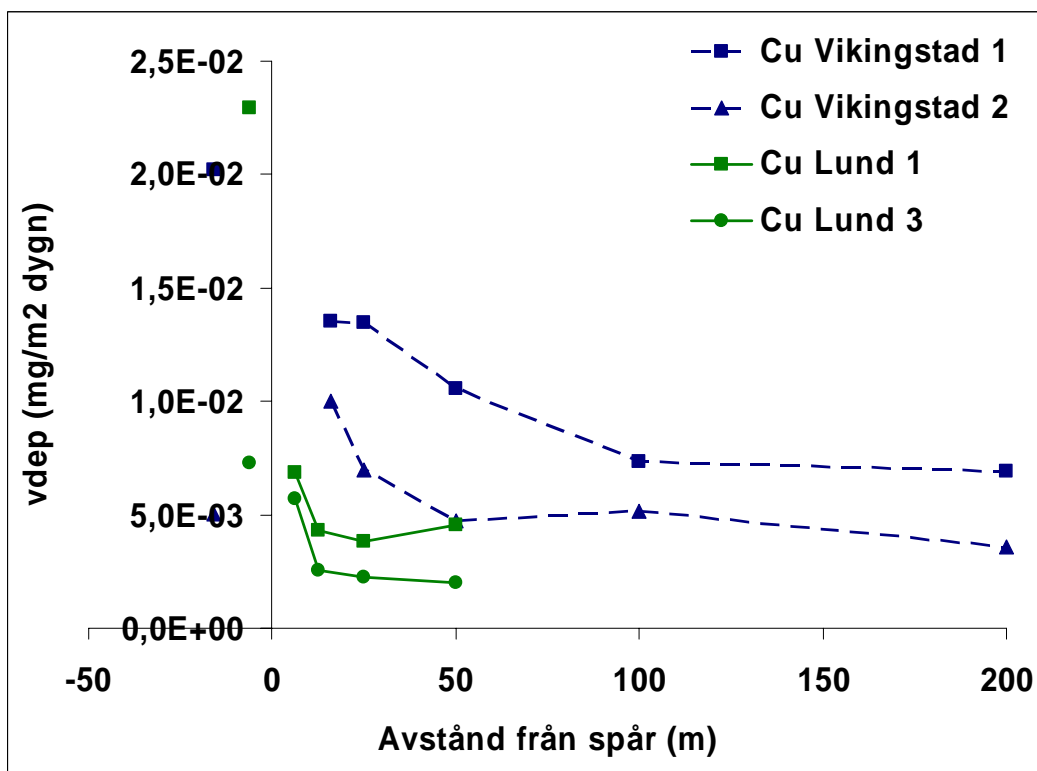
Figur 36 Järn.



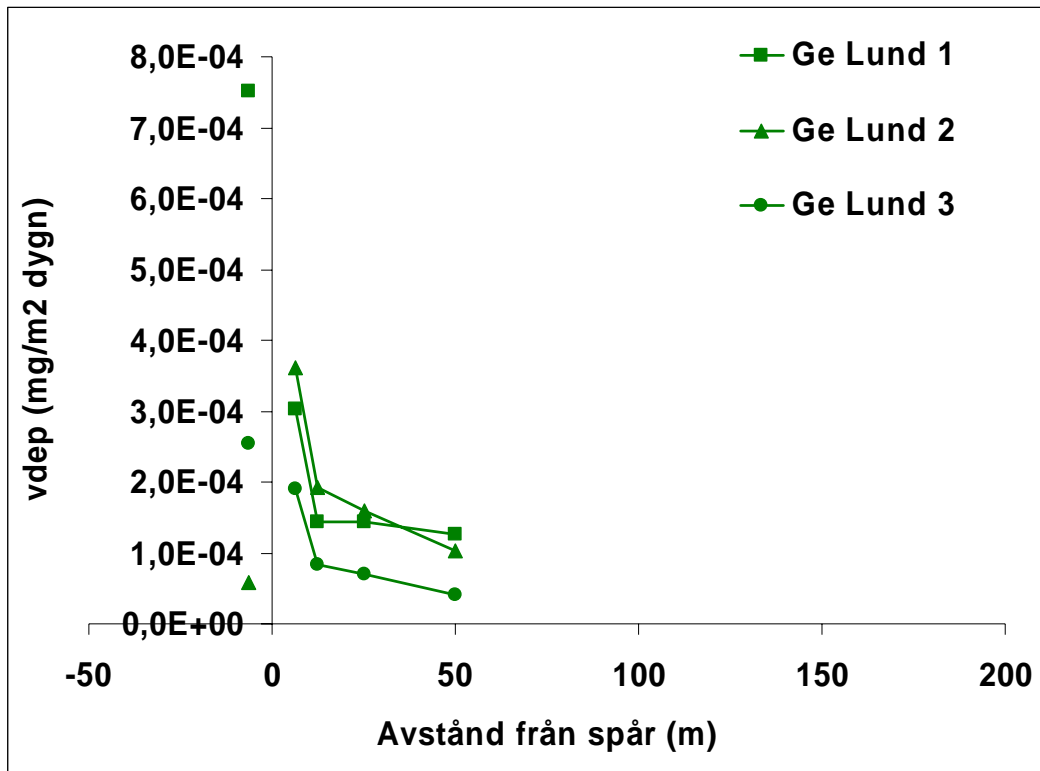
Figur 37 Kobolt.



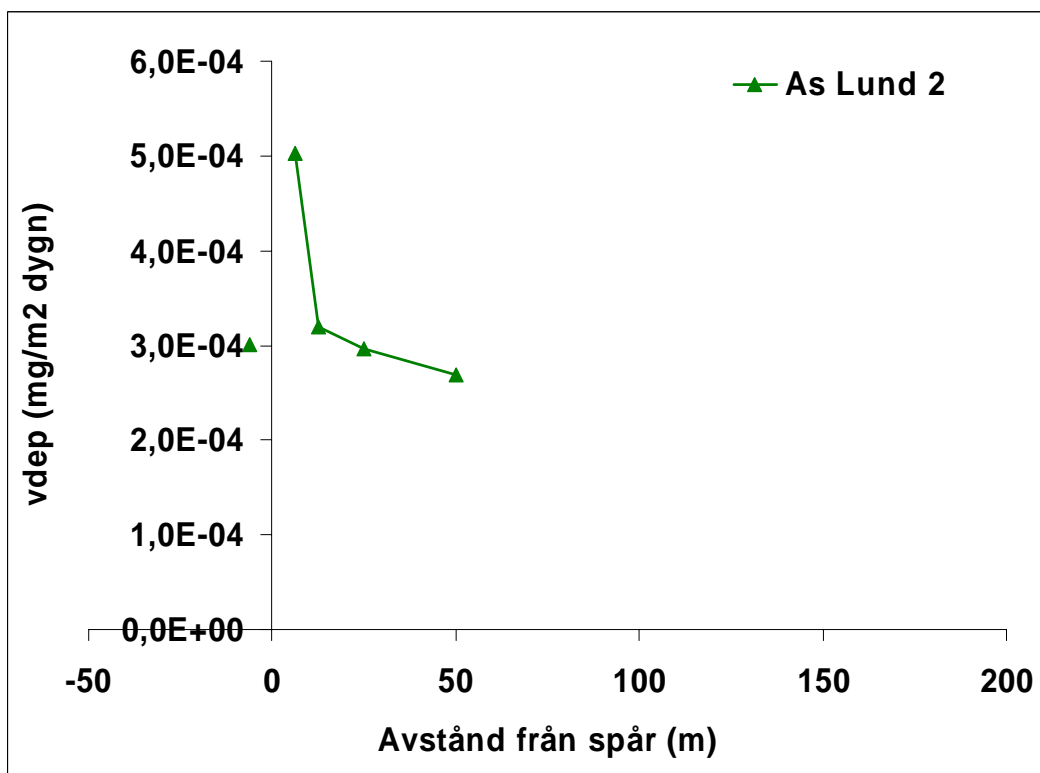
Figur 38 Nickel.



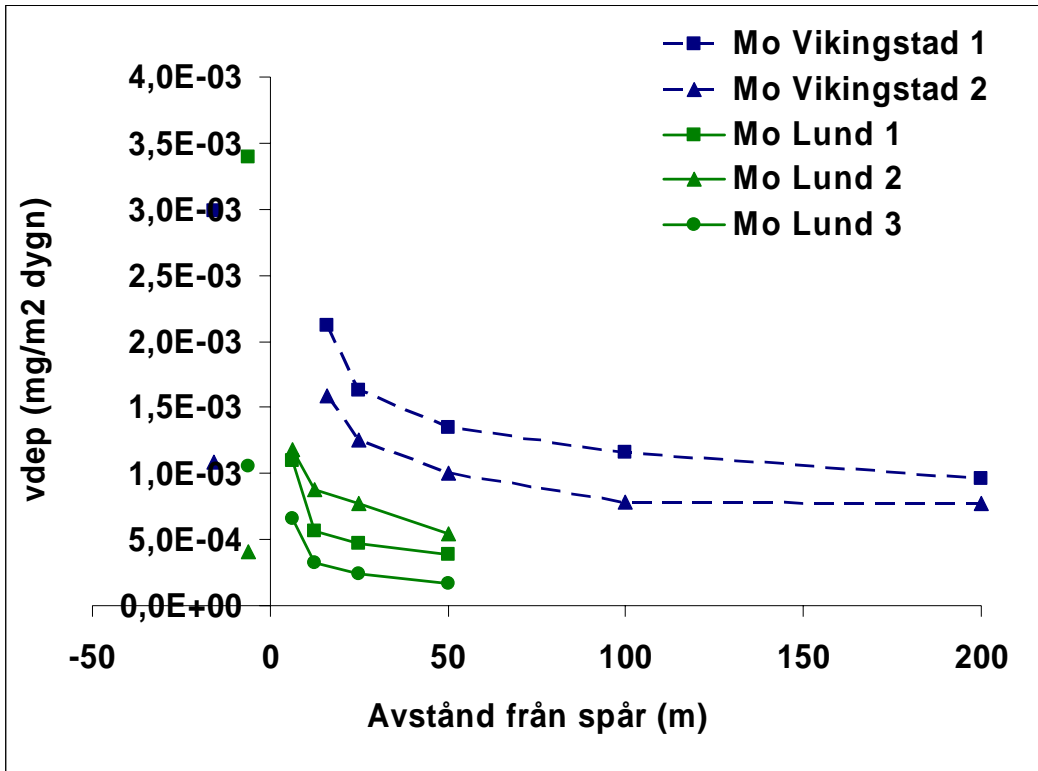
Figur 39 Koppar.



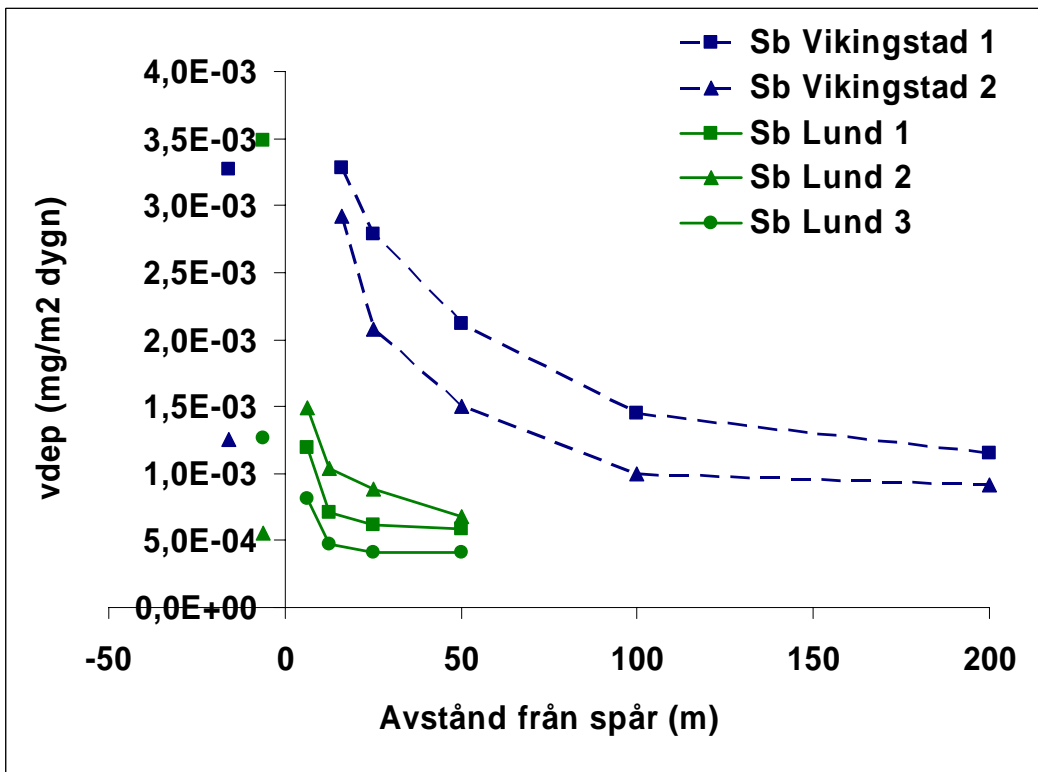
Figur 40 Germanium.



Figur 41 Arsenik.



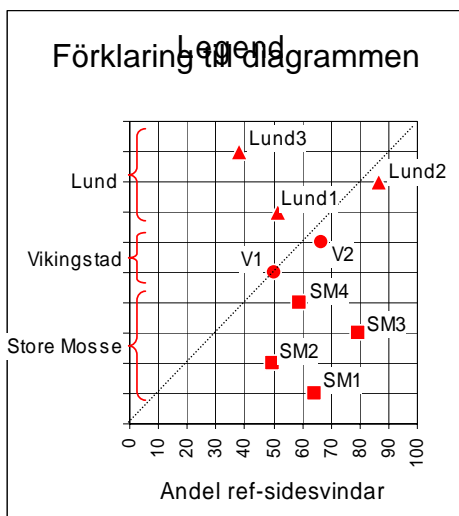
Figur 42 Molybden.



Figur 43 Antimon.

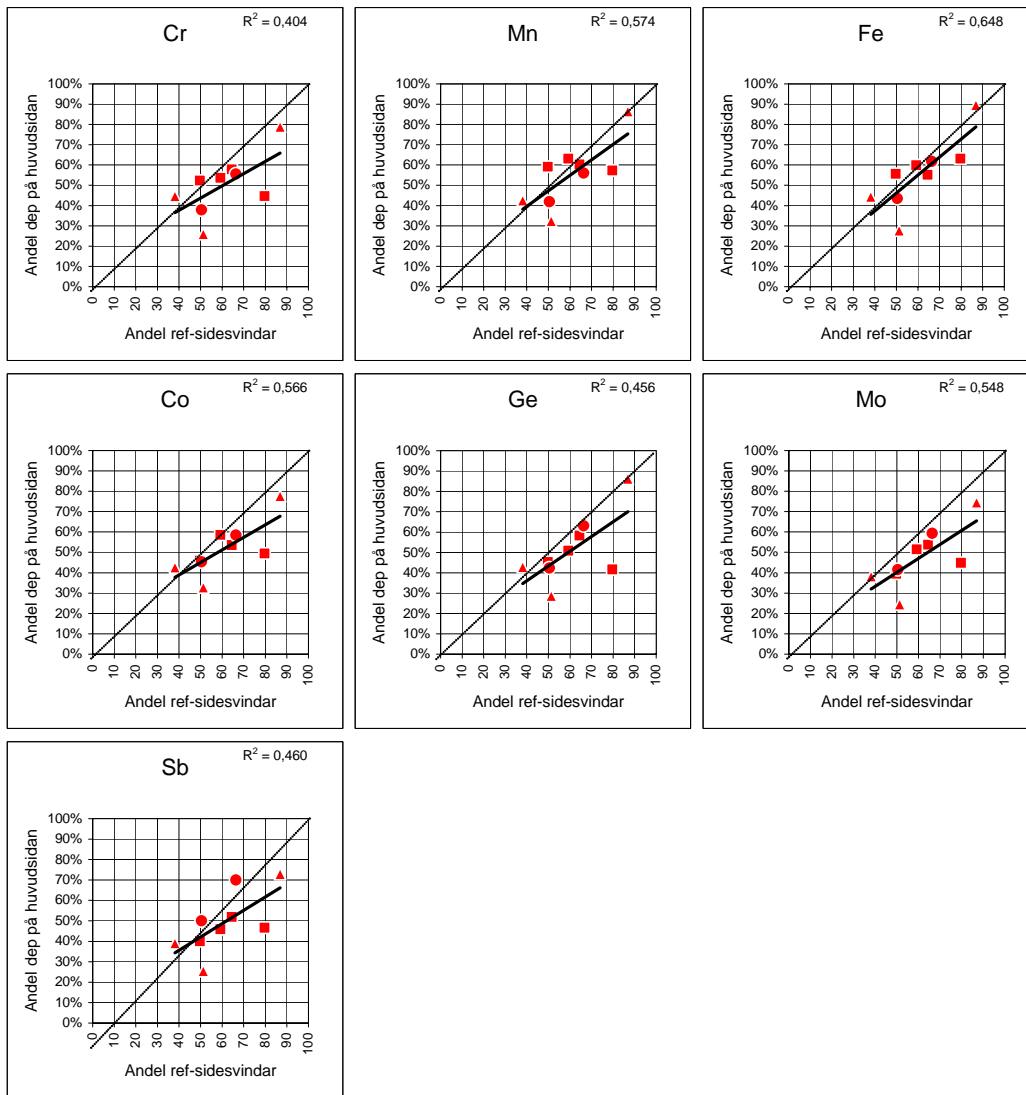
4.2.4 Inverkan av förhärskande vindriktning på depositionen

Eftersom det närmaste filtret på vardera sidan av spåret har varit placerat på samma avstånd från rälsen på båda sidorna har vi kunnat beräkna respektive sidas andel av den totala depositionen vid det avståndet. Detta har sedan satts i relation till andelen vindar från respektive håll. Vid Store Mosse och Vikingstad har detta gjorts vid 16 m avstånd samt vid Lund vid 6,25 m avstånd. Diagrammen nedan visar andelen av vindarna som blåser från referenssidan relaterat till andelen deposition på huvudsidan (mätsidan). Figur 44 visar andelen vindar från referenssidan i de tre lokalerna Store Mosse (SM1–SM4), Vikingstad (V1–V2) och Lund (Lund1–Lund3). Vindandelen från referenssidan sträcker sig mellan knappt 40 % (Lund3) till nästan 90 % (Lund2).



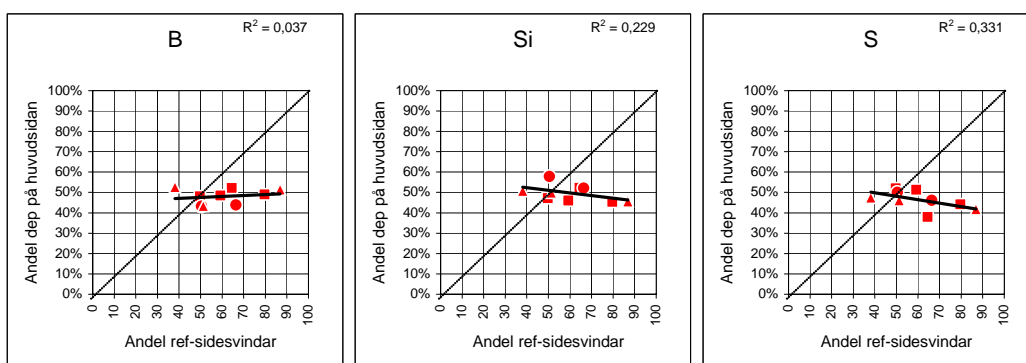
Figur 44 Fördelningen av andel vindar från referenssidan per mätperiod i de tre fältlokalerna.

Förhållandet mellan andel vindar från referenssidan och andelen deposition på huvudsidan grupperar ämnena enligt lite olika mönster: Cr, Mn, Fe, Co, Ge, Mo och Sb visar till exempel på ett linjärt positivt samband mellan vinden och depositionen (figur 45).



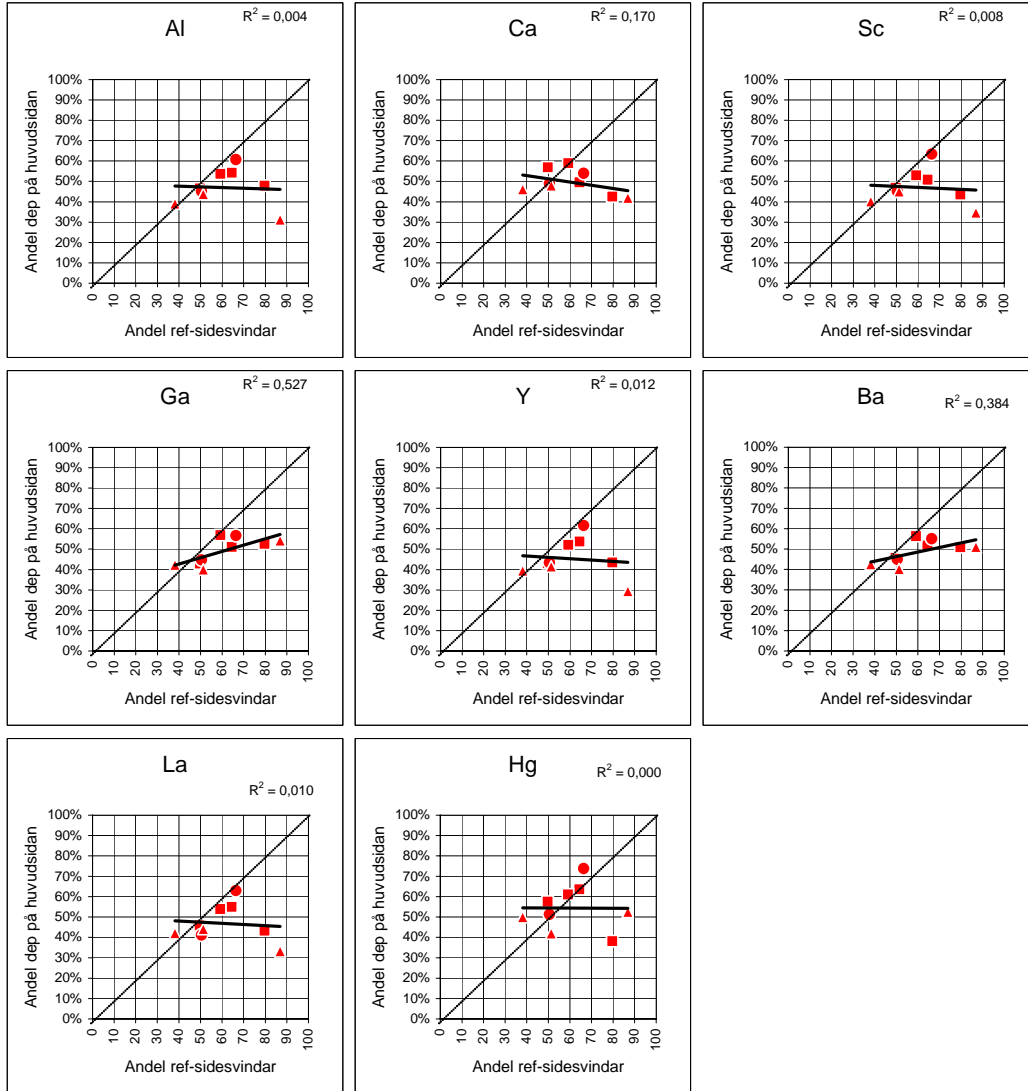
Figur 45 Förhållandet mellan förhärskande vindriktning och vilken sida om järnvägen som ämnena deponerats på för en grupp ämnen som uppvisar ett tydligt positivt samband. Teckenförklaring, se figur 44.

Samtidigt visar ett antal ämnen på att det helt saknas koppling mellan vindriktning och deposition. Tydligast är till exempel B, Si och S (figur 46):



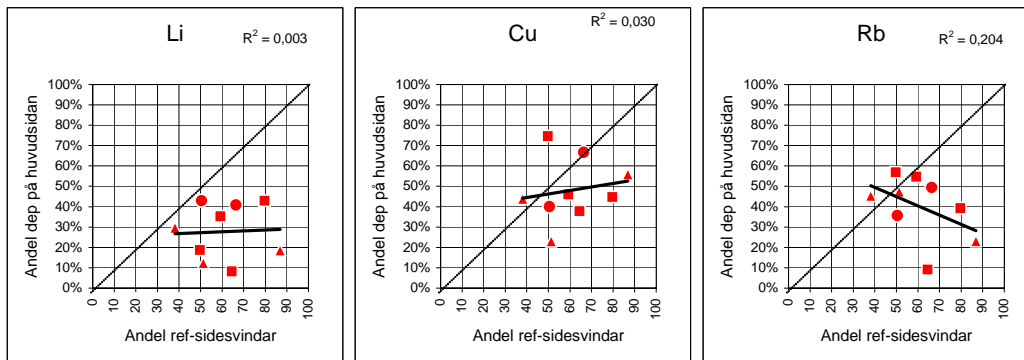
Figur 46 Förhållandet mellan förhärskande vindriktning och vilken sida om järnvägen som ämnena deponerats på för en grupp ämnen som inte uppvisar något samband mellan vindriktning och deposition. Teckenförklaring, se figur 44.

Andra ämnen skulle kunna ha varit mycket väl korrelerade om det inte var för SM3 och Lu2 som har förhållandevis låg andel deponerat i lä, trots den höga andelen vindar från referenssidan (80 resp 87 %). Exempel på detta är Al, Ca, Sc, Ga, Y, Ba, La och Hg (figur 47):



Figur 47 Förhållandet mellan förhärskande vindriktning och vilken sida om järnvägen som ämnena deponerats på för en grupp ämnen som delvis uppvisar ett positivt samband. Teckenförklaring, se figur 44.

Vissa ämnen uppträder som "hagelsvärmar". Exempel på detta är Li, Cu och Rb (figur 48).



Figur 48 Förhållandet mellan förhärskande vindriktning och vilken sida om järnvägen som ämnena deponerats på för en grupp ämnen som inte uppvisar något samband. Teckenförklaring, se figur 44.

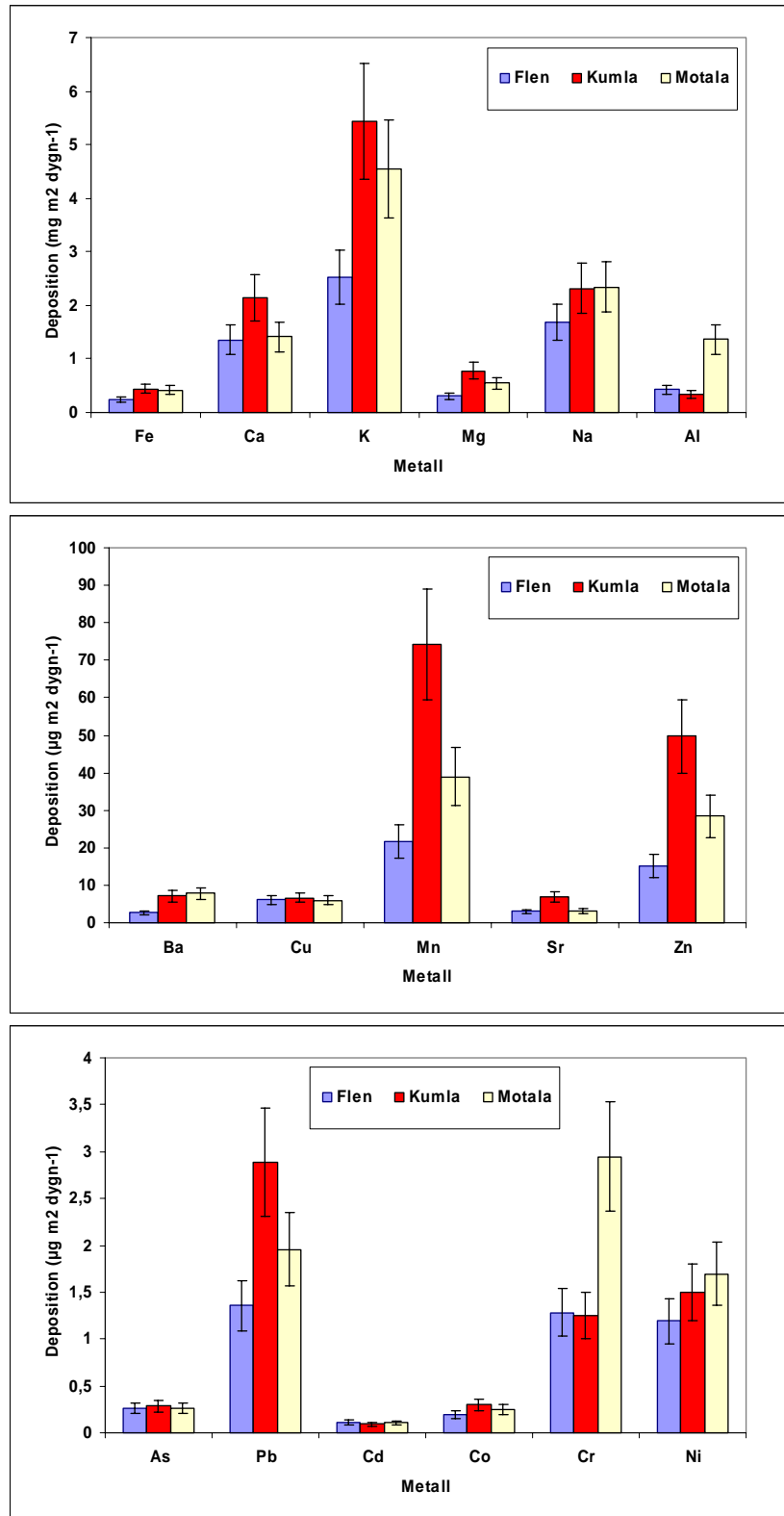
Det linjära sambandet mellan vindriktning och deposition tyder på att vindtransport är en betydande spridningsmekanism för vissa metaller. Man måste dock här komma ihåg att det rör sig om mätdata från tre olika lokaler där insamlingen dessutom skett under olika yttre betingelser som exempelvis olika årstider. För att säkrare belägga spridningsmekanismerna och de faktorer som styr dessa borde insamling ske under kortare tidsintervall och fler mätperioder varför alltför långtgående slutsatser inte bör dras ur dessa resultat.

4.2.5 Deposition på SGI-lokalerna

I tabell 7 återges uppmätt bulkdeposition vid de tre SGI-lokalerna i jämförelse med samma bakgrunds- och urbandata som för bulkdeposition i tabellerna 2–4 och figur 49 redovisas resultaten av depositions-mätningarna i Flen, Kumla och Motala.

Tabell 7 Metalldeposition på SGI-lokalerna. Enheter för Fe-Na är $\text{mg m}^{-2} \text{dygn}^{-1}$ och för Al-Zn $\mu\text{g m}^{-2} \text{dygn}^{-1}$. Gråfärgade fält visar högre värden än bakgrundsvärde från Gårdsjön, svartfärgade högre värden än de urbana värdena (se tabell 4–6).

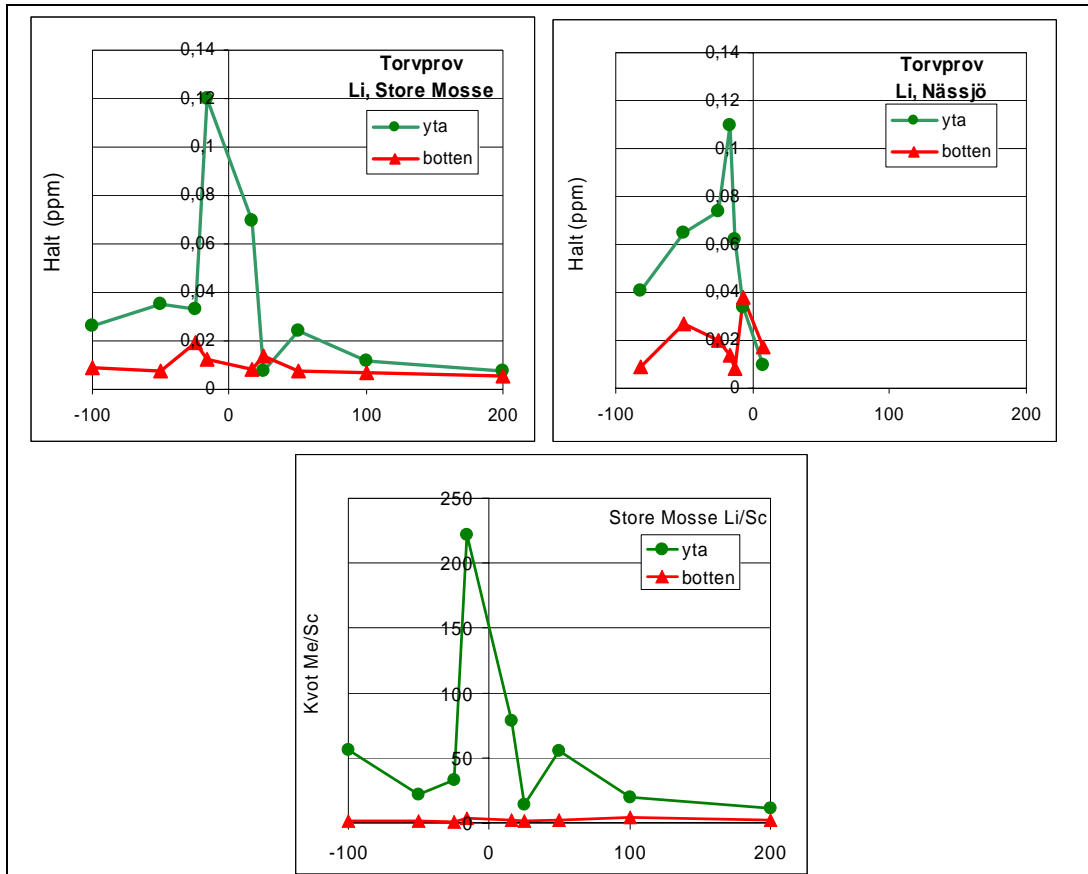
Metall	Flen 10 m	Kumla 10 m	Motala 10 m	Bakgrund	Urban lokal*
Fe	0,24	0,44	0,41	-	-
Ca	1,36	2,15	1,41	-	-
K	2,53	5,43	4,55	-	-
Mg	0,31	0,77	0,55	-	-
Na	1,67	2,32	2,34	-	-
Al	0,42	0,33	1,36	-	-
As	0,27	0,28	0,26	0,49	0,41
Ba	2,59	7,04	7,79	2,20	-
Pb	1,36	2,89	1,96	4,70	6,8*
Cd	0,11	0,09	0,11	0,11	0,18
Co	0,19	0,30	0,25	0,05	0,77
Cu	6,13	6,70	5,89	2,70	6,8
Cr	1,29	1,25	2,95	0,68	1,20
Mn	21,69	74,1	38,9	4,70	28,0
Ni	1,19	1,50	1,70	0,99	2,40
Sr	2,95	6,81	3,07	3,30	-
Zn	15,21	49,7	28,5	30,1	86,0



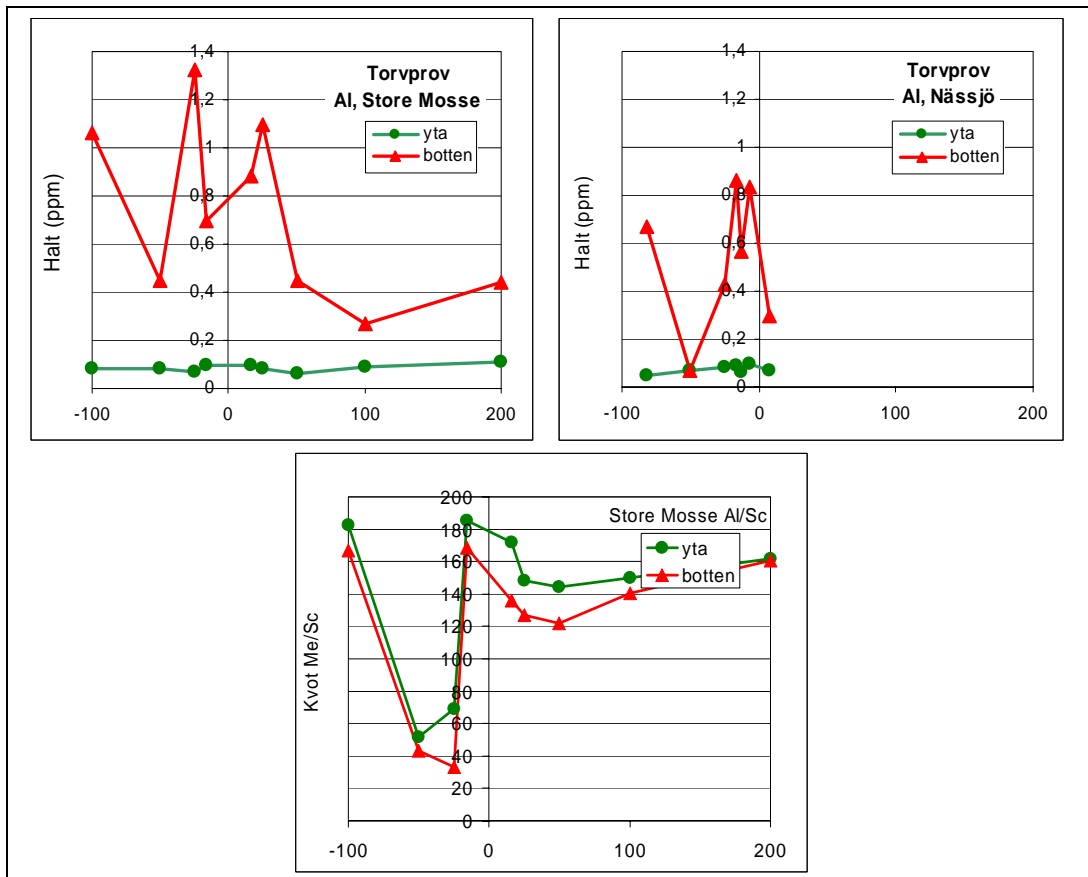
Figur 49 Deposition av metaller vid SGI-lokaler, juni–juli, 2002. Felstaplarna avser mätmetodens noggrannhet ($\pm 20\%$).

4.2.6 Torvprover

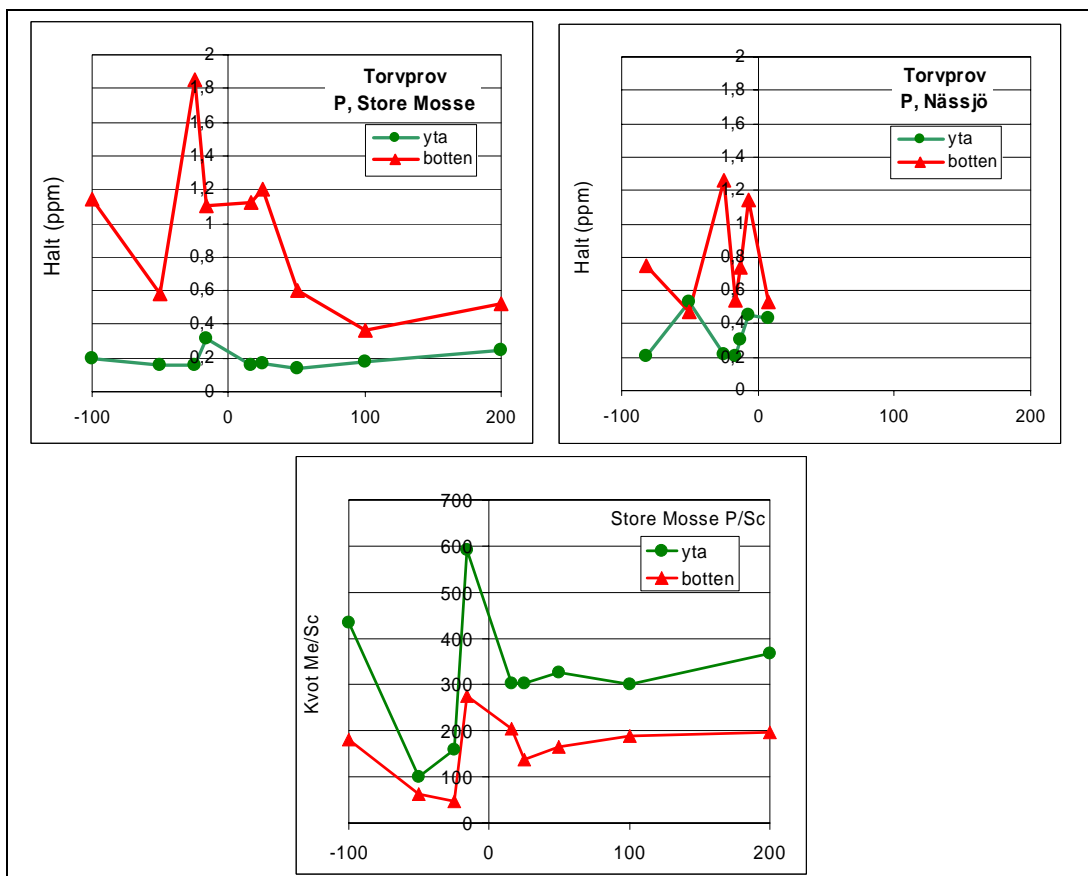
I nedanstående diagram redovisas de intressantaste resultaten från Store Mosse och Nässjö, dels i halter och dels som kvoter med scandium. Kvoter används för att studera om något ämne förekommer i förhöjda mängder i förhållande till ett någorlunda homogent spritt grundämne. Scandium väljs eftersom det är ett vanligt förekommande grundämne i jordskorpan. ”Me” på diagrammens y-axel avser den i diagrammet analyserade metallen.



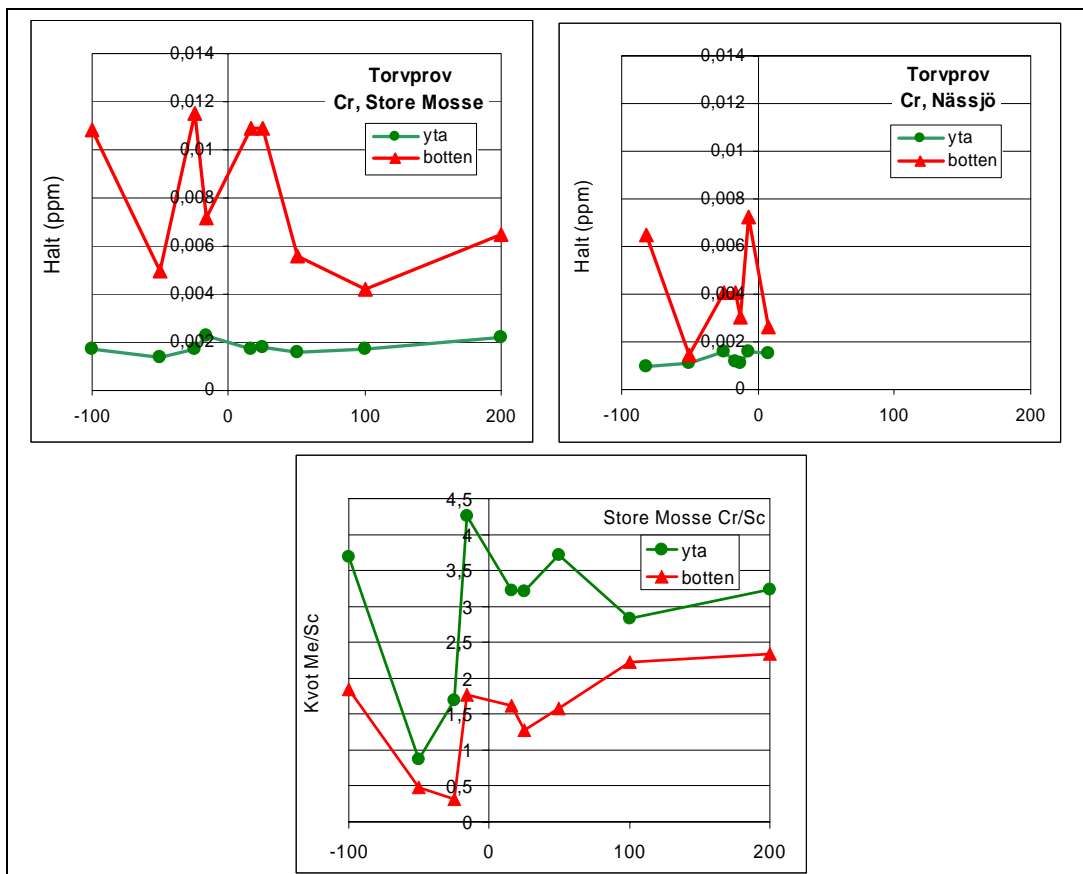
Figur 50 Litium.



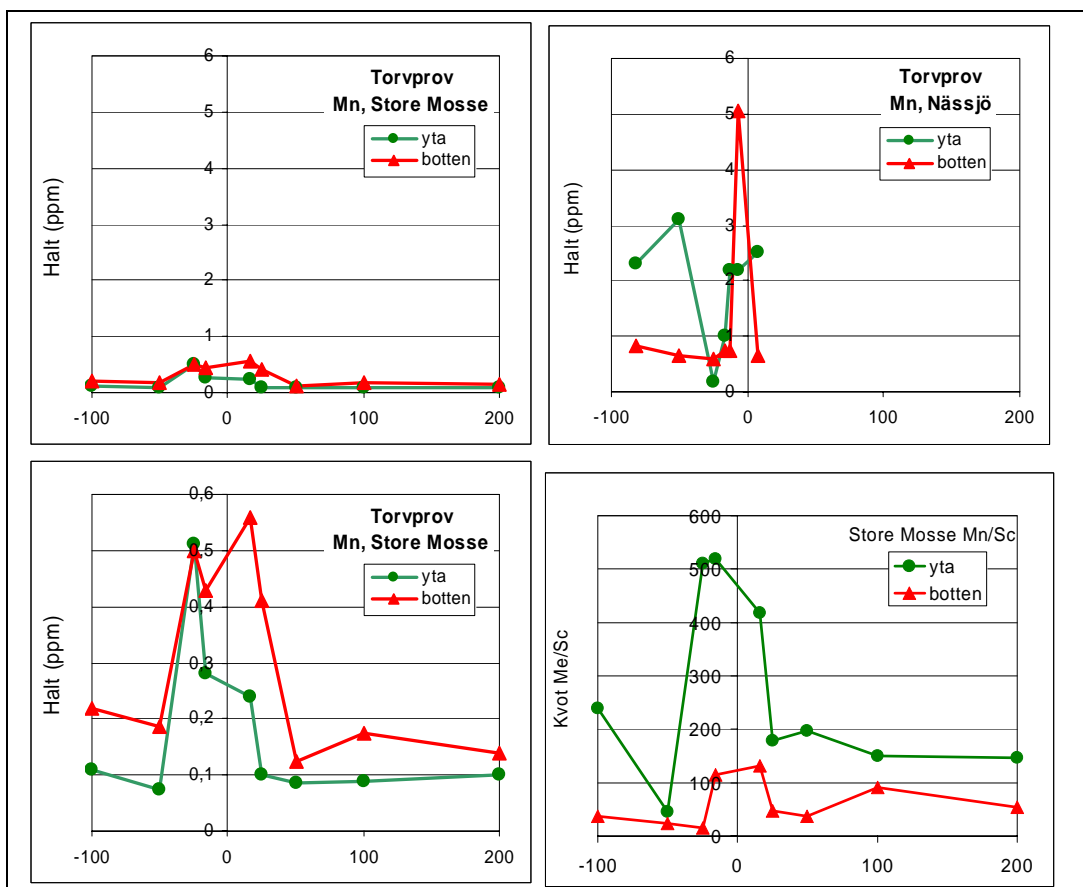
Figur 51 Aluminium.



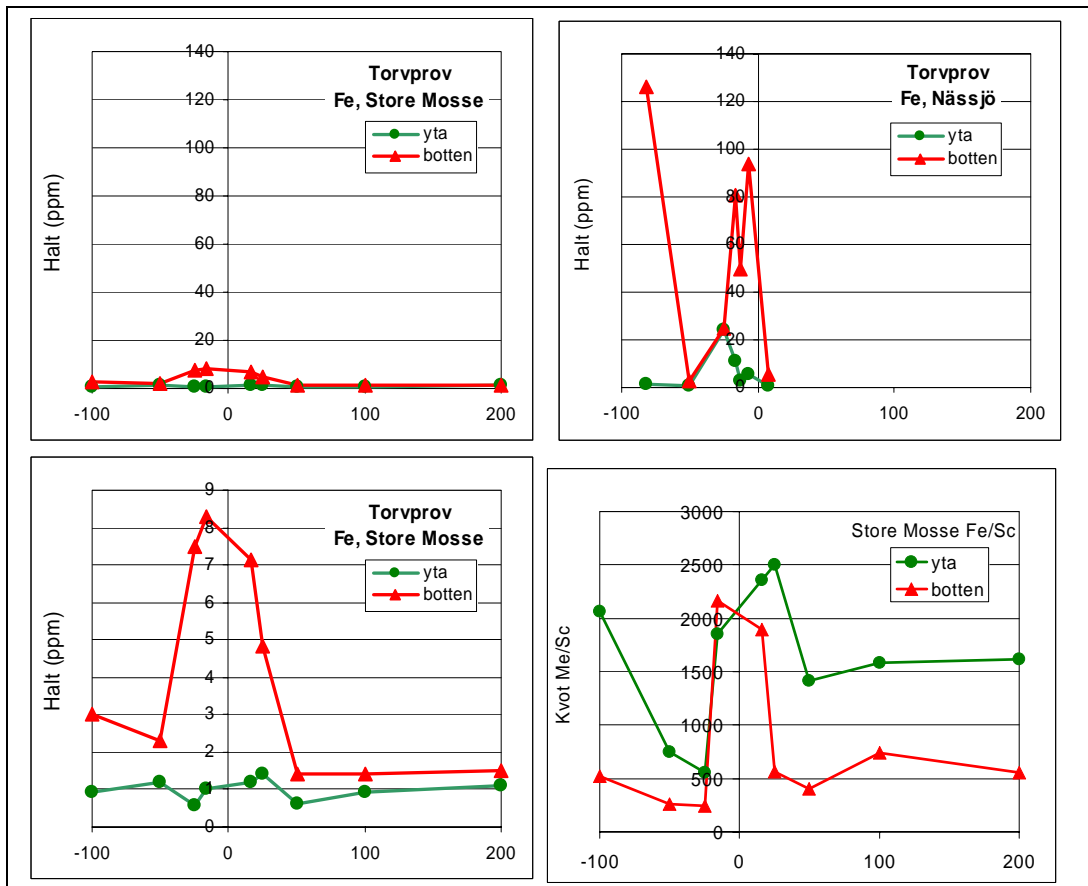
Figur 52 Fosfor.



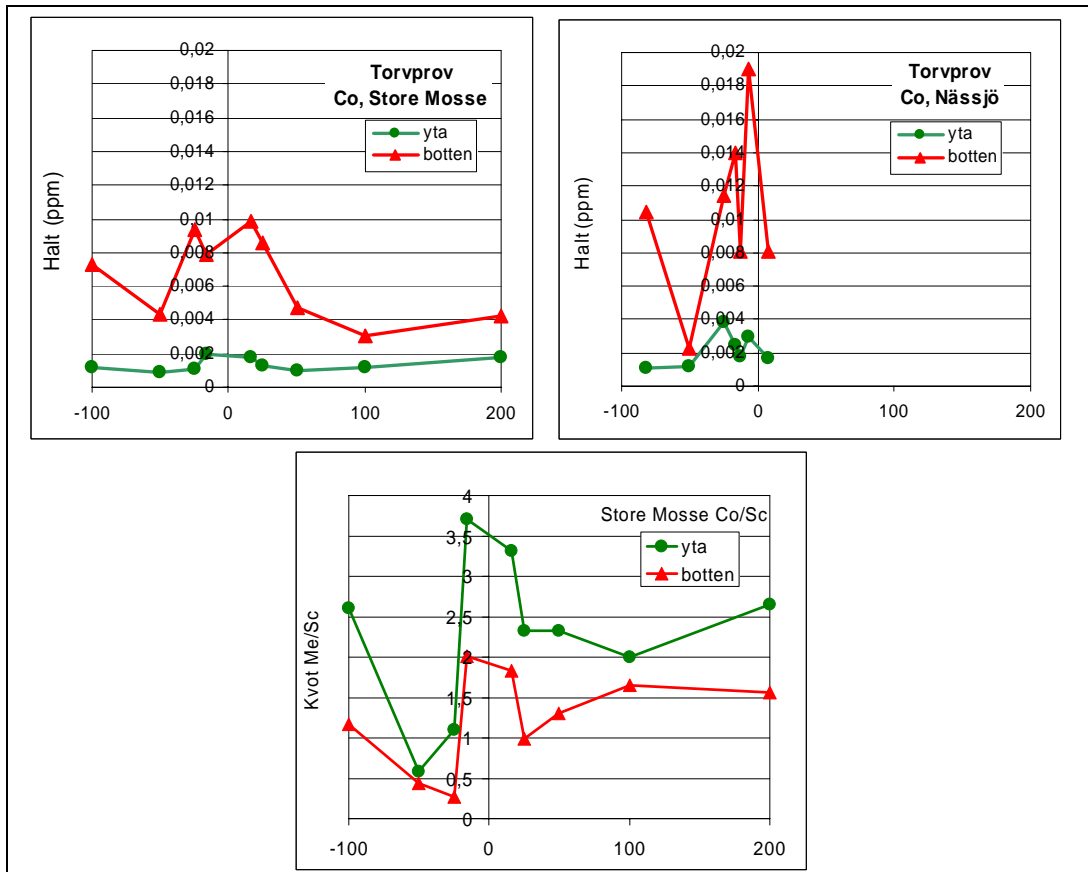
Figur 53 Krom.



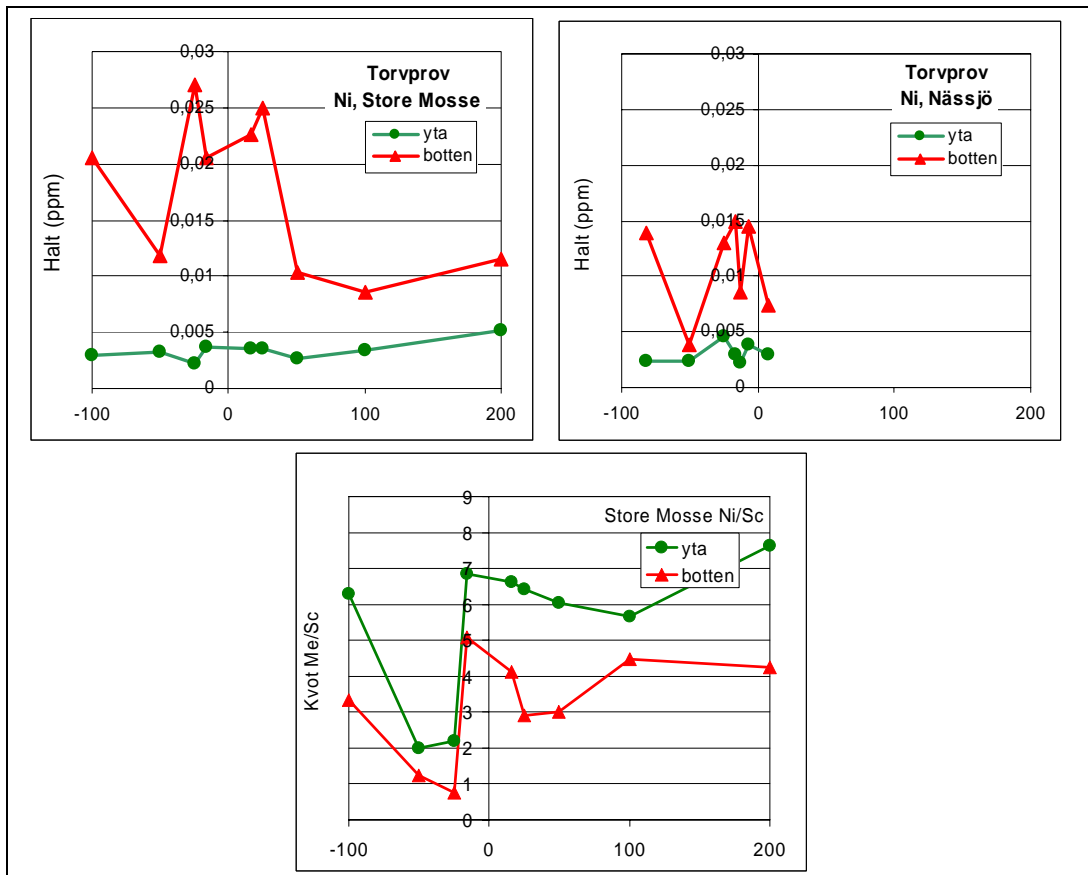
Figur 54 Mangan.



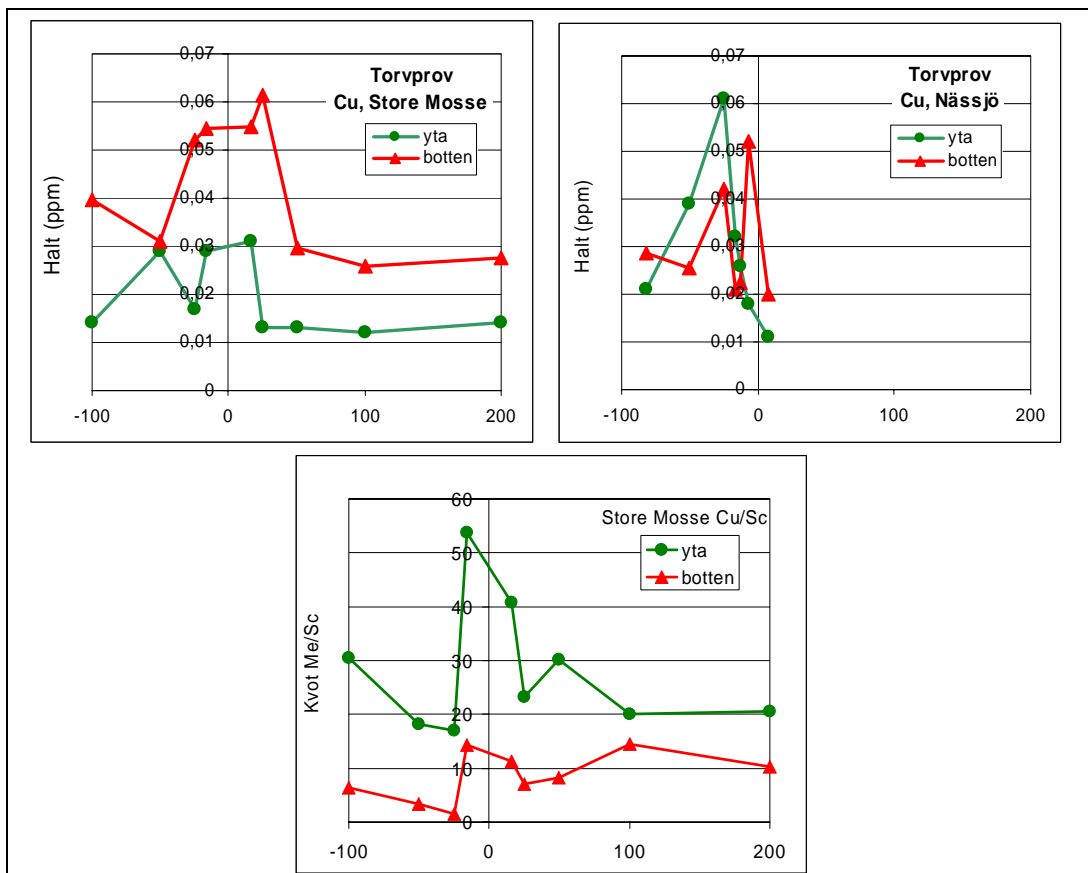
Figur 55 Järn.



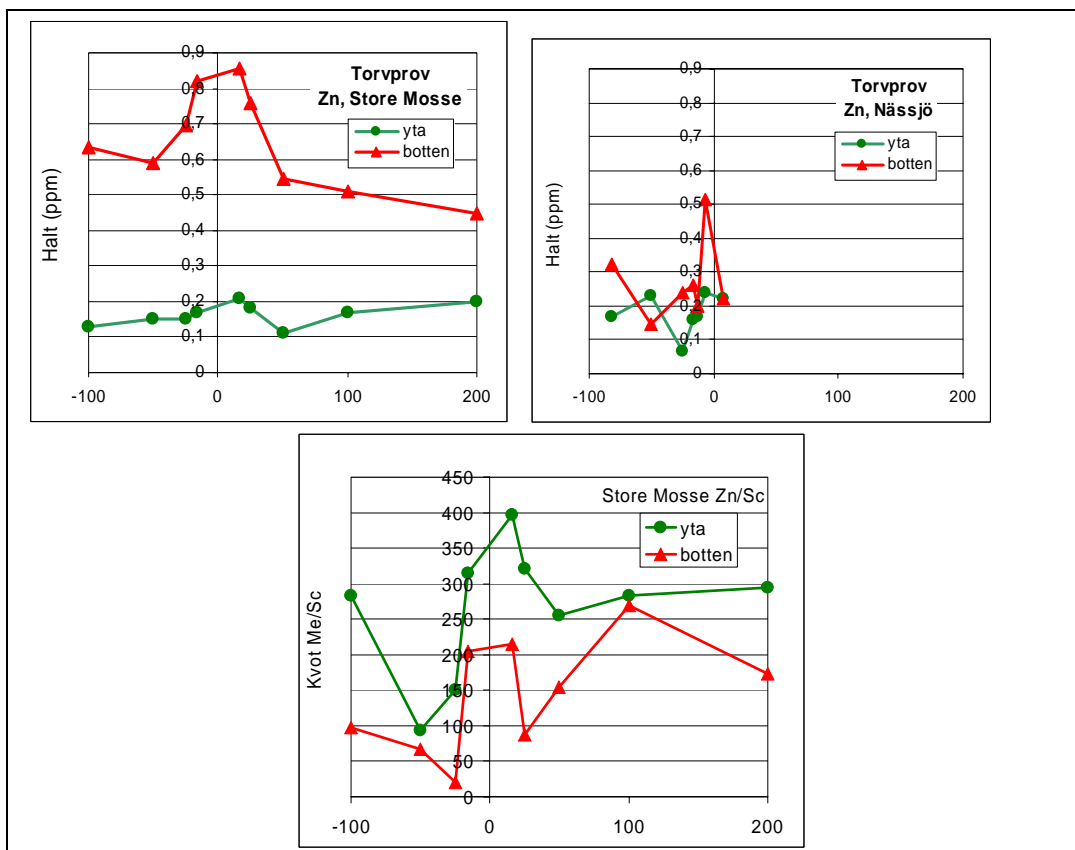
Figur 56 Kobolt.



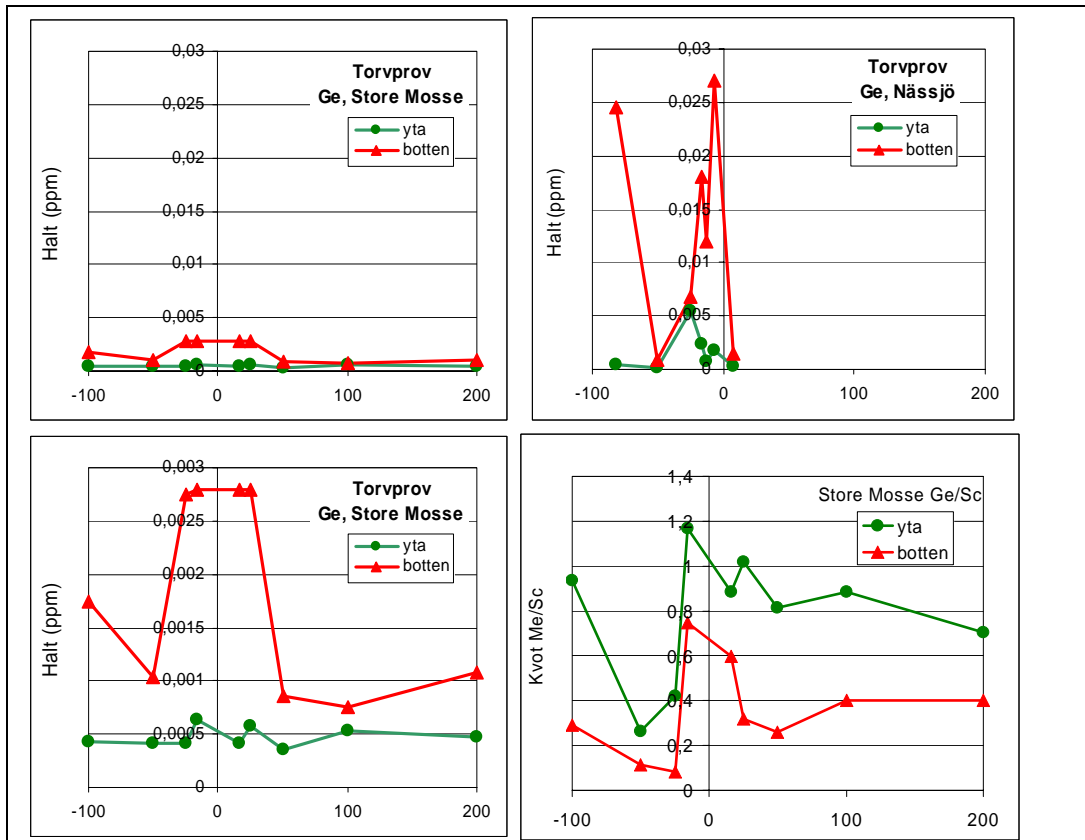
Figur 57 Nickel.



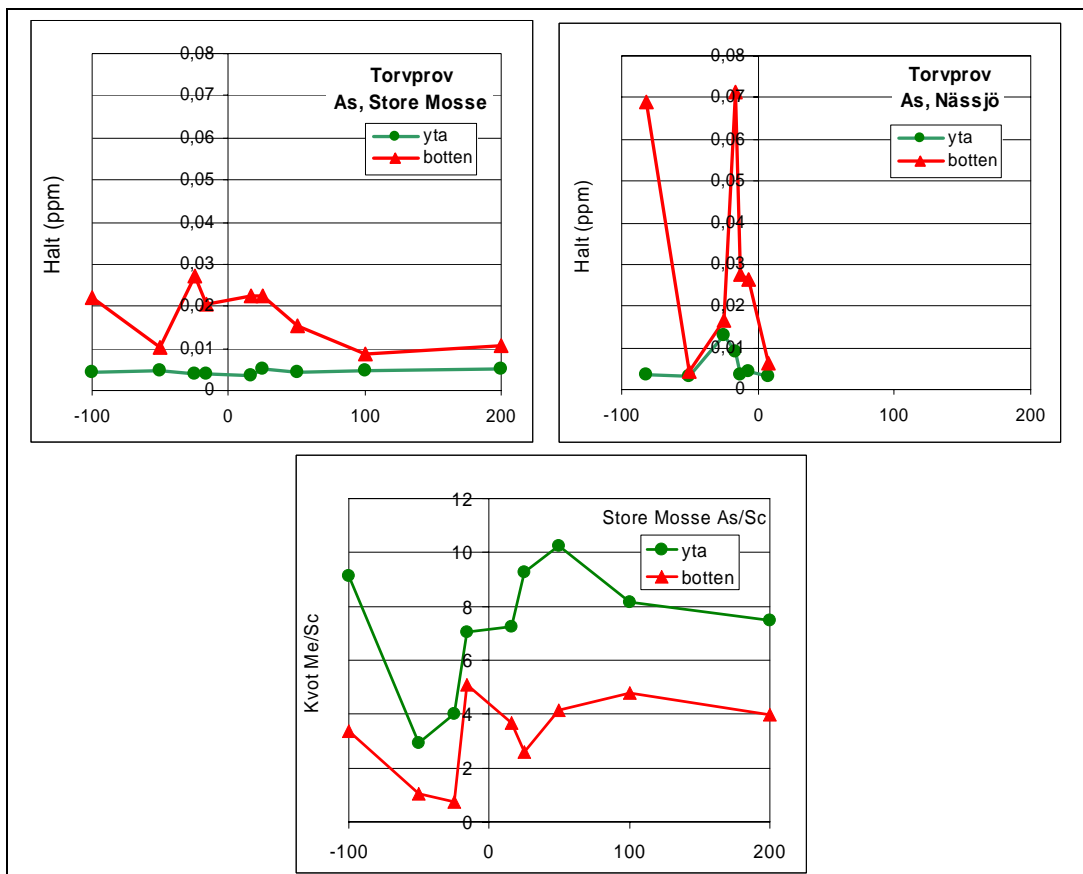
Figur 58 Koppar.



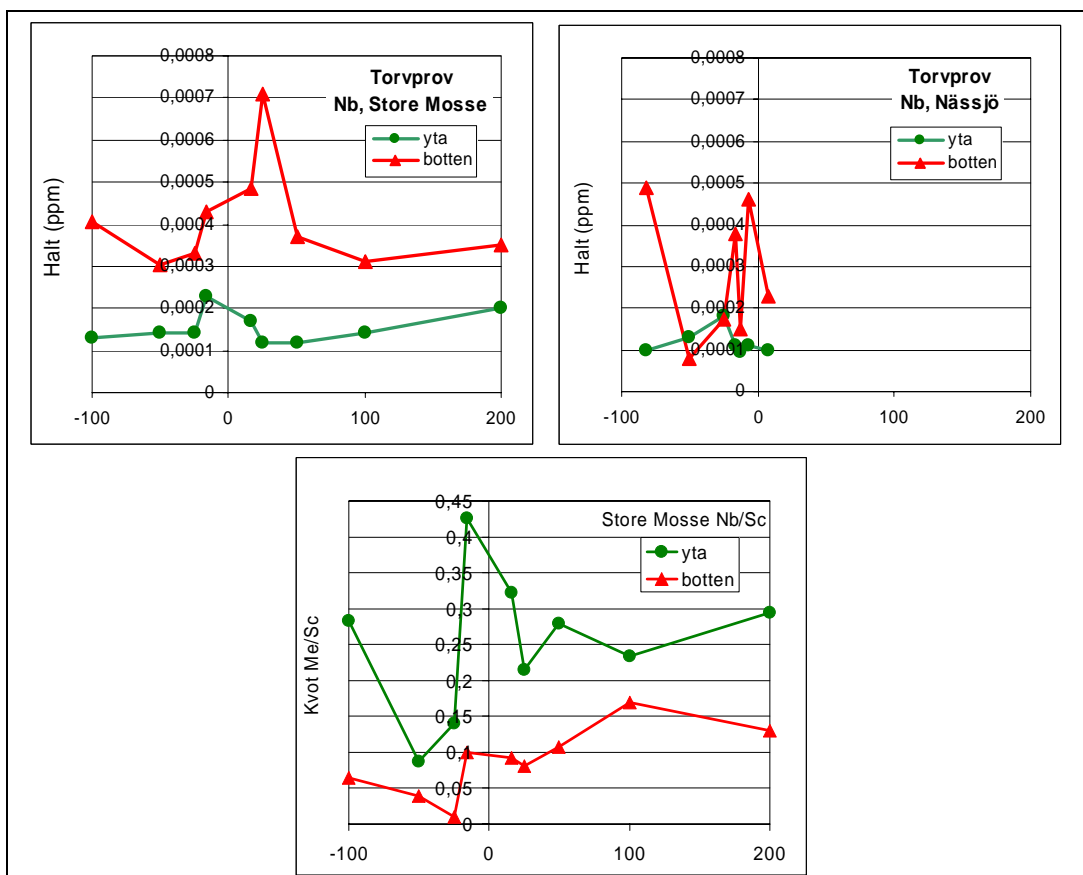
Figur 59 Zink.



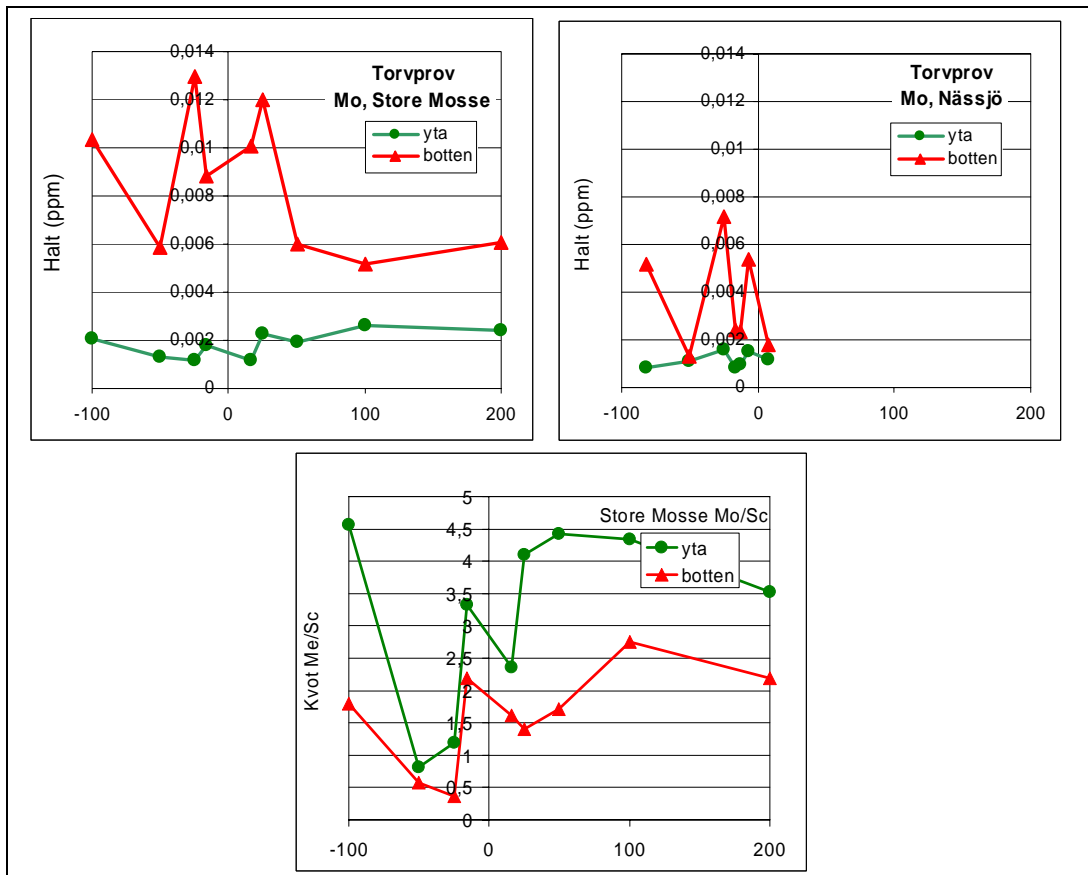
Figur 60 Germanium.



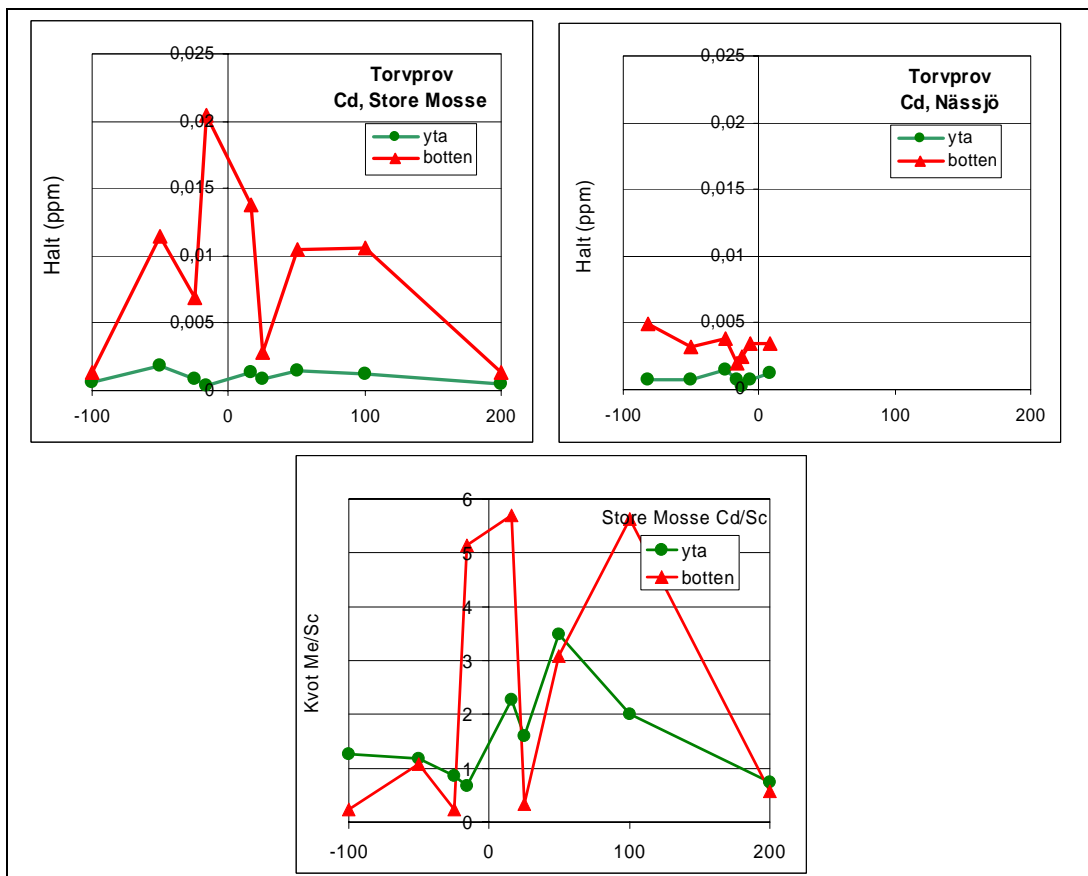
Figur 61 Arsenik.



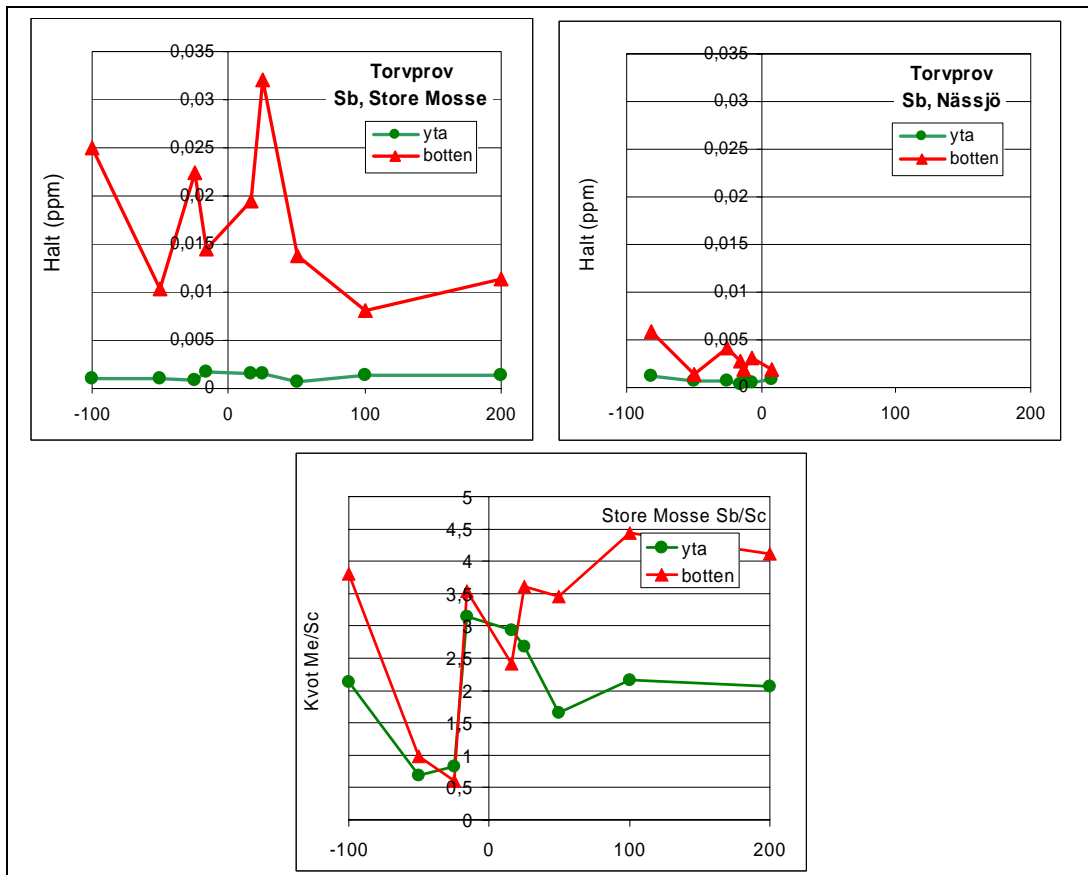
Figur 62 Niob.



Figur 63 Molybden.



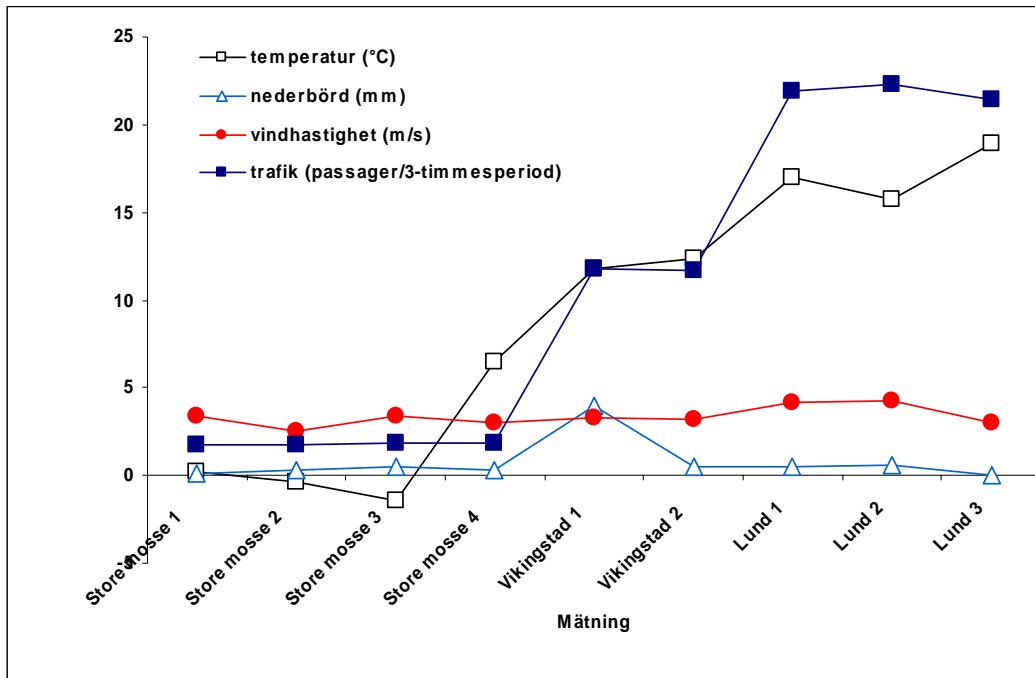
Figur 64 Kadmium.



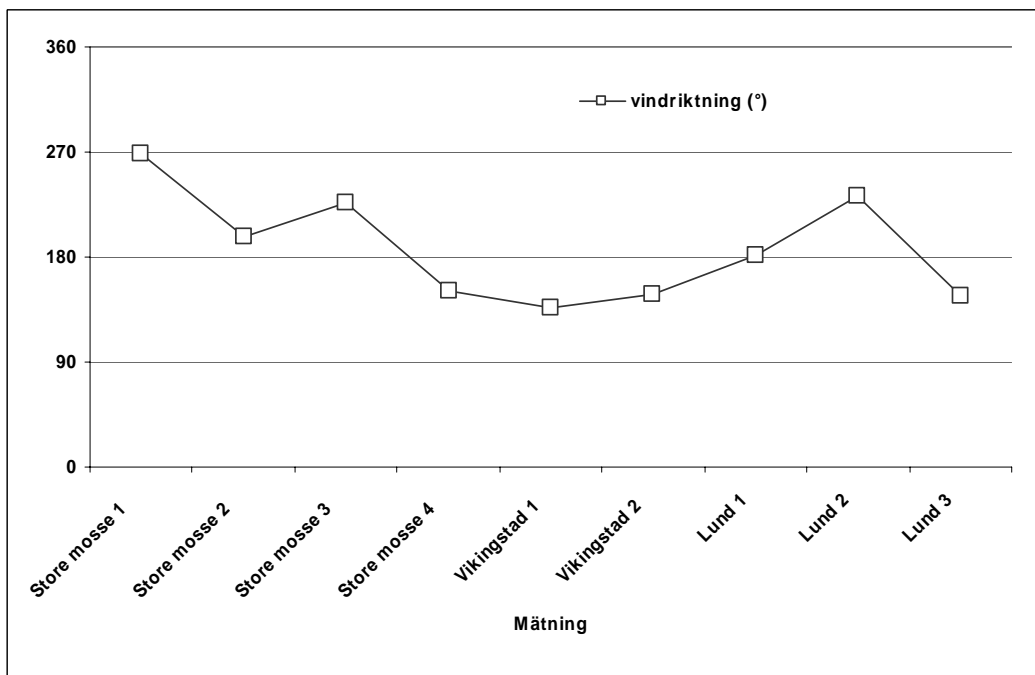
Figur 65 Antimon.

4.3 Väder och tågpassager

Mätningarna på de olika lokalerna genomfördes efter varandra under perioden november 2001–juni 2002. Detta medförde relativt stora skillnader i meteorologi mellan lokalerna. Likaledes var det förhållandevis stor skillnad mellan trafikmängderna för de olika lokalerna. I diagrammen i figur 66 och 67 ges en bild av medelvärdena för meteorologi och trafikmängd för de olika mätomgångarna.



Figur 66 Meteorologiska medelvärden och medeltrafikmängd under de olika mätomgångarna.



Figur 67 Medelvindriktning under de olika mätomgångarna.

Tabell 8 Meteorologisk statistik för de olika mätinsatserna.

	Store mosse 1		Store mosse 2		Store mosse 3		Store mosse 4	
	Mot mätsida	Från mätsida	Mot mätsida	Från mätsida	Mot mätsida	Från mätsida	Mot mätsida	Från mätsida
u medel (m/s)	3,3	3,5	2,74	2,40	3,47	3,13	3,10	2,88
u stdav (m/s)	1,6	2,0	1,17	0,97	1,45	1,87	1,62	1,13
u max	8,0	8,0	5,00	5,00	9,00	7,00	8,00	5,00
Vind i % av tid	71,1	35,6	49,70	50,30	79,65	20,35	59,17	40,83
nb (mm)	13,0	13,0	45,80	45,80	247,90	247,90	52,10	52,10
timmar efter sista nb	0,0	0,0	90,00	90,00	9,00	9,00	6,00	6,00
tågpassager	254	254	299	299	945	945	314	314

	Vikingstad 1		Vikingstad 2	
	Mot mätsida	Från mätsida	Mot mätsida	Från mätsida
u medel (m/s)	2,8	3,7	3,07	3,56
u stdav (m/s)	1,6	2,1	1,60	2,43
u max	7,0	9,0	7,00	12,00
Vind i % av tid	50,5	49,5	66,39	33,61
nb (mm)	23,8	23,8	66,40	66,40
timmar efter sista nb	18,0	18,0	18,00	18,00
tågpassager	1234	1234	1424	1424

	Lund 1		Lund 2		Lund 3	
	Mot mätsida	Från mätsida	Mot mätsida	Från mätsida	Mot mätsida	Från mätsida
u medel (m/s)	3,9	4,6	4,56	2,53	2,65	3,18
u stdav (m/s)	1,7	2,6	1,52	1,70	1,51	1,93
u max	7,0	11,0	8,00	6,00	7,00	7,00
Vind i % av tid	51,3	48,7	86,82	13,18	38,14	61,86
nb (mm)	58,1	58,1	80,30	80,30	2,80	2,80
timmar efter sista nb	6,0	6,0	30,00	30,00	246,00	246,00
tågpassager	2480	2480	2881	2881	2077	2077

I appendix återfinns vädervariationerna samt variationen i tågtrafiken i detalj under de olika mätillfällena.

5 Diskussion

Resultaten från denna studie tyder på att ett relativt stort antal metaller sprids från järnvägen. Studierna av bulkdeposition och horisontell deposition visar att minst 15 metaller är relaterade till järnvägens sträckning (tabell 9). Huvuddelen av de påvisade relationerna till järnvägen härrör från mätningarna i Lund, där förhållandena för spridning var bättre och källan till metallerna starkare än på de övriga lokalerna. Mätningarna kunde också utföras närmre källan. Icke desto mindre har vissa av metallerna även påvisade järnvägsrelaterade trender även vid övriga lokaler.

Bedömningen i tabell 9 är gjord enbart utifrån visuell granskning av befintlig data och är alltså författarnas tolkning av materialet. Många av dessa metaller var förväntade att spridas till omgivningen och detta arbete har i dessa fall i någon mån kunnat visa på omfattningen av depositionen och hur långt från järnvägen metallerna sprids. Men även metaller där ursprunget är mer osäkert har visats vara relaterade till järnvägen, t.ex. antimon.

Tabell 9 Metaller med mycket tydlig (++), tydlig (+) otydlig (-) relation till järnvägen. Mätlokal inom parentes avser att metallen endast uppvisar denna relation på denna/dessa lokal(er).

Metall	Flaska	Tratt	Filter	Torv
Fe	+	++	++	++
As	-	++	+ (Lund)	+
Pb	-	+ (Lund)	-	-
Co	+ (Lund)	+ (Lund, Vikingstad)	+	+
Cu	++	++	+	+
Cr	-	+ (Lund)	+ (Lund)	+
Mn	++	+ (Lund)	+ (Lund)	+
Ni	+ (Lund)	+ (Lund)	+ (Lund)	+
V			+ (Lund)	+
Ga			+ (Lund)	-
Ge			++ (Lund)	++
Nb			+ (Lund)	+
Mo			++ (Lund och Vikingstad)	+
Rh			+	+
Sb			++ (Lund och Vikingstad)	+

Relationen till järnvägen har fastställts genom de tydligt avtagande gradienter som uppmätts med ökande avstånd från spåret. Särskilt analysen av depositionsandel kontra vindandel visar på en direkt koppling till järnvägens sträckning. Avtagandet är vanligtvis exponentiellt beroende av avståndet och har normalt planat ut mot en bakgrundsnivå 50–100 meter från spåret.

De något olika placeringarna av de närmsta mätpunkterna i Lund har något försvårat jämförelsen med Store Mosse och Vikingstad. Den ursprungliga tanken var att kunna fördubbla avstånden mellan mätpunkterna i profilen. Vid lokalen Store Mosse bedömdes det som ogörligt med en mätpunkt så nära som 6,25 m, då fara för mätutrustningen då förelåg. Det breda diket utanför banvallen gjorde att den närmsta mätpunkten hamnade 16 m från den yttre rälen. Vid Vikingstad placerades mätpunkterna på samma sätt som på Store Mosse, just för jämförbarhetens skull. I det trånga utrymme som fanns att tillgå vid lokalen i

Lund återgick vi till ursprungstanken med dubblade avstånd och placerade alltså närmsta mätpunkten på 6,25 m från yttre rälen.

Av torvproverna att döma påverkar banvallen snart sagt samtliga undersökta ämnen, även om inte alla har en tydlig topp runt banvallen. Detta kan i någon mån vara påverkat av en hydrologisk inverkan från banvallen med dess omgivande diken, men ballastmaterialet kan i sig även vara en källa till föroreningsspridning. För att kunna bedöma de specifika källorna till olika ämnens förekomst krävs därför även en noggrann kemisk analys av banvallen, vilket inte genomförts inom detta projekt. Vidare behöver spridningsmekanismerna och de faktorer som styr dessa klarläggas för att eventuella motåtgärder skall kunna vidtas. Mossen nordost om Nässjö har troligtvis kontakt med markvatten från kringliggande mark, dvs. är snarare ett kärr, varför mindre vikt bör läggas på dessa resultat.

Torvproverna togs med avsikt att studera om föroreningar härrörande från luftburen spridning från järnvägen fastläggs i torven. ICP-analyserna visar att i stort sett samtliga analyserade ämnen uppvisar någon form av störning i närheten av järnvägen och många metaller har tydliga toppar runt järnvägen, oftast i det undre provet. Det kan finnas flera förklaringar till detta vilket komplicerar tolkningen. Eventuella förändringar i de hydrogeokemiska förhållandena orsakade av diket närmast banvallen har möjligen ökat humifieringsgraden i dess närhet då syre kunnat komma åt torven även från sidan. Då humifieringsgraden ökar, ökar även halten av det analyserade ämnet per torrviktsenhet i en ICP-analys, eftersom organiskt material bränns av före analysen. Dessutom kan det inte uteslutas att urlakade ämnen från banvallens stenmassor kan ha påverkat proverna. De småskaliga hydrologiska förhållandena är inte kända. Banvallen består inte enbart av olika bergartsmaterial utan innehåller även av rester från kemikalier som används vid underhåll (t.ex. pesticider), impregneringsmedel för syllar och slitage- och korrosionsprodukter från järnvägens olika komponenter (räls, kontaktledning, ledningsstolpar etc.) och fordonen (bromsar, hjul, strömavtagare, karosser, elektronik, gods etc.).

Nedan följer en diskussion kring de mest intressanta metallerna. Metallerna är intressanta då de på en eller flera lokaler uppvisar ökande trender mot järnvägen. Deras spridning, källor och eventuella miljö- och hälsorelevans diskuteras utifrån resultat och litteratur. Många av ämnena från torvproven med toppar kring spåret (ICP-analyserna) diskuteras ej i följande avsnitt, då de ej bedömts som härrörande från järnvägssystemet som sådant och prioritering varit nödvändig.

Vad gäller metallernas toxikologi får man normalt i sig mindre mängder av de flesta metaller via födan och vattnet och upptaget av dessa regleras ofta efter kroppens behov. Inandade metaller däremot kan orsaka negativa hälsoeffekter.

Toxikologiska effekter av metaller är ofta erhållna i samband med arbetsplatsundersökningar där individantalet ofta varit relativt litet medan exponeringsdoserna i många fall varit ganska höga, ibland extremt höga såsom vid olyckor. För att upptäcka motsvarande effekter hos den allmänna befolkningen fordras oftast ett större antal individer eftersom halterna oftast är lägre i den allmänna miljön. Sannolikt finns det fler individer som är känsligare bland den allmänna befolkningen än bland arbetare. Detta gäller speciellt barn, allergiker, äldre och sjuka.

Under de senaste decennierna har man alltmer börjat fokusera på inandningsbara partikulära luftföroreningar i utomhusluften, eftersom det framkommit i flera stora internationella epidemiologiska studier, att ökade halter

av partiklar har orsakat ökad sjuklighet och dödlighet i lung- och hjärtkärlsjukdomar hos den allmänna befolkningen.

5.1 Allmänt om källor till metaller i järnvägsmiljön

Metallinnehållet i damm kan härröra från flera källor i järnvägssystemet. Längs bromssträckor är bromsbelägg troligen en viktig källa. Flera analyser har visat att dessa kan ha mycket varierande sammansättning. Varje typ av vagn har sin typ av bromsbelägg och skillnader föreligger även för olika typer av axlar. Enligt Glivberg (2003) är de vanligaste beståndsdelarna järn, koppar och zink i olika halter. Enstaka analyserade belägg har även visats innehålla relativt höga halter av molybden och arsenik. Christensson et al. (2002) har analyserat bromsblock på tunnelbanetåg och funnit att innehållet av olika grundämnen kan skilja sig åt flera tiopotenser (tabell 10). Tyvärr är bromsbeläggens innehåll vanligtvis hemligt vilket medför att bromsbeläggen måste analyseras för att sammansättningen skall kunna identifieras. Rälerna och hjulen består i huvudsak av järn. Lindström och Rossipal (1987) har uppskattat emissionsfaktorerna för några av de vanligast förekommande metallerna (tabell 11).

Kontaktledningen består uteslutande av koppar och slitaget i Sverige har uppskattats till 50–90 ton per år. Strömavtagarna består av kol.

Tabell 10 Två olika bromsblocks (CX och C20) elementsammansättning i µg/g (Christensson et al., 2002). Kursiva element ingår i denna studie.

ELEMENT	CX	C20	ELEME NT	CX	C20
Al	73600	11200	Nb	65.9	<6
As	2.79	0.282	Ni	27	31.8
Ba	47400	67800	P	269	225
Be	<0,6	<0,6	Pb	10.9	138
Ca	190000	3050	S	6150	10500
Cd	0.184	28.2	Sb	18.4	0.253
Co	5.09	6.97	Sc	4.64	<1
Cr	117	80.1	Si	76800	37400
Cu	132	74600	Sn	<20	17000
Fe	72300	260000	Sr	2380	1360
Hg	0.0625	<0,04	Ti	10800	490
K	2730	1510	V	117	21.4
La	16.5	16.7	W	<60	<60
Mg	18500	2060	Y	18	194
Mn	1230	2160	Zn	29.1	1120
Mo	10.3	8870	Zr	2450	55200
Na	4570	859			

Tabell 11 Uppskattade emissionsfaktorer för några metaller i hjul, räls, slitskena och kontaktråd (Lindström och Rossipal, 1987). Kursiva metaller är analyserade i föreliggande undersökning.

	Emissionsfaktorer (g km ⁻¹) för:		
	Tåg, dieselmotorvagn	Tåg, el	Godståg, el
Hjulringsstål, totalt	0,4	3,4	5–8
<i>Järn</i>	0,4	3,3	5–8
Kol	0,004	0,02	0,03–0,04
<i>Mangan</i>	0,003	0,03	0,04–0,06
Kisel	0,001	0,01	0,02–0,03
Fosfor och svavel	0,0001	0,0008	0,001–0,002
<i>Krom</i>	0,00008	0,0007	0,001–0,002
<i>Nickel</i>	0,0006	0,005	0,008–0,012
Räls, totalt	0,7	6,2	10–15
<i>Järn</i>	0,7	6,1	10–15
Kol	0,004	0,03	0,06–0,08
<i>Mangan</i>	0,007	0,06	0,10–0,15
Kisel	0,002	0,02	0,02–0,04
Fosfor	0,0001	0,001	0,002–0,003
Svavel	0,0001	0,001	0,002–0,003
Kol från strömvagn		0,02–0,05	0,04
<i>Koppar från kontaktledning</i>		0,09	0,09

5.2 Metaller av intresse i denna studie

Partiklar kan bildas genom mekanisk sönderdelning eller förbränning. Ämnesinnehållet i dessa beror bl.a. på ursprungsmaterialets sammansättning. För partiklar eller damm i luften finns olika gränsvärden. I arbetsmiljön talar man om gränsvärden för totaldamm (10 mg m⁻³) och respirabelt damm (5 mg m⁻³) under en arbetsdag (nivågränsvärde) eller under kortare tid där så är stipulerat. Enskilda ämnen såsom metaller kan ha egna gränsvärden. I den yttre miljön bestämmer man totaldamhalten eller en viss partikelfraktion t.ex. PM₁₀ (< 10 µm) under vanligtvis ett dygn.

5.2.1 Järn

I järnvägsmiljön förekommer järn främst i räler och hjul, som dock även innehåller små mängder mangan (1–1,2 %) och krom (0,4–0,8 %) (Lindström och Rossipal, 1987). Räl och hjul slits vid tågpassager och avger slitagepartiklar som sprids i järnvägens närhet. Järn förekommer även i gamla personvagnars och godsvagnars bromsblock som vid bromsning ligger an mot hjulens slitbana. Bromsemissionerna blir då i huvudsak järn. Moderna motorvagnar och RC-lok är i huvudsak skivbromsade. Bromsskivorna är även i detta fall av gjutjärn, medan bromsbeläggarna är mer komplexa legeringar. Spridningen kan alltså förväntas vara större längs bromssträckor.

Halterna av järn i bulkdepositionen i flaskor är tydligt förhöjda jämfört med bakgrundsvärdena invid spåret i samtliga mätningar i Lund, medan tendensen är svag vid Vikingstad 1. För övriga mätningar var halterna under metodens mätnoggrannhet. Halterna av järn planar, på ca 50–100 m från spåret, i Lund 1–3 och Vikingstad 1 ut till ca 0,1–0,3 $\mu\text{g l}^{-1}$, vilket är ca en tiopotens högre än medelvärdet i Gårdsjön.

Beräknad deposition uppvisar ett liknande mönster även om skillnaderna mellan Lund-mätningarna är större. Lund 3 har avsevärt lägre deposition nära spåret än Lund 1 och 2, vilket kan antas bero på att Lund 3 har sämst meteorologiska förhållanden för spridning till mätsidan. Mönstret återkommer även för andra metaller. Den horisontella depositionen på filtren visar också på en trend mot järnvägen. Denna är tydlig i Lund, men mindre tydlig i Vikingstad. Dock verkar bakgrunden vara högre i Vikingstad. Liknande skillnad återfinns dock inte i flaskor och trattar.

Torvproverna i Store Mosse visar en tydlig topp runt banvallen och en förhöjning i Nässjö. På Store Mosse har de två närmsta proverna i torvens undre prov på båda sidor om spåret ganska kraftigt förhöjda värden (5–8 ppm), medan ytproverna innehåller ca 1–2 ppm järn. Intressant är att den tydliga toppen i Store Mosse är betydligt lägre än värdena närmast spåret i Nässjö. Detta trots att sträckan vid Nässjö är betydligt lägre trafikerad än Kust-till-kustbanan över Store Mosse. Dock är den oelektrifierad och trafikeras alltså enbart av dieseldrivna motorvagnar. Samma mönster återfinns egentligen bara hos mangan bland de analyserade ämnena. Om detta är en effekt av dieseltrafiken, ålder på järnvägen, banvallens uppbyggnad eller skötsel eller någon faktor relaterad till torvens beskaffenhet är okänt.

Miljö- och hälsorelevans

Järn finns i stora mängder i jordskorpan och betraktas normalt inte som en förorening. Inandning av luft med relativt höga halter av järn kan orsaka kronisk hosta, försämrad lungfunktion, och röntgenförändringar i lungorna. Förhöjda lungcancerrisker har konstaterats hos gruvarbetare som arbetat i järnrika gruvor men de har samtidigt exponerats för andra ämnen som kan ge upphov till cancer så att enbart järn skulle kunna vara orsaken till den förhöjda cancerrisken är inte entydigt.

Gränsvärden för arbetsmiljö finns dock och är för respirabelt damm 0,5 mg m^{-3} (Arbetskyddsstyrelsen, 2000).

5.2.2 Arsenik

Arsenik i järnvägs miljön härrör, till skillnad från järn, inte från tåg eller räls, utan från banvallen. Träslipers impregnerades under en period med arsenikinnehållande impregneringsmedel. De flesta träslipers är idag utbytta mot betongslipers, men arsenik finns i viss mån kvar i banvallsmassorna där impregneringsmedlet användes.

Halterna av arsenik i flaskproverna är generellt låga och i nivå med bakgrundshalterna i Gårdsjön och även medelhalten på Södermalm. Endast tre mätpunkter i Vikingstad 1 visar förhöjda värden. Någon direkt relation till järnvägen är dock svår att tolka in. Store Mosse 2 har dock högre värden närmare spåret. Detta syns även då depositionen beräknas. I Lund visar trattarna, i motsats till flaskorna, ett mycket tydligt mönster, med en tydligt stigande gradient mot

spåret. Endast en mätning med de vertikala filtren uppvisade samma mönster. Möjligen tyder detta på att arsenik från banvallen i huvudsak torrdeponeras, men att våtdepositionen är tillräckligt hög för att den järnvägsrelaterade trenden inte skall kunna observeras i flaskproverna. Det som uppsamlas i tratten har vi antagit vara torrdeposition efter sista nederbördstillfället under mätperioden.

Torvproverna visar förhöjda halter runt spåret i det lägre skiktet, men en jämn halt på ca 0,005 ppm i ytan. De högsta värdena (ca 0,07 ppm) uppmättes i det lägre skiktet på mossen vid Nässjö.

Arsenikkonsumtionen domineras av träimpregneringsmedel, vilket kan betraktas som en dissipativ användning.

Miljö- och hälsorelevans

Läckage av arsenik från impregnerat trä kan ge lokal påverkan i mark och vatten (Sternbeck och Östlund, 1999). Arsenik kan orsaka både akuta förgiftningar och kroniska skador såsom hud-, lung- och urinblåsecancer. Möjligen kan även cancer i lever och njure uppstå (IMM, 2002). Vid förgiftningssymtom har man iakttagit missfärgning av huden och fjällande hudförändringar. Hos barn kan svåra nervskador uppstå. Man har även visat att blodkärlen påverkas vilket kan leda till försämrad blodcirkulation med kallbrand i fötterna och ökad risk för hjärtkärlsjukdomar. Arsenik har orsakat lungcancer hos smältverksarbetare.

Gränsvärdet för arsenik i totaldamm är $0,03 \text{ mg m}^{-3}$.

5.2.3 Bly

Bly användes tidigare som oktanförhöjande bensintillsats, vilket medfört att vår omgivning är mer eller mindre förorenad med bly från fordonsavgaserna.

Miljö- och hälsorelevans

De högsta halterna av bly i kroppen finns i skelettet. Bly påverkar benmärgen, bildningen av de röda blodkropparna (som är blodets syretransportör) och både det perifera och centrala nervsystemet. Påverkan på hemoglobinsyntesen är det tidigaste tecknet på blyförgiftning. Blodbrist och känslobortfall är vanliga symtom hos blyförgiftade individer. Under senare år har man påvisat att relativt låga blyhalter kan orsaka skador på nervsystemet hos barn. Organiska blyföreningar kan vara mycket giftiga.

Gränsvärden för bly och oorganiska blyföreningar är 0,1 (totaldamm) respektive 0,05 (respirabelt damm) mg m^{-3} . Gränsvärdet för bly i tetraetylbly och tetrametylbly under en arbetsdag respektive 15 minuter är 0,05 respektive $0,2 \text{ mg m}^{-3}$.

5.2.4 Kobolt

Kobolt i nederbörd och deposition kopplas ihop med metallverk, smältverk och erosion av jordskorpan (Johansson och Burman, 1998). En viktig användning är som legeringsmetall i hårdmetall. Kobolt används som torkmedel i svart tryckfärg och kan därför ingå i pappersavfall. Fossila bränslen innehåller kobolt och kan därför spridas vid förbränning av dessa (Arbets- och miljömedicin, 2002).

Miljö- och hälsorelevans

I mindre mängder är kobolt nödvändig för kroppens syntes av vitamin B₁₂. Vid högre exponeringshalter kan kobolt orsaka besvär från luftvägarna och lungorna

samt allergiska eksem i huden. Det finns studier som tyder på att grundämnet kan öka risken för lungcancer. Vidare kan kobolt skada hjärtmuskulaturen vilket iakttagits då kobolt förekommit som förorening i öl.

Nivågränsvärdet för kobolt i lift är 0,05 mg m⁻³ (Arbets- och miljömedicin, 2002).

5.2.5 Koppar

Koppar finns åtminstone i kontaktledning och bromsbelägg i järnvägsmiljön. Enligt ett PM från SJ (Glivberg, 1996) kan halterna i bromsbelägg variera från mindre än 15 mg kg⁻¹ till 65 000 mg kg⁻¹. Spridningen av koppar kan alltså förväntas variera, men ändå antagligen i vissa fall vara särskilt stor längs bromssträckor. Samtidigt gör förekomsten i ledning och strömavtagare att slitaget och därmed spridningen av koppar till omgivningen bör vara större längs sträckor där tågen färdas i hög hastighet.

Samtliga mätomgångar uppvisar i såväl halter som deposition i flaskor och trattar en mer eller mindre tydligt stigande trend mot järnvägen. Särskilt tydliga är mätningarna i Lund. Det extrema värdet vid 25 meter i Lund 1 beror troligen på att flaskan vält under mätningen. Effekten syns i data från flaskan, men märks ej i tratten. Halterna har vid 50 meter nått Gårdsjöns motsvarande bakgrundshalt, ca 1–2 µg l⁻¹. Endast Lund 3 tenderar att ha en högre bakgrunds nivå (ca 5 µg l⁻¹). Med tanke på den urbana miljön i Lund, med många diffusa källor, som t.ex. fordonstrafik, kan detta förväntas. I den urbana miljön på Södermalm i Stockholm har kopparhalten i nederbördsvatten uppmätts till ca 5 µg l⁻¹.

Koppardepositionen på filtren har i Lund 1 och 3 samt Vikingstad 1 och 2, ökande trender mot järnvägen, men inte så tydliga som för flask- och trattproverna. Vikingstad har här generellt högre värden, vilket är förvånande med tanke på den agrara omgivningen. En möjlighet är att den högre hastigheten i Vikingstad medför högre kopparslitage på ledning och strömavtagare och därmed större spridning. Vikingstad är en fullfartssträcka, medan Lund är en bromssträcka, med förhållandevis låg hastighet. Förhållandet att filtermätningarna i Vikingstad är högre än i Lund upprepas för metallerna molybden, antimon, rodium och i viss mån järn.

Miljö- och hälsorelevans

Koppar som exponeras i atmosfären korroderar och sprids i stor utsträckning som Cu⁺ och Cu⁺⁺, vilket kan förklara de tydliga mönstren i de icke uppslutna vattenproverna. Koppar är starkt toxisk för mikroorganismer, mer än t.ex. kadmium, bly och zink, medan toxiciteten är lägre för högre växter (Sternbeck, 2000). Effekter på markens mikroorganismer kan uppkomma vid en höjning motsvarande 3–5 gånger bakgrundshalterna i mark. I vattenmiljö kan koppar ge effekter redan i låga koncentrationer. I havsvatten räcker det med 2,5 µg l⁻¹ för att allvarligt påverka fortplantning av blåstång t.ex.

Koppar kan irritera de övre luftvägarna och kan även orsaka akut metallröksfeber vilket har ett influensaliknande förlopp. Metallen orsakar även hudirritationer och allergier. Koppar är dock mycket starkt reglerat i människokroppen eftersom ämnet är essentiellt. Halter i vatten har undersökts i samband med spädbarnsdiaréer, men inget samband har påvisats. I övrigt är kunskapen liten (SOU, 2000).

Gränsvärdet för koppar i totaldamm i arbetsmiljö är 1 mg m^{-3} och i respirabelt damm $0,2 \text{ mg m}^{-3}$ (Arbetskyddsstyrelsen, 2000).

5.2.6 Krom

Krom kan förväntas spridas från stållegeringarna i hjul och räler (se tabell 1).

Kromhalterna i flaskorna i Lund 1 och 3 är förhållandevis höga jämfört med såväl Gårdsjön som Södermalm. Lund 2 och Store Mosse 2 är dock i nivå med bakgrundsvärdet. Bulkdepositionen nära spåret i Lund fluktuerar mellan ca 1 och $4 \mu\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$, vilket kan jämföras med ca $0,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$ på Södermalm. Depositionen av krom i trattarna och på filtren i Lund och i viss mån i trattarna i Vikingstad visar på en relation till järnvägen.

De lägre torvproverna har förhöjda kromhalter runt järnvägen på såväl Store Mosse som i Nässjö. Ytskiktet innehåller ca 0,002 ppm krom, medan de högsta värdena på Store Mosse är drygt 0,01 ppm. Store Mosse har högre halter än Nässjö.

Miljö- och hälsorelevans

Krom kan förekomma som både tre- och sexvärda ($\text{Cr}^{\text{VI}} = 6\text{-värt}$) föreningar. Det sexvärda kromet kan irritera hud, slemhinnor och luftvägar. Dessa föreningar är dessutom allergiframkallande. I Danmark har visats att ca 0,5 procent av befolkningen är allergiska mot kromater (SOU, 2000). Ökad frekvens av lungbesvär och lungcancer har påvisats i samband med exponering för 6-värda kromföreningar.

Gränsvärdet för krom och Cr^{III} -föreningar i totaldamm är $0,5 \text{ mg m}^{-3}$ (Arbetskyddsstyrelsen, 2000). Motsvarande värde för Cr^{VI} -föreningar är $0,02 \text{ mg m}^{-3}$. Analyser i denna rapport urskiljer dock inte valensen hos ämnena.

5.2.7 Mangan

Mangan kan främst förväntas härröra från räler och hjulringar (se tabell 1). Lindström och Rossipal, (1987) beräknade manganemissionerna från dessa källor till $0,06$ respektive $0,027 \text{ g km}^{-1}$.

Trenden av mangan mot järnvägen är tydlig i depositionen i flaskor, trattar och på filter. Främst lokalen i Lund, men även Vikingstad har högre värden närmast spåret. Halttrender i flaskor är något mindre tydliga. Halterna på Store mosse ligger vid två tillfällen på samma nivå som bakgrundshalten vid Gårdsjön, men övriga mätningar har en betydligt högre bakgrundsnivå, ca $5\text{--}10 \mu\text{g l}^{-1}$. Depositionen i flaskor visar att mätningarna Lund 1 och 2 och Vikingstad 1 och 2 grupperar sig på en högre nivå än mätningarna på Store Mosse och i Lund 3. Orsakerna till detta är okända. Medelbulkdepositionen i taknivå av mangan på Södermalm i Stockholm är ca $12 \mu\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$. Depositionen av mangan uppmätt i Lund och Vikingstad är alltså hög även i förhållande till denna urbana miljö.

Torvproverna av mangan uppvisar, liksom järn en tydlig topp runt spåret på Store Mosse. Till skillnad från järn finns dock en topp även i ytproverna, vilket eventuellt kan relateras till ämnens olika funktioner i fotosyntesen. Detta är dock endast en spekulering och måste verifieras. Halterna är avsevärt högre i Nässjö-mossens ytskikt än i Store Mosse. Det nedre skiktet har också betydligt högre halter i Nässjö.

Miljö- och hälsorelevans

I mindre mängder är mangan nödvändigt för kroppens omsättning av socker. Mangan kan orsaka kemisk lunginflammation. Vid långvarig exponering anrikas metallen i hjärnan vilket kan ge psykiska och neurologiska symtom. Inandning av stora mängder mangan kan leda till permanenta skador inom centrala nervsystemet, som kan ge en Parkinsonliknande sjukdomsbild (Elinder och Piscator, 2002).

Gränsvärden för mangan i totaldamm är 0,4 och i respirabelt damm 0,2 mg m⁻³ (Arbets- och miljömedicin, 2002).

5.2.8 Nickel

Nickel används som legeringsmetall framför allt vid framställning av rostfritt stål. Det används också till förnickling och i ackumulatörer (Arbets- och miljömedicin, 2002). Källan till nickel i järnvägs miljön är ej helt klarlagd.

Trenden mot järnvägen av nickel är tydligast i Lund 2 där halterna och den beräknade depositionen i flaskorna (Figurerna 18 och 24) knappast planat ut ens vid 50 m avstånd från järnvägen. Depositionen av nickel i trattarna är också kraftigt förhöjd i Lund, men tycks avta snabbare med avståndet än depositionen i flaskorna. Torvprovtagningen i Store Mosse visar en tydlig puckel av nickel på båda sidorna om järnvägen vid åtminstone de båda närmaste avstånden (16 och 25 m).

Miljö- och hälsorelevans

Nickel är en vanlig orsak till allergiska besvär, särskilt kontakteksem. Metallen kan även orsaka luftvägsbesvär och orsaka cancer i luftvägarna.

Nivågränsvärdet för metalliskt nickel i totaldamm är 0,5 mg m⁻³ (Arbets- och miljömedicin). Motsvarande värde för nickel i oxider, karbonater och lösliga föreningar är 0,1 mg m⁻³.

5.2.9 Vanadin

Detta grundämne förekommer i bl.a. fossila bränslen och som legeringsmetall vid tillverkning av stål. Vanadin finns bara analyserat från filterproverna. Där uppvisas en svag trend mot järnvägen i Lund. I Vikingstad ligger depositionen på filtren generellt högre än i Lund, men uppvisar ingen trend mot järnvägen.

Miljö- och hälsorelevans

Vanadin irriterar luftvägarna och kan orsaka andfåddhet, blödningar och även akut astma.

Nivågränsvärdet för vanadin i totaldamm och respirabelt damm är 0,2 respektive 0,05 mg m⁻³ (Arbets- och miljömedicin, 2002).

5.2.10 Gallium

Gallium används ofta i halvledare i transistorer. Källan i järnvägs miljön är okänd. Gallium finns bara analyserat från filterproverna. Endast en mätomgång (Lund 2) har förhöjda värden mot järnvägen.

Miljö- och hälsorelevans

I djurförsök kan gallium ge upphov till störningar i nervsystemet och orsaka njurskador.

5.2.11 Germanium

Germanium används främst till fiberoptik, IR-optik, halvledare och solceller. Dock är mycket lite känt om ämnets naturliga förekomst och om omsättningen i samhället (Sternbeck och Östlund, 1999).

Ämnet uppvisar i Lund förhöjda halter nära spåret vid samtliga tre filtermätningar. Som högst är den vertikala depositionen $0,4 \text{ ng m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$. I torvproverna är germanium ett av de ämnen som har tydligast markerad topp runt järnvägen i det nedre skiktet. Mossen vid Nässjö har betydligt högre värden än på Store mosse nära spåret. Källan är för oss okänd.

Miljö- och hälsorelevans

Humantoxikologiska data för germanium är sparsamma. Ämnet har toxiska effekter men har trots detta använts i hälsokostmedel. Svåra njurskador har uppmärksamats, men ämnet är inte cancerogent. Vissa studier antyder effekt på nervsystemet. Ingen konsensus råder dock idag om ämnets toxicitet (Sternbeck och Östlund, 1999). Germanium ackumuleras i mikroorganismer och har också visats hämma tillväxten av dessa. Arbetarskyddsstyrelsen tar dock inte upp germanium i sin skrift om hygieniska gränsvärden (Arbetarskyddsstyrelsen, 2000).

5.2.12 Niob

Nb/Ge-legeringar förekommer bl.a. vid elektriska överföringar, driftsutrustning till tåg- och fartyg, generatorer och svetselktroder till svetsning i vissa kvalitéter av rostfritt stål. Niob finns bara analyserat från filterproverna. Endast en mätomgång (Lund 2) har förhöjda värden mot järnvägen.

Miljö- och hälsorelevans

Inga rapporter om negativa hälsoeffekter i anslutning till industriella exponeringar har ännu upptäckts. I djurförsök kan niob skada lever och njure.

5.2.13 Molybden

Molybden används främst som legeringsmetall.

Filterproverna uppvisar tydliga avtaganden från järnvägen både i Lund och i Vikingstad. Något förvånande är att nivån är tydligt högre i Vikingstad och avtagandet långsammare, vilket tyder på att urbana förhållanden inte är den viktigaste faktorn för nedfall av molybden. I Vikingstad verkar bakgrunds-nivån vara ca $1 \text{ ng m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$ och närmre spåret 2–3 gånger högre värden under dessa mätningar. I Lund är depositionen ungefär hälften så stor. En förklaring till skillnaderna mellan Lund och Vikingstad skulle kunna vara skillnaden i trafikens karaktäristik. Då Vikingstad är en högfartssträcka och Lund en bromssträcka torde skillnaden eventuellt ligga i slitage av kontaktledning och strömavtagare. Då molybden snarare kan förväntas användas i stål verkar detta resonemang dock tveksamt. Analyser av kontaktledning och strömavtagare behövs för att klargöra deras eventuella bidrag.

SGU:s analyser av bäckvattenväxter (återfinns i kartform på webbplatsen www.sgu.se), som visar biotillgängligheten för metaller, visar att ett relativt stort område i trakterna mellan Linköping och Vättern har klart högre halter av molybden än t.ex. i Lund, där enstaka mindre punktkällor verkar finnas. Finns

molybden i marken i åkerlandskapet i Vikingstad kan detta eventuellt vara en källa till de höga bakgrundshalterna.

Miljö- och hälsorelevans

Molybden används bl.a. i kosttillskott och behövs för vissa kemiska reaktioner i cellerna och betraktas inte generellt som giftigt. Yrkesexponering av molybden har dock orsakat symtom från och förändringar i centrala nervsystemet, hud och hår samt besvär från leder (giktliknande symtom). Vidare har man kunnat påvisa röntgenologiska förändringar på lungorna.

Eftersom koppar och molybden har en ömsesidigt antagonistisk effekt i djurs metabolism, är kvoten mellan molybden och koppar viktig för t.ex. idisslare (Eriksson och Andersson, 1997). Alltför höga doser kan alltså påverka balansen mellan dessa ämnen vilket i sin tur påverkar bl.a. pigmenten.

Nivågränsvärdet för molybden (lättlösliga föreningar) i totaldamm är 5 mg m^{-3} . För metallen och svårösliga föreningar är värdet i totaldamm och respirabelt damm 10 respektive 5 mg m^{-3} .

5.2.14 Rodium

Rodiums huvudsakliga användningsområde är som legering med platina och palladium. Sådana legeringar används i smältugnars glödelement, i formar för tillverkning av glasfiber, till flygplans tändstift och laboratoriers smältdeglar. Källan till rodium i järnvägsmiljön är okänd. Rodium finns bara analyserat från filterproverna. Endast en mätomgång (Lund 3) har förhöjda värden mot järnvägen. I Vikingstad är filterdepositionen högre än i Lund och har en viss förhöjning mot järnvägen.

Miljö- och hälsorelevans

Rodium kan ge allergi (SOU, 2000).

5.2.15 Zink

Zink finns i många detaljer i järnvägen, både i fordon och i utrustning kring järnvägen. Höga halter har t.ex. uppmätts i bromsbelägg (Glivberg, 1996). Även i analyser av damm från Arlanda station, som tillskrivs bromsslitage, har stora mängder zink påvisats (Kordelius, 2000).

Halterna av zink i några mätpunkter i mätningarna Lund 1 och 3 är tydligt förhöjda jämfört med bakgrundsnivån. I övrigt är halterna jämförbara med bakgrunden. Den förhöjda halten 100 m från spåret i Vikingstad 1 accentueras i depositionsberäkningarna, som i övrigt delvis visar tendenser till högre värden närmare spåret. Endast några få mätpunkter nära spåret i Lund har högre deposition än Södermalm (ca $25 \mu\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$) (Burman och Johansson, 2000). Samma tendens finns i trattdepositionen. På filtren kunde inget avståndsberoende i förhållande till järnvägen utläsas.

Torvproverna på Store Mosse visar på betydligt högre halter i de lägre skikten än i Nässjö, men samma halt i ytskiktet, ca 0,1–0,2 ppm. En tydlig topp med halter på ca 0,8–0,9 ppm finns runt järnvägen på Store Mosse. Den tydliga skillnaden mellan nedre skiktet på de båda provplatserna indikerar att trafikkaraktäristiken kan vara av betydelse.

Miljö- och hälsorelevans

Zink är, liksom koppar, krom och nickel ett essentiellt grundämne, men har i högre koncentrationer toxiska effekter. Liksom för koppar kan effekter på markens mikroorganismer uppkomma vid en haltökning motsvarande 3–5 gånger bakgrundshalterna i mark (SOU, 2000). Zinkklorid kan orsaka inflammatoriska effekter i luftvägarna samt ge lungfibros och lungödem. Oxiderna är kända för att kunna orsaka metallröksfeber med influensaliknande symtom.

Gränsvärden för zink finns endast för formerna zinkklorid (respirabelt damm) och zinkoxid (totaldamm) där gränsvärdena är 1 respektive 5 mg m⁻³.

5.2.16 Antimon

Antimon har veterligen inte tidigare kopplats till järnvägstrafik, men är en vanlig legeringsmetall i koppar och bly. Ämnet är kemiskt och toxikologiskt likt arsenik och används främst i flamskyddsmedel, då som Sb₂O₃. Övrig användning omfattar blylegeringar i batterier och kabelskydd etc., kemikalier i plast och pigment samt keramik och glas (Sternbeck et al., 2002). Halterna av antimon har i ett flertal studier i luft och mark visats vara starkt förhöjda i vägnära miljö. En emissionsfaktor för antimon i vägtrafikmiljö har för svenska tätortsförhållanden bestämts till 32–50 µg fordonskilometer⁻¹. Spridningen anses förknippad med att antimontrioxid (Sb₂O₃) används som friktionsnedsättande ämne i bromsbelägg och kan finnas i så höga halter som 5–7 vikts-% (Sternbeck et al., 2001). Huruvida ämnet finns i bromsbelägg för järnväg är okänt.

Antimon har endast analyserats i filter- och torvprover. Filterproverna från såväl Lund som Vikingstad uppvisar mycket tydliga exponentiellt ökande trender mot järnvägen. Liksom för molybden är depositionen i Vikingstad betydligt högre och depositionen avtar långsammare med avståndet från spåret än i Lund. Ett bakgrundsvärde verkar ha nåtts först på ett avstånd av ca 100–200 m, medan kurvorna ser ut att plana ut redan vid 25–50 m i Lund. Depositionen 16 m från spåret i Vikingstad är ca 3 µg m⁻² dygn⁻¹ och bakgrundshalterna under mätningarna var i Vikingstad och Lund ca 1 respektive 0,5 µg m⁻² och dygn⁻¹. Detta kan jämföras med mätningar av deposition på fyra bakgrundsstationer (Arup, Gårdsjön, Bredkålen och Mjölsta), där medelvärden mellan 0,03–0,25 µg m⁻² dygn⁻¹ uppmätts (Sternbeck et al., 2002). Mätningarna på Store mosse visar inga trender i materialet. I Lund avspeglar depositions kurvornas nivåer andelen referenssidesvindar, medan förhållandena är omvända i Vikingstad.

Torvproverna har en tydlig topp runt järnvägen i nedre skiktet på Store Mosse, medan ytan är plan. Halterna längst bort från spåret i det nedre skiktet sammanfaller med halterna i ytan. Intressant är att ythalten i Nässjö är densamma som på Store Mosse, medan endast en viss generell förhöjning kan märkas i det nedre skiktet. Antimon är det ämne där detta mönster är tydligast. Skillnaden skulle eventuellt kunna vara trafikrelaterad, såtillvida att eldrift i så fall sprider större mängder antimon än dieseldrift. Man måste även komma ihåg att trafikmängden är större på Store Mosse.

Miljö- och hälsorelevans

Antimon är, som tidigare nämnt, mycket toxiskt men mycket lite forskning är gjord avseende effekter i människa och miljö. Man vet dock att antimon påverkar lungor, lever och njurar och att det är kraftigt irriterande för mag-tarmkanalen. Antimon irriterar luftvägarna och längre exponeringar kan ge förändringar på

lungröntgenbilder. I djurförsök har antimon visat sig vara en carcinogen, men det har inte säkerställts att grundämnet skulle kunna orsaka cancer hos människan. Det finns rapporter om att antimon skulle kunna skada hjärtmuskulaturen, men det har inte visats med absolut säkerhet. Brännskador och irritation på hud och ögon samt irritation i övre luftvägarna har också påvisats (Montelius och Lindell, 2000).

Gränsvärdet för antimon i totaldamm är 0,5 mg m⁻³ (Arbetskyddsstyrelsen, 2000).

5.3 Jämförelse med gränsvärden

De gränsvärden som anges i diskussionen av enskilda metaller ovan avser normalt halter i luft och för arbetsmiljö, vilket egentligen gör dem omöjliga att jämföra med denna studies inriktning mot deponerade mängder metaller. För deposition av metaller finns idag inga gränsvärden satta. Enligt 9 § i (SNFS, 1994) finns dock gränsvärden för den årliga mängd metaller som högst får tillföras åkermark vid användning av avloppsslam, vilket vi här jämför med den tillförsel som sker via deposition vid järnvägen i Lund, där generella högst värden uppmätts. Gränsvärdena avser genomsnitt räknat för en sjuårsperiod. Metallmängderna anges i gram per hektar och år, vilket i tabell 12 räknats om till µg m⁻² och dygn för jämförelse med uppmätta värden närmast spåret i Lund.

Tabell 12 Jämförelse mellan gränsvärde (µg m⁻² och dygn) för tillförsel via avloppsslam till åkermark och deposition av metaller invid järnväg i Lund.

Metall	Gränsvärde för tillförsel via avloppsslam gällande från år 2000	Tillförsel via deposition invid järnväg i Lund (6,25 m)	Tillförsel via deposition invid järnväg i Lund (50 m)
Bly	6,8	0,5–3	0,5–2
Kadmium	0,21	0,01–0,2	0,03
Koppar (1)	82	1,5–41	2–7
Krom	11	0,7–4,0	1,5–2
Nickel	6,8	0,5–7,5	0,5–1,5
Zink	164	11–65	17–35

(1) För koppar kan större mängder godtas om det kan visas att den aktuella åkermarken där avloppsslam skall spridas behöver koppartillskott.

5.4 Inverkan av trafik och väder

Trafikmängderna på de tre mätlokalerna skiljer sig såtillvida att Lund har i genomsnitt 22 passager, Vikingstad 12 och Store Mosse 2 passager per trettimmarsperiod. Föroreningar som är relaterade till slitage av själva tågen, spår och ledning samt uppvirvling av damm från banvallen bör idealt återfinnas i högre halter i närheten av spåret vid högre trafikmängd. Detta förutsätter dock likartade meteorologiska förhållanden. Generellt kan detta sägas stämma väl för de mätningar som genomförts i denna undersökning, särskilt för mätpunkterna närmast spåret. Dock är inte skillnaderna i proportion till trafikskillnaderna, vilket tyder på att uppvirvling från banvallen av tidigare deponerat slitagematerial påverkar spridningen. Mätningarna på Store mosse är normalt de med lägst värden, följda av Vikingstad och Lund, som oftast har högst halter, även vid 25 meter, som är det närmsta gemensamma avståndet. Detta mönster är särskilt tydligt i depositionen i trattarna, medan flaskorna är något mer variabla.

Dominerande vindriktning under mätningen påverkar naturligtvis spridningen, vilket utnyttjats i analysen av vindandel kontra depositionsandel. De metaller som sprids från järnvägen deponeras i större utsträckning på läsidan av spåret. Tydligast är detta för mätningen Lund 2, då vinden under nästan 87 % av tiden blåste mot mätsidan, vilket dels gav tydligast gradienter och generellt högst värden närmast spåret. Man kan i det här sammanhanget även nämna andelen metall deponerat på mätsidan som exempelvis för mangan, järn och germanium handlar om mellan 85 och 90 % i just Lund 2-mätningen.

Kan man då utifrån denna undersökning dra några slutsatser om skillnader i föroreningsspridning mellan olika typer av järnvägssträckor? Föroreningsspridningens nivå och relation till järnvägen varierar relativt kraftigt mellan lokalerna. Faktorer som kan antas påverka detta är:

- tid på året och tillhörande väderförhållanden (vind, luftfuktighet, nederbörd, temperatur)
- trafikintensitet och -hastighet
- körmoment (bromsning, acceleration, jämn fart, sväng, raksträcka)
- typ av tågtrafik (diesel, el, godståg, persontrafik, tågtyper, typ av fraktat gods)
- banvallens sammansättning
- järnvägens ålder och historia

Mätningarna på Store Mosse utfördes under höst- och vintermånaderna med oftast kall och fuktig väderlek, tidvis snö och längs en järnväg med, i förhållande till de två andra lokalerna, lite trafik, som inte bromsar. Närmsta avståndet för mätningarna var 16 meter. Mätningarna i Lund utfördes å andra sidan under varma juni och juli längs södra stambanan med hög trafikintensitet längs en bromssträcka med närmsta mätavstånd 6,25 m. Det är tämligen uppenbart att jämförelser kan vara svåra att göra. Samtidigt är de olika mätningarna exempel på ytterligheter. Vissa metaller kan, trots de sämre spridningsförutsättningarna, ändå påvisas vara relaterade till järnvägen även på Store Mosse. Troligtvis hade resultaten varit avsevärt tydligare om de yttre förutsättningarna varit desamma som i Lund. Det stora antalet metaller som visar en relation till järnvägen i Lund, jämfört med såväl Vikingstad som Store Mosse antyder dock att bromssträckan kan vara en källa till fler metaller än sträckor där bromsning inte utförs i samma omfattning. Lokalen vid Vikingstad är en fullfartssträcka för interregionala tåg,

men är även bromssträcka för lokala tåg som stannar i Vikingstad. Möjligen kan lokaltågens bromsning vara källan till den höga vertikala depositionen och mycket tydliga trenden av antimon (Sb) på lokalen. Antimon har påvisats i bromsbelägg för såväl väg- som spårtrafik.

6 Slutsatser

Från resultaten av denna studie kan dras följande slutsatser:

- Resultaten tyder på att åtminstone 15 metaller i olika grad har järnvägen som källa i någon eller några av de tre försökslokalerna (Fe, As, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Ga, Ge, Nb, Mo, Rh och Sb).
- Många av dessa metaller har kända källor i järnvägs miljön, t.ex. järn (Fe), mangan (Mn) och koppar (Cu), medan andra har mindre klarlagda källor och spridningsvägar, t.ex. germanium (Ge), antimon (Sb), gallium (Ga) och vanadin (V).
- Depositionen av de metaller som visar en gradient avtar exponentiellt från järnvägen och har planat ut inom 50-100 meter från järnvägen.
- Många metallhalter i undersökningen överskrider halterna från en bakgrundlokal (Gårdsjön). I Lund överskrids de i samtliga mätningar, i Vikingstad av de flesta samt i Store Mosse av mer än hälften. Detta pekar dock i sig inte ut järnvägen som ensamt ansvarig, då lokalerna (främst Lund och Vikingstad) ligger i mer antropogent påverkade omgivningar.
- Medelhalter av As, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Sr och Zn överskrider i Lund halter från urban miljö på Södermalm i Stockholm. Detsamma gäller för As, Pb, Cd, Cr, Mn, Ni och Sr i Vikingstad och på Store Mosse för As och Sr.
- Jämförelse med gränsvärden (gällande tillförsel av avloppsslam till åkermark) visar att depositionen av kadmium och nickel som mest tangerar respektive överskrider gränsvärden. Bly, koppar, krom och zink når som mest upp till ungefär halva gränsvärdet.
- Spridningen är relaterad till väder- och trafikförhållanden. Torrare och varmare väder i kombination med högre trafikfrekvens (Lund) ger tydligare samband än fuktigt, kallt väder med låg trafikintensitet (Store Mosse).
- Studierna av den förhärskande vindriktningens inverkan visar att vinden tycks vara en viktig spridningsmekanism för järnvägsrelaterade metaller.
- För att kunna generalisera resultaten till att gälla hela järnvägsnätet krävs ytterligare förståelse av de mekanismer som ligger bakom uppkomsten (slitaget) och spridningen av metallerna.

7 Forskningsbehov

Denna studie är i mångt och mycket att betrakta som en pilotstudie, där utformning av försök, analyser och databearbetning har måst anpassats efter, under projektets gång, uppkomna problem. Därav följer naturligtvis en viss efterklokhet angående vad som kunde gjorts bättre, men även många tankar om hur forskningen skall drivas vidare. Skall resultaten kunna generaliseras och användas för att bedöma föroreningssituationen även under andra förutsättningar än som förekommit i denna pilotstudie krävs en större kunskap om källorna, spridningsmekanismerna och den rumsliga och tidsmässiga variationen. Detta förutsätter studier av dels högre geografisk och dels högre tidsmässig upplösning.

Det är av vikt att klarlägga källorna till de metaller som sprids. För att spåra dessa krävs analyser av de komponenter som ingår i ett järnvägssystem på en eller flera lokaler. Varje typ av tåg behöver en ”innehållsförteckning” för de delar av tåget som slits (bromsar, hjul, strömvtagare). Likaså behövs en innehållsförteckning för järnvägskomponenterna (räls, strömledning och banvallsmassa). Eventuellt kan järnvägskomponenterna spåras med hjälp av isotoper. I ett sådant arbete bör en uppskattning av slitagemängderna göras genom uppskattningar och beräkningar baserat på underhåll av tåg och järnväg för att mängdförhållandena skall kunna bedömas. Noggrannare depositionsämätningar under olika årstider och väderförhållanden kan underlätta bedömningen av vad som virvlas upp från banvall och vad som emitteras primärt. Är banvallen blöt, virvlas inget material upp, medan det som slits från t.ex. bromsar kan spridas till omgivningen ändå. Banvallens tillstånd bör därför registreras av observatör. Sådana mätningar bör även utföras med betydligt högre tidsupplösning än hittills i syfte att kunna analysera vilka faktorer som styr de olika spridningsmekanismerna. Kunskap om föroreningarnas spridningsmekanismer är central för att kunna utarbeta spridningsmodeller som underlag för kommande miljömedicinska bedömningar.

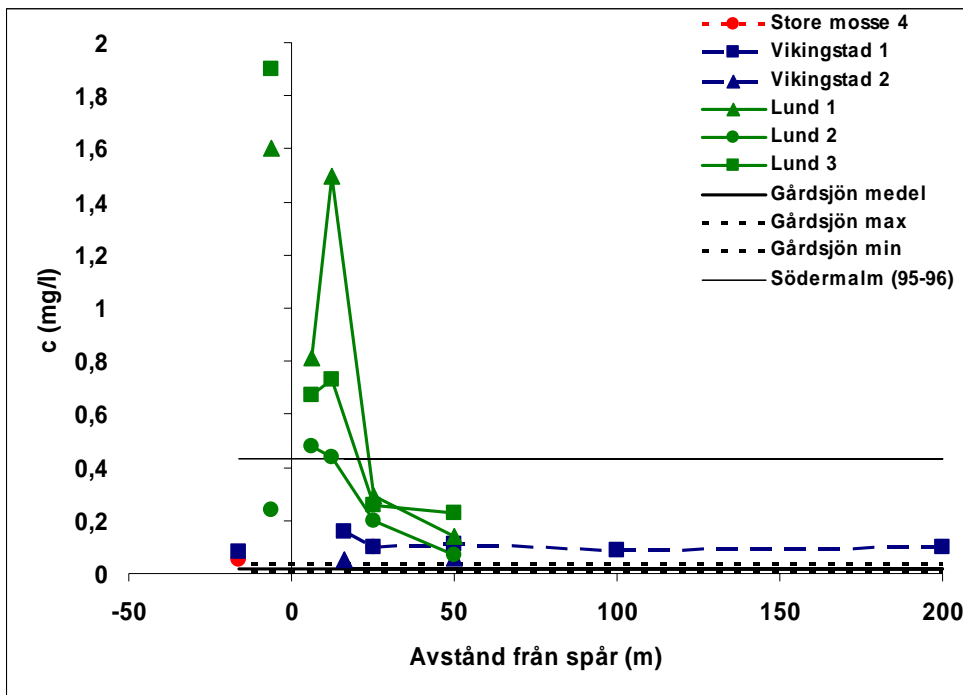
Ett aktuellt ämne är luftens innehåll av inandningsbara partiklar, s.k. PM_{10} . Införandet av en miljö kvalitetsnorm för dessa partiklar föranleder att undersökningar av halter bör genomföras där överskridande av normen kan misstänkas. Nyligen publicerade studier (Johansson et al., 2001; Christensson et al., 2002) visar att halterna av PM_{10} är oroväckande höga på tunnelbanestationer och att dammet kan spåras till slitage av såväl hjul och räler som bromsbelägg. Då detta projekt initierades hade intresset för PM_{10} i samband med slitage och järnvägstrafik ännu inte uppmärksammats, varför fokus kom att hamna på de kemiska analyserna. Det får dock anses som viktigt att nu även studera partikelspridningen i termer om masskoncentration, antal och storleksfördelningar som komplement till den kemiska karaktäristiken. Då miljö kvalitetsnormen är direkt hälsobaserad är det naturligtvis särskilt viktigt att studera PM_{10} från tågtrafik i miljöer där befolkningen exponeras, t.ex. på stationer i tunnlar och ovan mark, där bostäder ligger nära järnvägen och på bangårdar.

8 Referenser

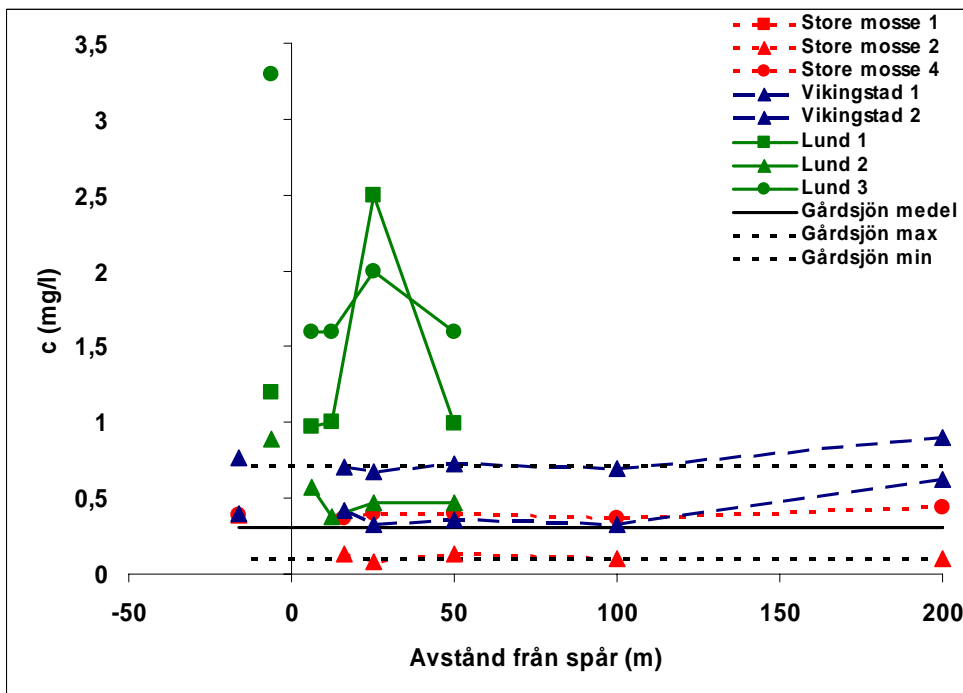
- Andersson, E: **Energiförbrukning och luftföroreningar av eldriven tågtrafik.** KFB & VTI forskning/research 14. No 2, pp. 78–80. 1995.
- Arbets- och miljöskyddsstyrelsen: **Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar.** 2000.
- Arbets- och miljömedicin: **Webbplats, Akademiska sjukhuset, Uppsala.** 2002.
- Barth, M. J and Tadi, R. R: **Emission Comparison Between Truck and Rail: Case Study of California I-40.** Transportation Research Record. Vol 1520. pp. 44–52. 1996.
- Barth, M. J, Younglove, T. and Tadi, R. R: **Emissions Analysis of Southern California Metrolink Commuter Rail.** Transportation Research Record. Vol 1520, pp. 53–62. 1996.
- Burman, L. och Johansson, C: **Tungmetaller i nederbörd på Södermalm.** 4. Miljöförvaltningen i Stockholm. Stockholm. 2000.
- Christensson, B, Sternbeck J och Ancker, K: **Luftburna partiklar – partikelhalter, elementsammansättning och emissionskällor.** A22147. SL Infrateknik AB. 2002.
- Elinder, C-G. och Piscator, M: **Kemiska miljöfaktorer, metaller.** Göteborgs universitet, Miljömedicin. 2002.
- Eriksson, J: **Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda.** Rapport 5148. Naturvårdsverket. 2001.
- Eriksson, J och Andersson, A: **Tillståndet i svensk åkermark.** Rapport 4778. Naturvårdsverket. 1997.
- Glivberg, G: **Bromsbelägg/Bromsdamm.** Rapport 1116/96. SJ. 1996.
- Glivberg, G: **Personlig kontakt.** 2003.
- Gustafsson, M: **Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön.** VTI meddelande 910. Statens väg- och transportforskningsinstitut. Linköping. 2001.
- Gustafsson, M. E. R: **Aerodynamic investigation of the Cour's pollen filter.** Grana. Vol 37. No 5, pp. 311–318. 1998.
- IMM: **Webbplatsen "Riskweb", IMM, Karolinska institutet, Stockholm.** 2002.
- Johansson, C och Burman, L: **Metaller i luft och nederbörd i Stockholms stad.** SLB analys och Miljöförvaltningen i Stockholm. Stockholm. 1998.
- Johansson, C, Johansson, P-Å och Sjövall, B: **Partikelhalter i Stockholms tunnelbana.** Nr 2:2001. SLB-analys, Miljöförvaltningen i Stockholm. Stockholm. 2001.
- Kindbom, K, Svensson, A, Sjöberg, K och Persson, C: **Nationell miljöövervakning av luft- och nederbördskemi 1997, 1998 och 1999.** IVL Rapport 1420. IVL Svenska miljöinstitutet AB. 2001.
- Kordelius, L: **Ang dammproblem för fjärrtåg på Arlanda (Sky City).** PM, Previa. 2000.
- Lindström, A och Rossipal, B: **Emissioner från landsvägs- och järnvägstrafik.** Examensarbete Trita-Kut 3039. Dept. of Land Improvement and Drainage. Stockholm. 1987.
- Löfroth, M: **Våtmarkerna och deras betydelse.** Rapport 3824. Naturvårdsverket. 1991.
- Montelius, J och Lindell, B: **Vetenskapliga underlag för hygieniska gränsvärden 21.** 2000:21. Arbetslivsinstitutet. 2000.

- Naturvårdsverket: **Kungörelse om Store Mosse nationalpark, SNFS 1982:2.** 1982.
- SNFS: **Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket.** 1994:2. 1994.
- SOU: **Metaller och metallföreningar.** SOU 2000:53. 2000.
- Sternbeck, J: **Upptredande och effekter av koppar i mark och vatten.** B1349. IVL. Stockholm. 2000.
- Sternbeck, J, Palm, A och Kaj, L: **Antimon i Sverige – användning, spridning och miljöpåverkan.** B1473. IVL. 2002.
- Sternbeck, J, Sjödin, Å och Andreasson, K: **Spridning av metaller från vägtrafik.** B1431. IVL. 2001.
- Sternbeck, J och Östlund, P: **Nya metaller och metalloider i samhället.** B 1332. IVL. 1999.
- Svensson, A: **Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 2000 och 2001.** IVL Rapport IVL Svenska miljöinstitutet AB. Göteborg. 2003.

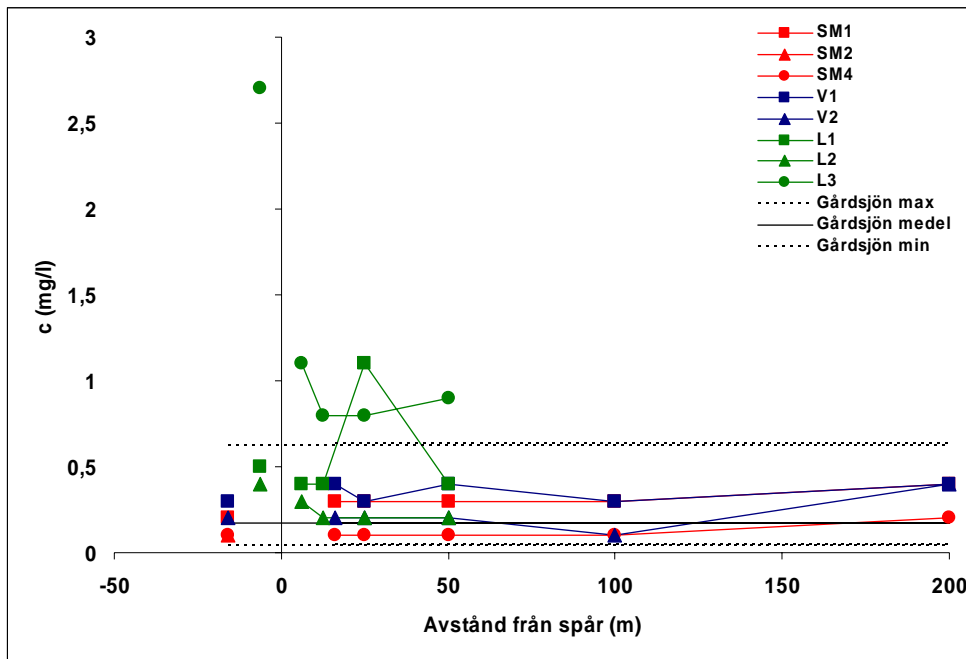
Haltprofiler



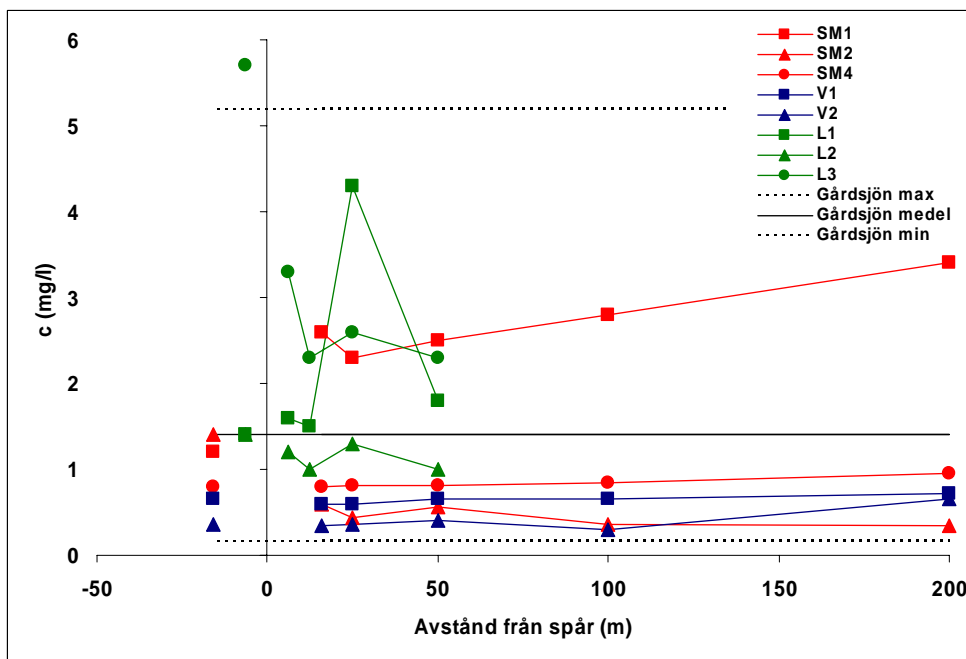
Figur 1 Järn.



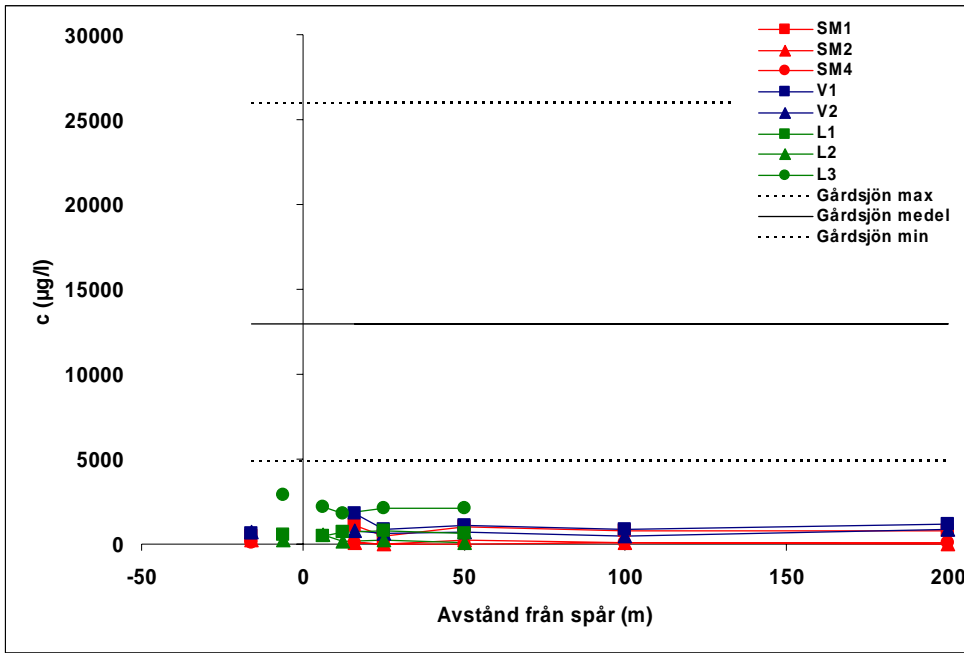
Figur 2 Kalcium.



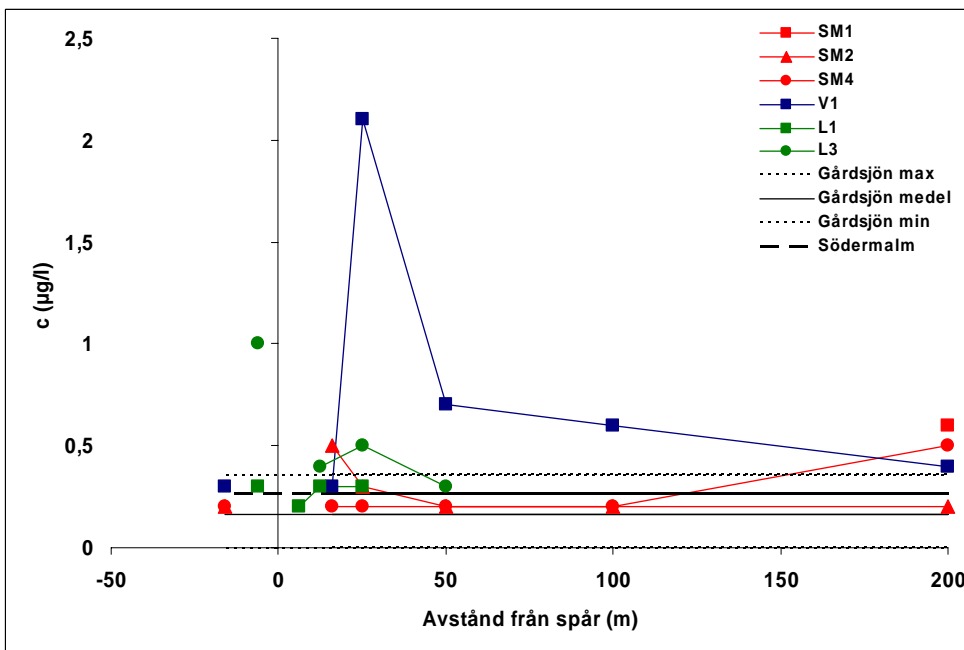
Figur 3 Magnesium.



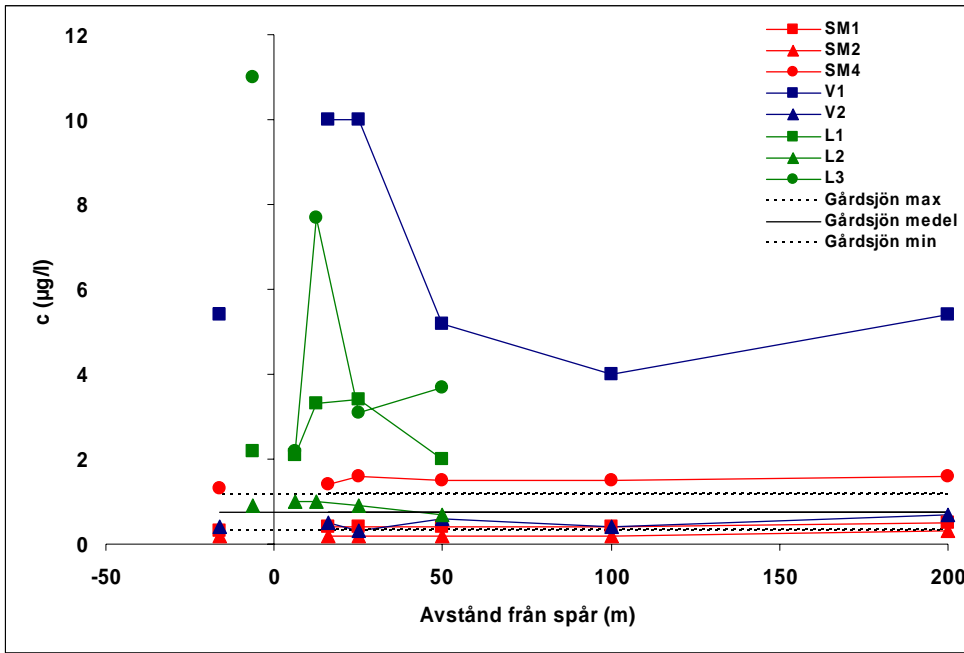
Figur 4 Natrium.



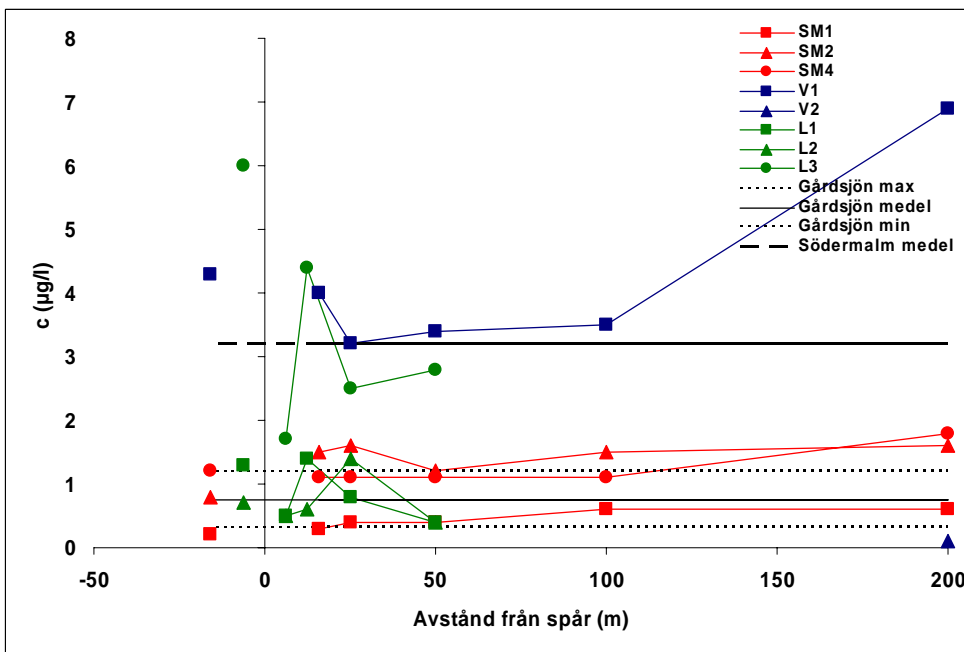
Figur 5 Aluminium.



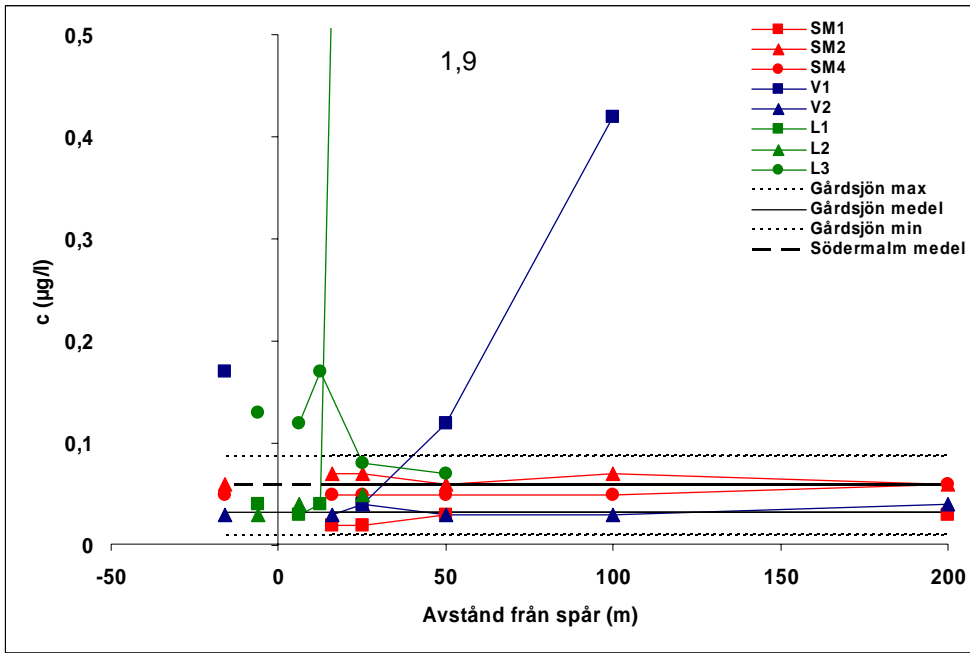
Figur 6 Arsenik.



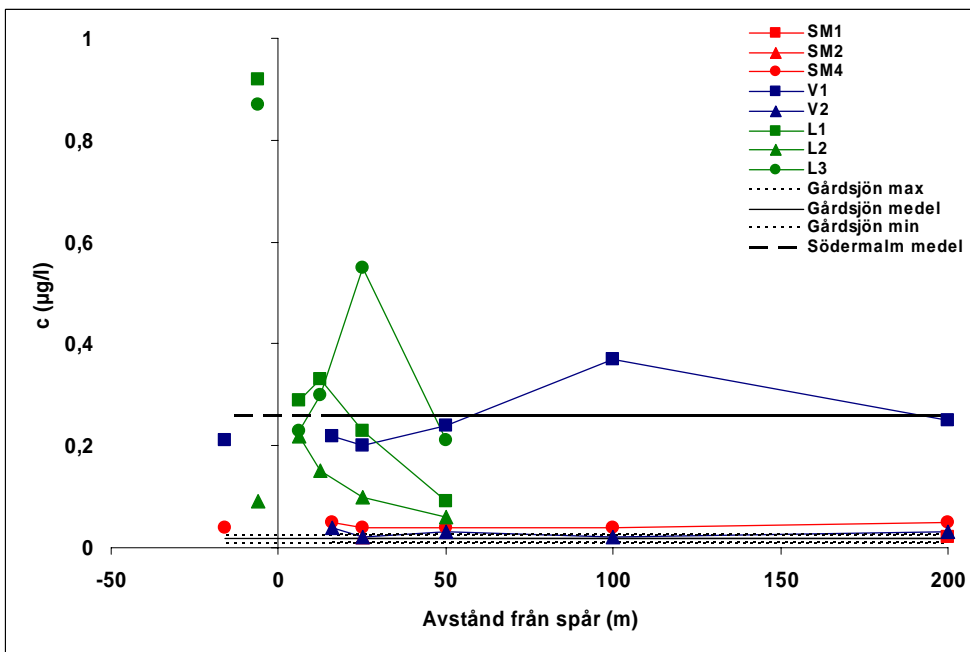
Figur 7 Barium.



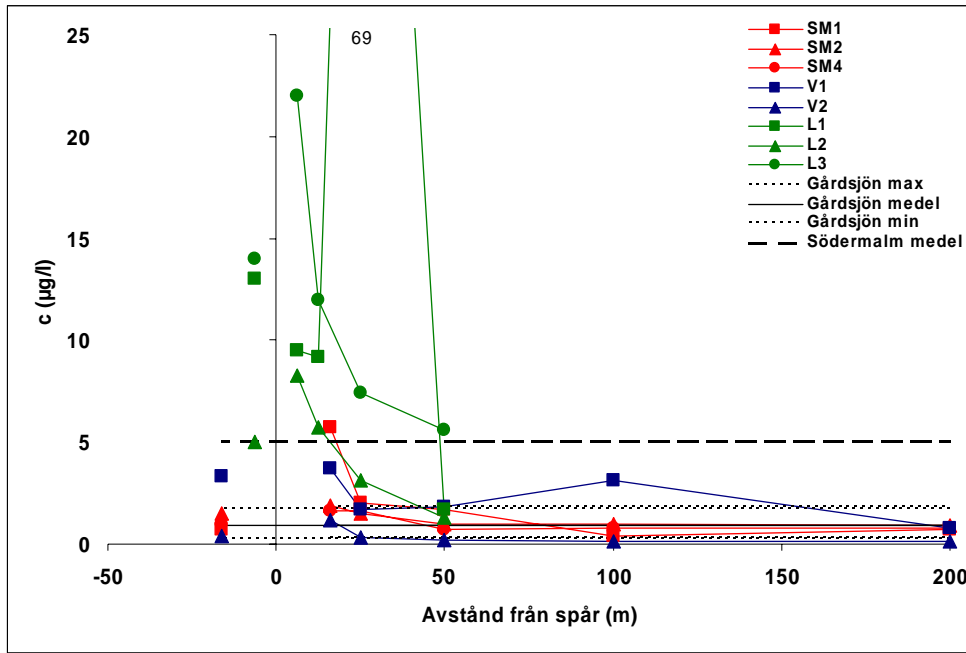
Figur 8 Bly.



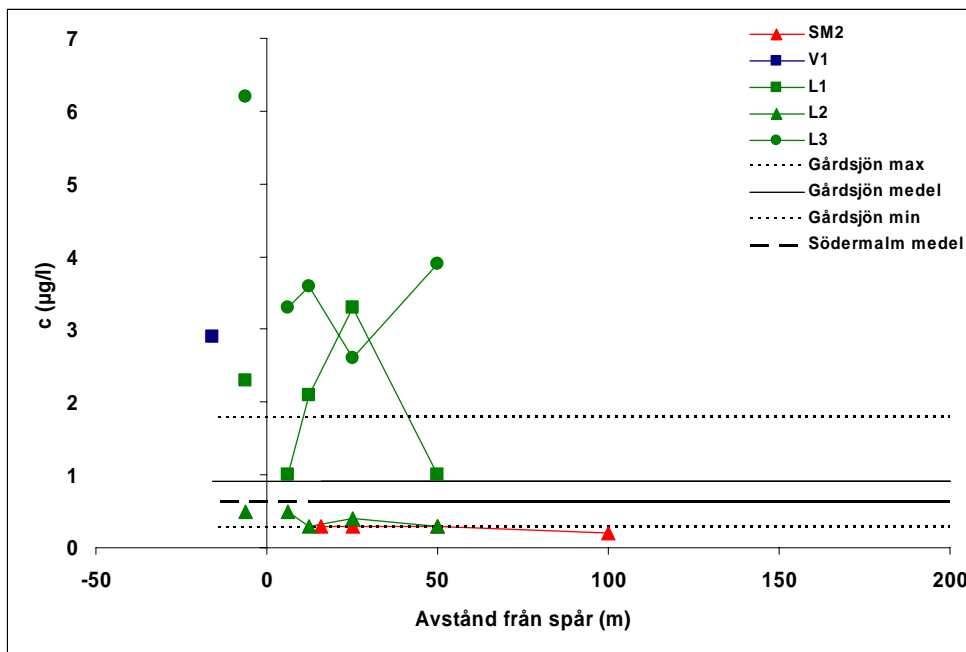
Figur 9 Kadmium.



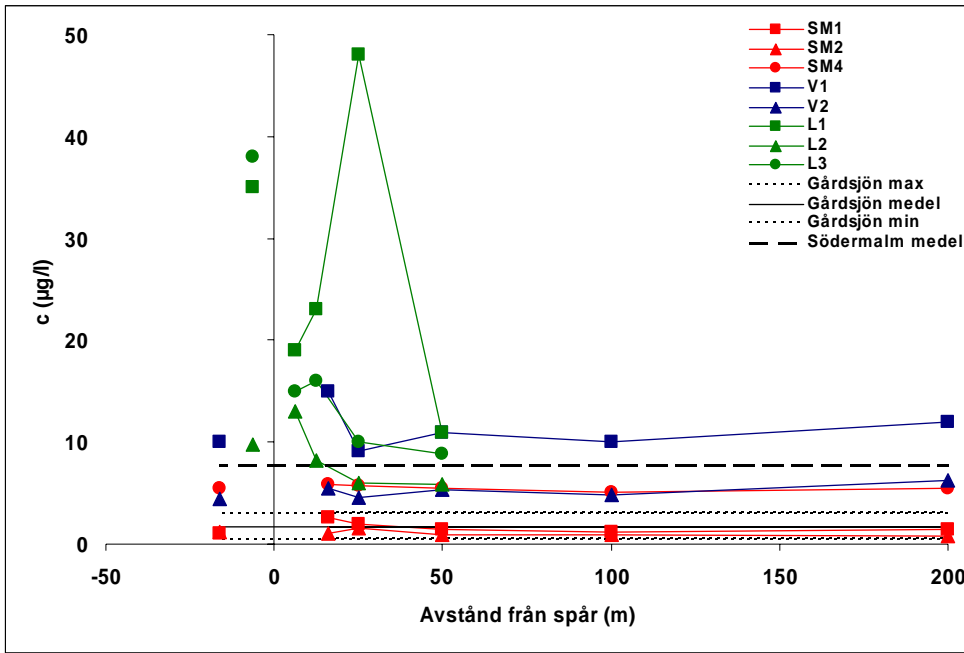
Figur 10 Kobolt.



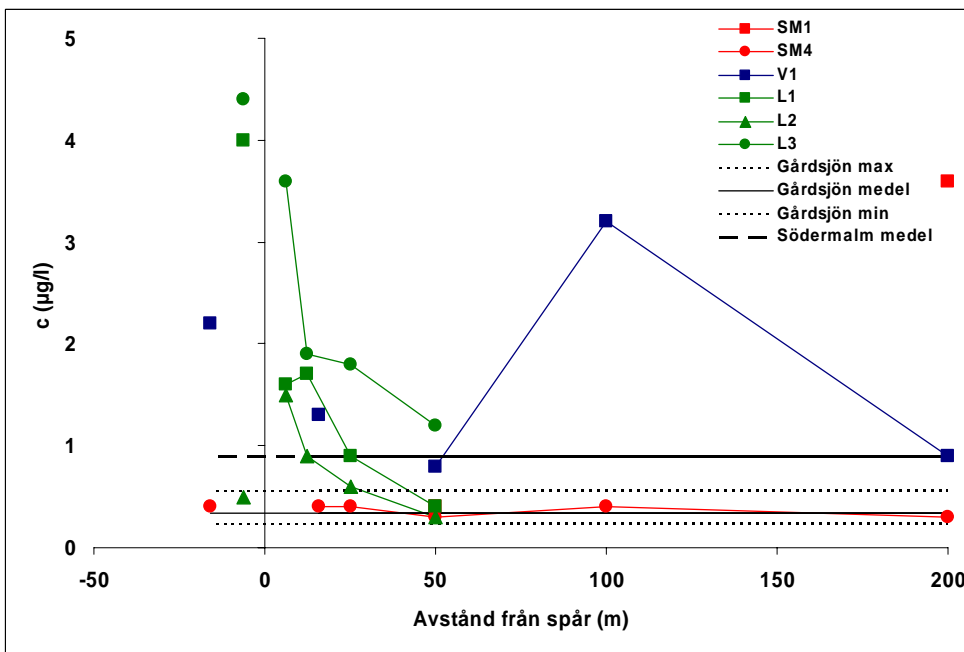
Figur 11 Koppar.



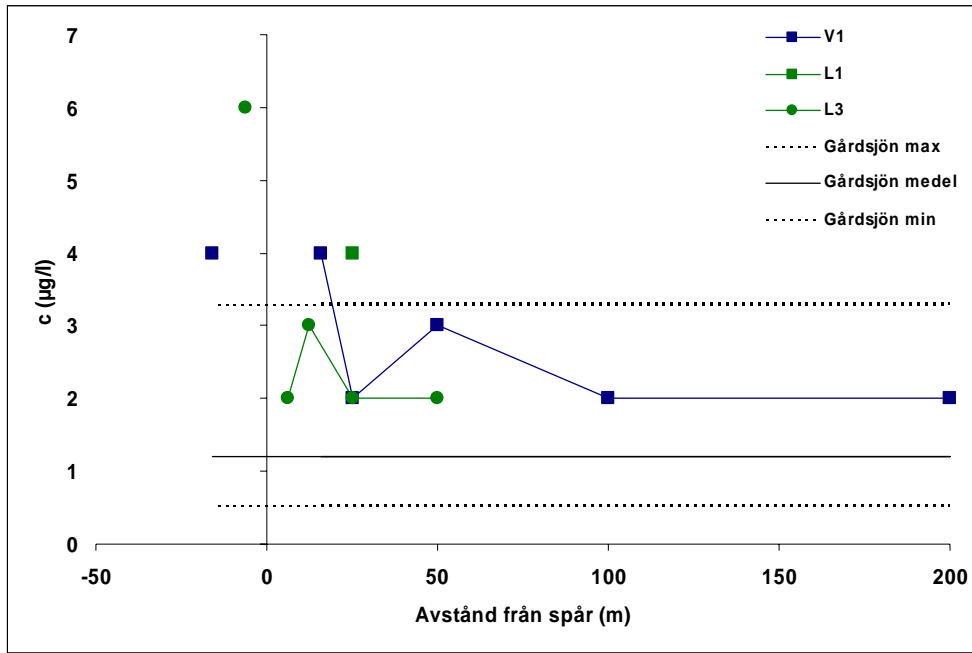
Figur 12 Krom.



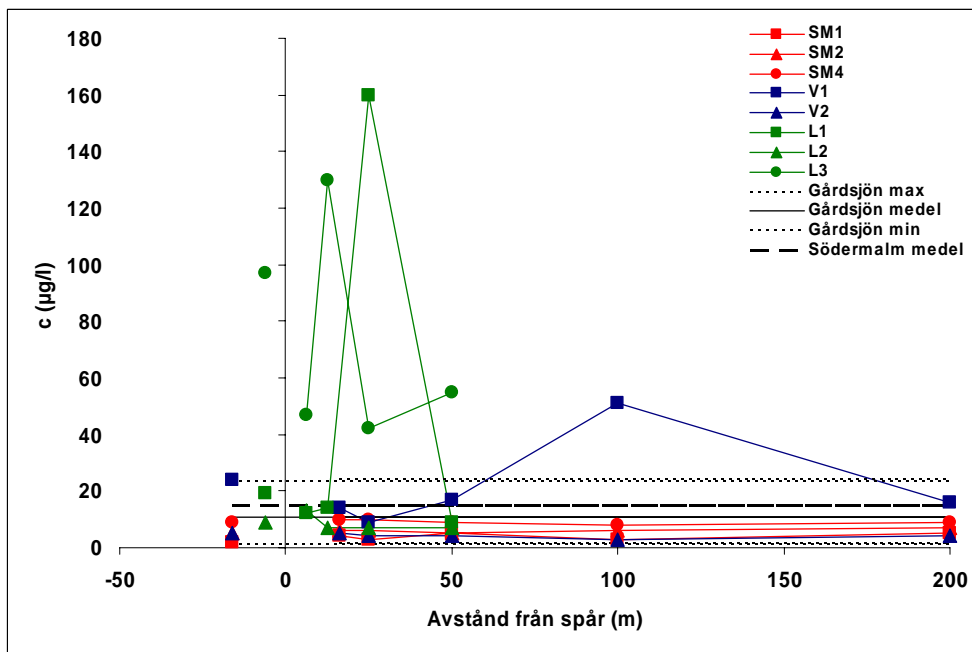
Figur 13 Mangan.



Figur 14 Nickel.

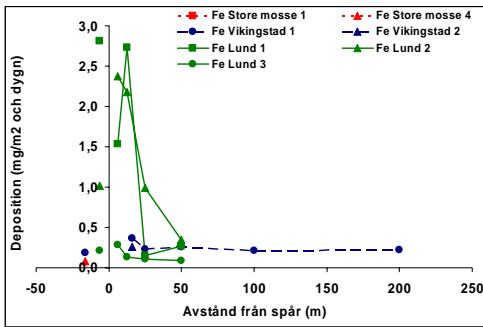


Figur 15 Strontium.

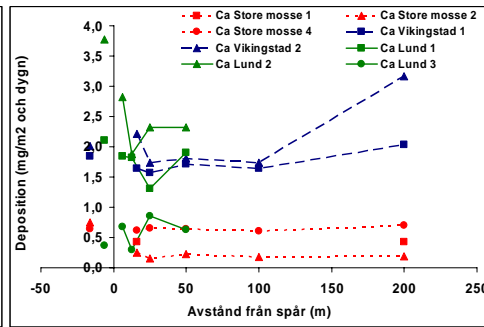


Figur 16 Zink.

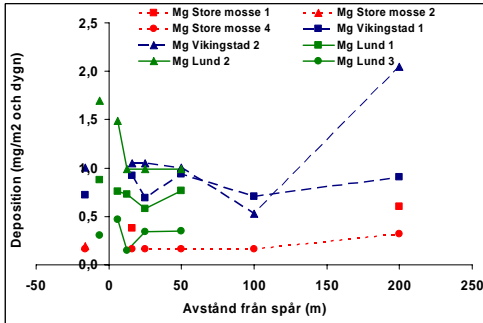
Depositionsprofiler



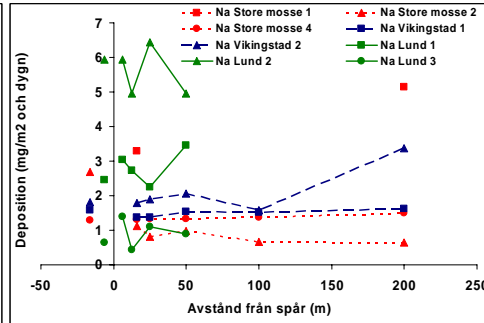
Figur 17 Järn.



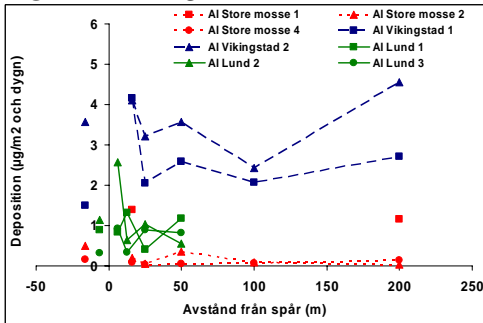
Figur 18 Kalcium.



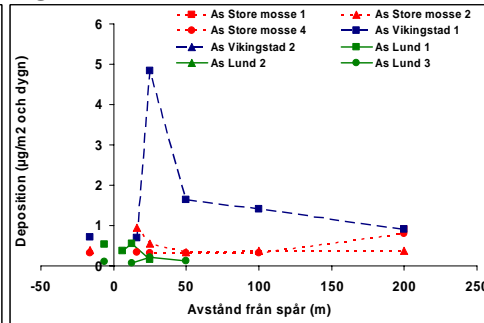
Figur 19 Magnesium.



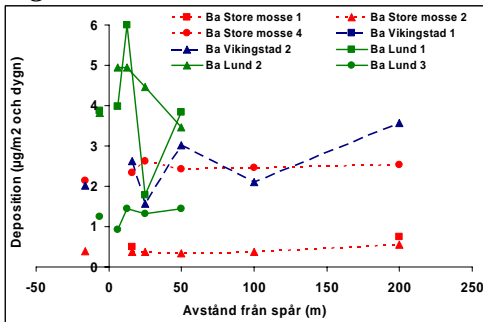
Figur 20 Natrium.



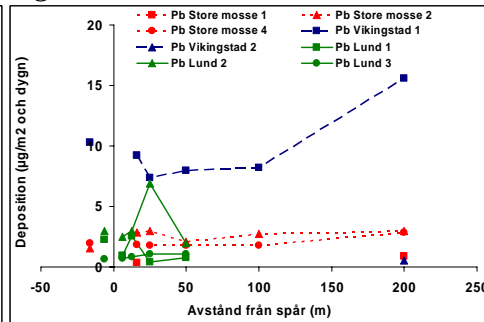
Figur 21 Aluminium.



Figur 22 Arsenik.

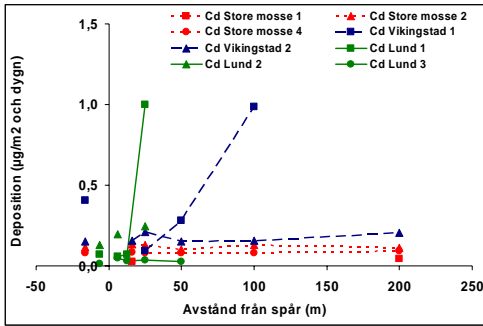


Figur 23 Barium.

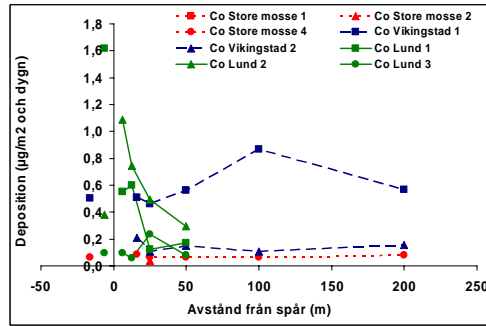


Figur 24 Bly.

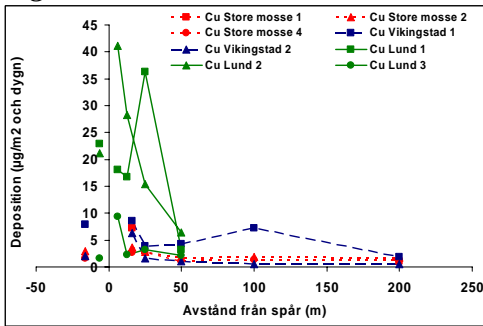
Bilaga 2
Sid 2 (2)



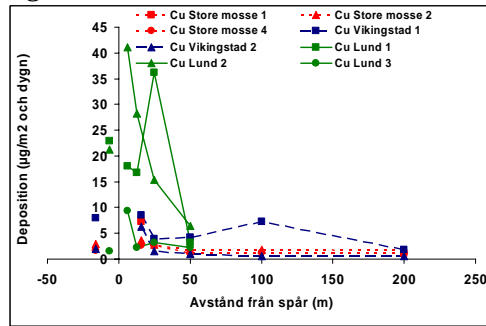
Figur 25 *Kadmium.*



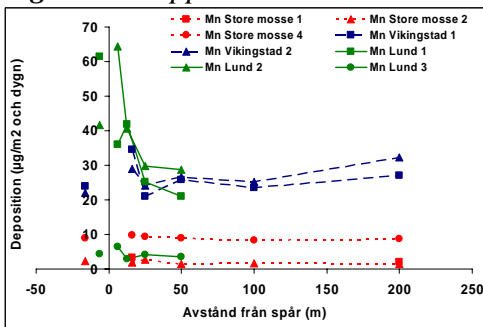
Figur 26 *Kobolt.*



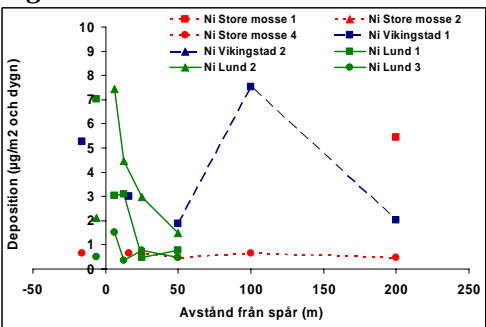
Figur 27 *Koppar.*



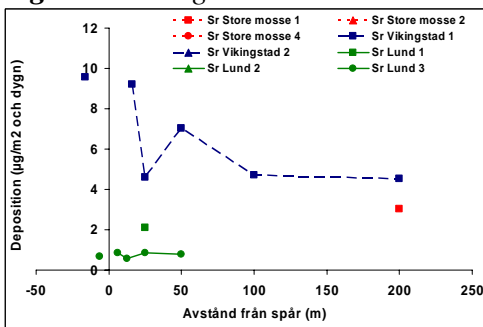
Figur 28 *Krom.*



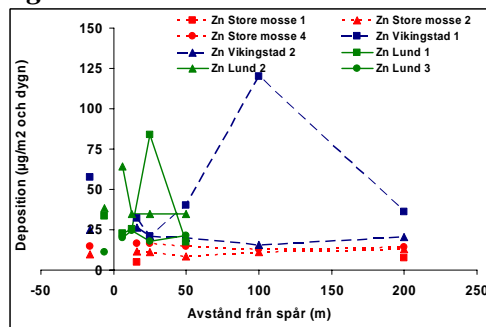
Figur 29 *Mangan.*



Figur 30 *Nickel.*

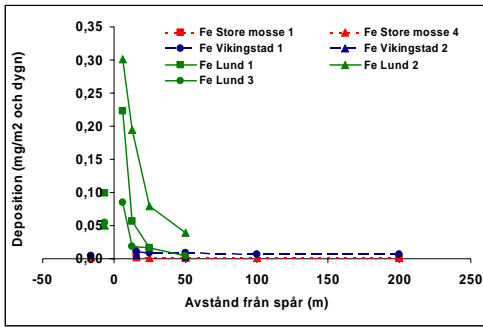


Figur 31 *Strontium.*

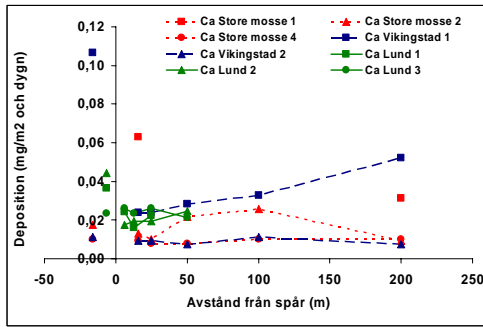


Figur 32 *Zink.*

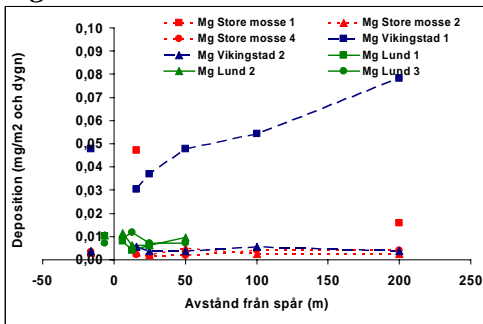
Metalldeposition i trattar.



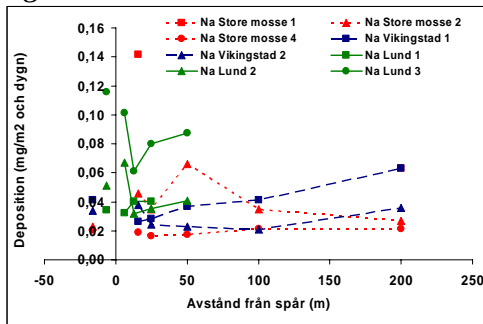
Figur 33 Järn.



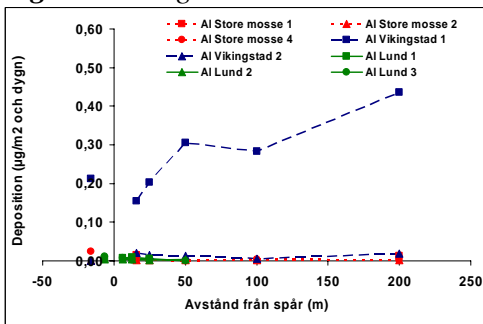
Figur 34 Kalcium.



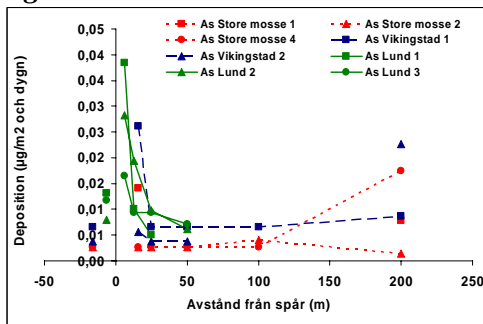
Figur 35 Magnesium.



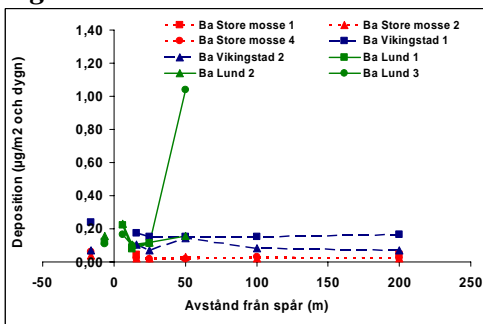
Figur 36 Natrium.



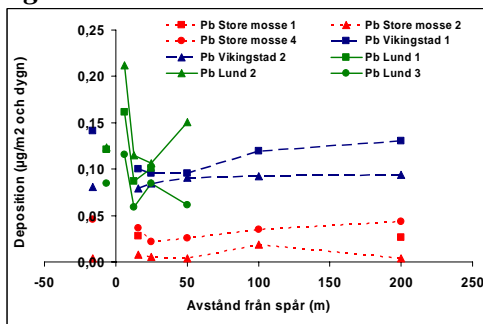
Figur 37 Aluminium.



Figur 38 Arsenik.

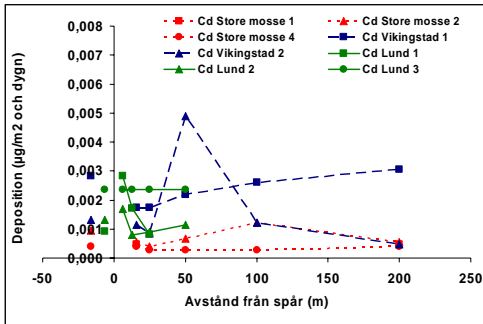


Figur 39 Barium.

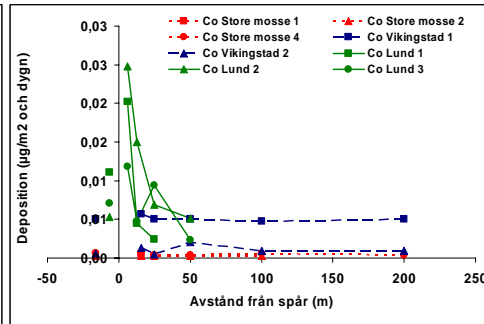


Figur 40 Bly.

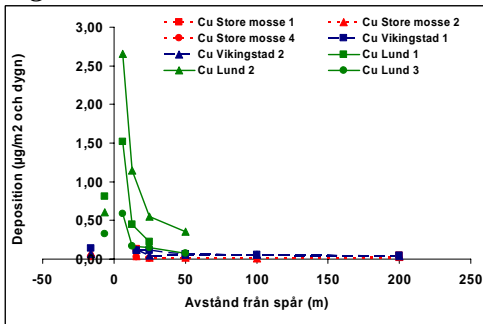
Bilaga 3
Sid 2 (2)



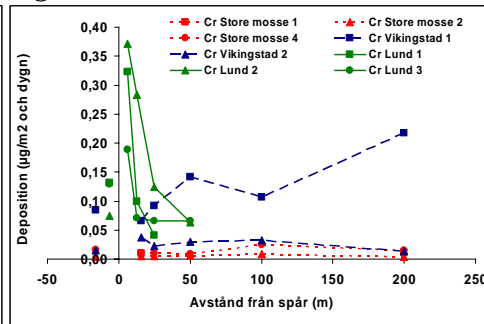
Figur 41 *Kadmium.*



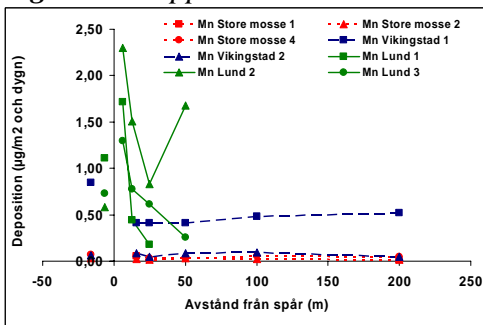
Figur 42 *Kobolt.*



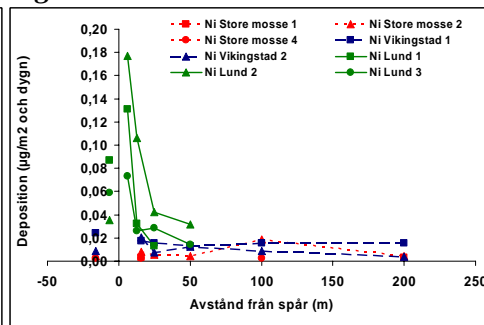
Figur 43 *Koppar.*



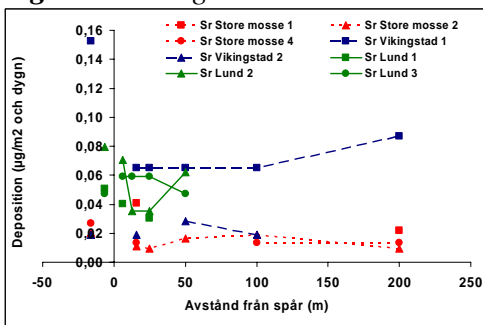
Figur 44 *Krom.*



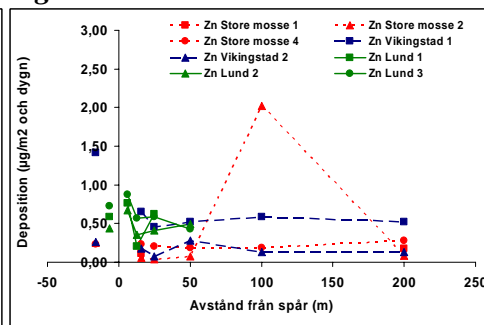
Figur 45 *Mangan.*



Figur 46 *Nickel.*

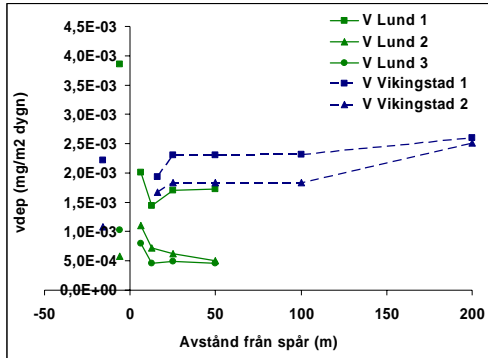


Figur 47 *Strontium*

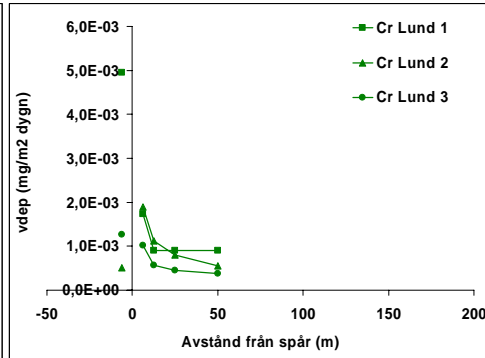


Figur 48 *Zink.*

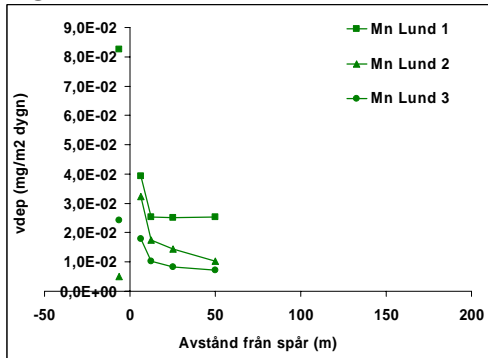
Metalldeposition på filter



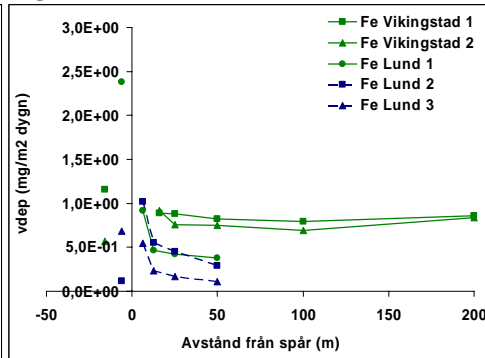
Figur 49 Vanadin.



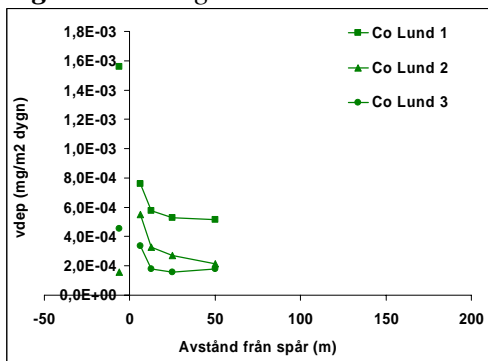
Figur 50 Krom.



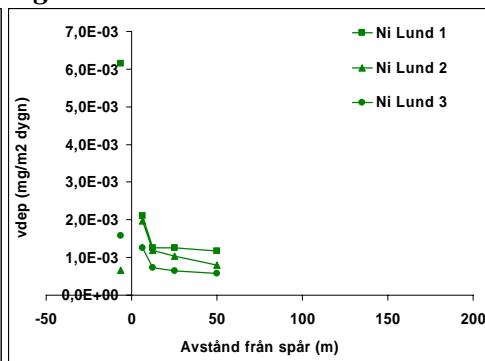
Figur 51 Mangan.



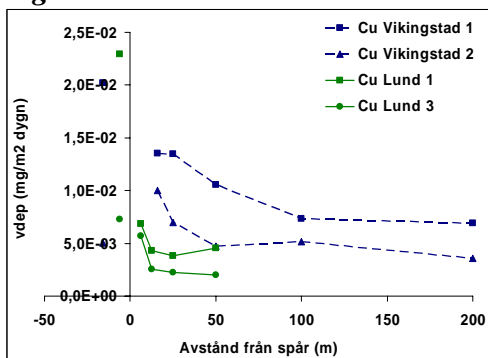
Figur 52 Järn.



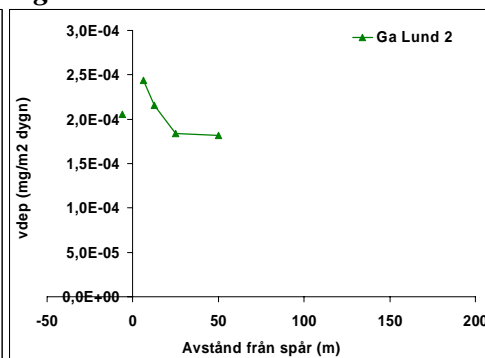
Figur 53 Kobolt.



Figur 54 Nickel.

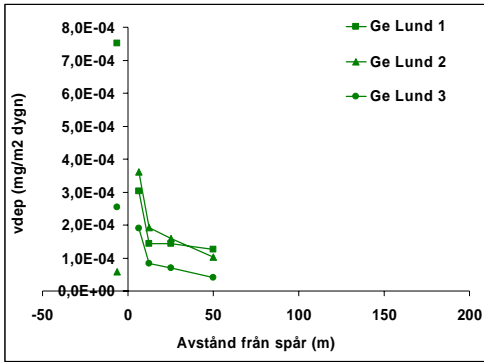


Figur 55 Koppar.

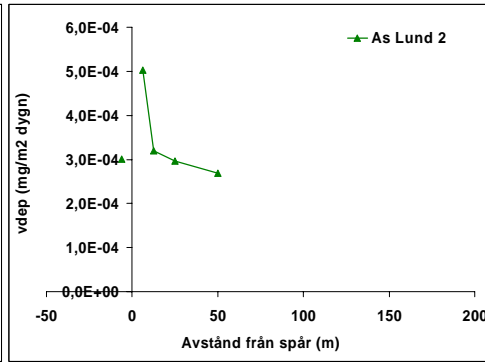


Figur 56 Gallium.

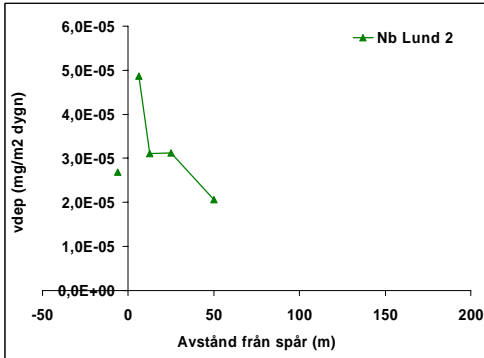
Bilaga 4
Sid 2 (2)



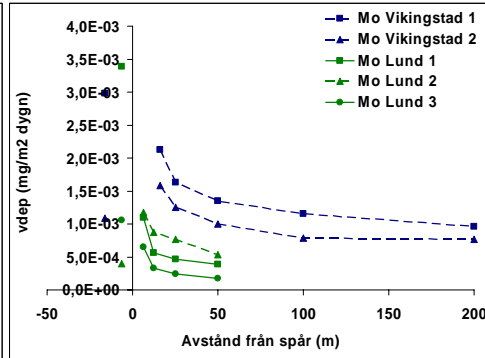
Figur 57 Germanium.



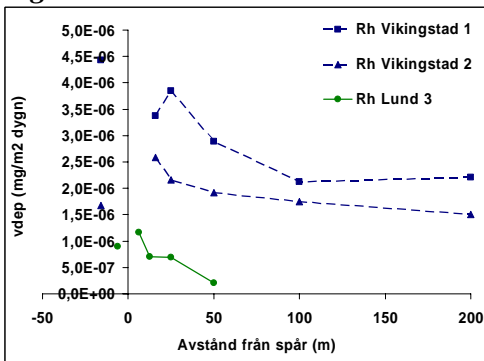
Figur 58 Arsenik.



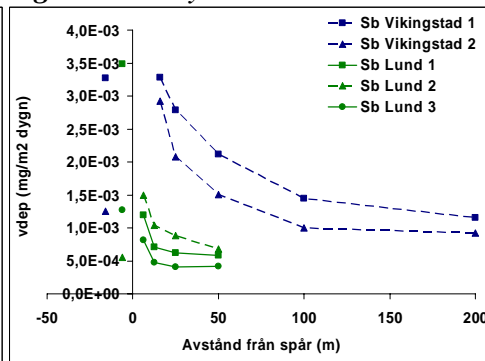
Figur 59 Niob.



Figur 60 Molybden.

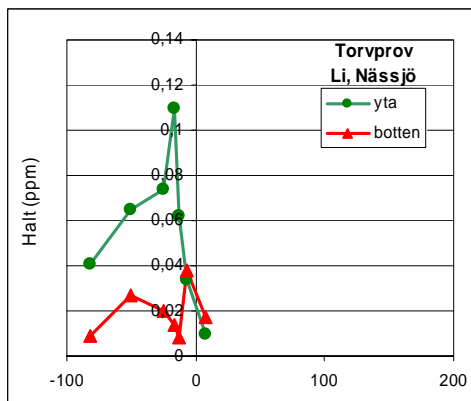
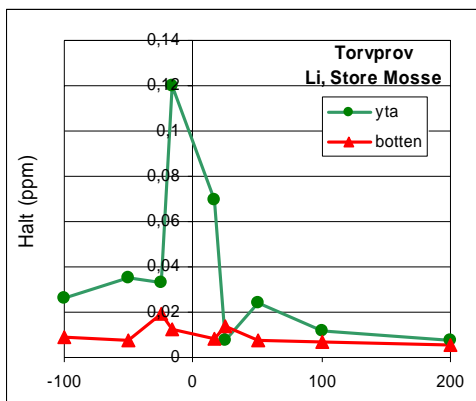


Figur 61 Rodium.

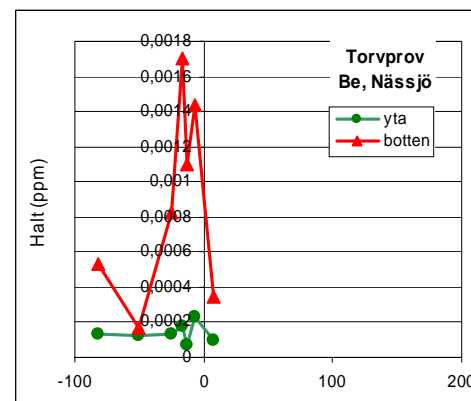
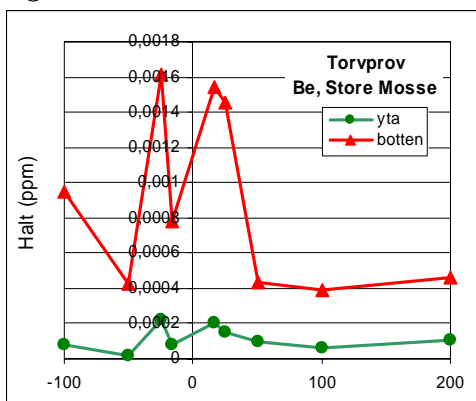


Figur 62 Antimon.

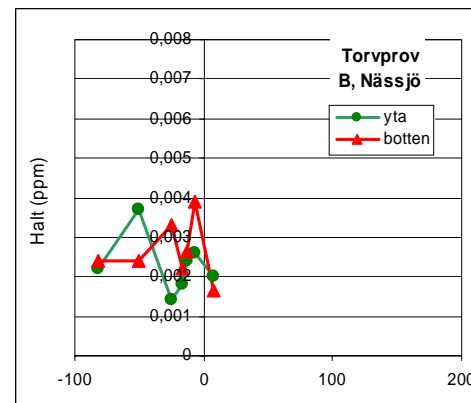
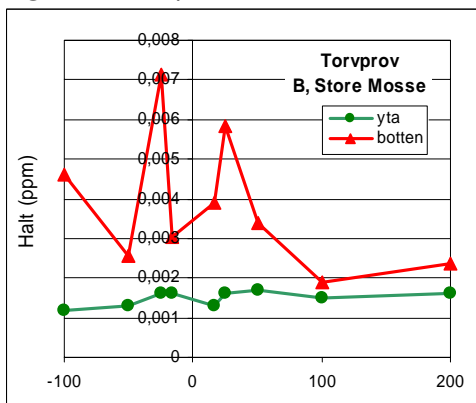
Torvprover



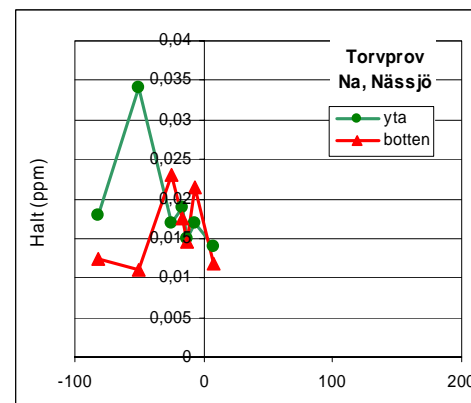
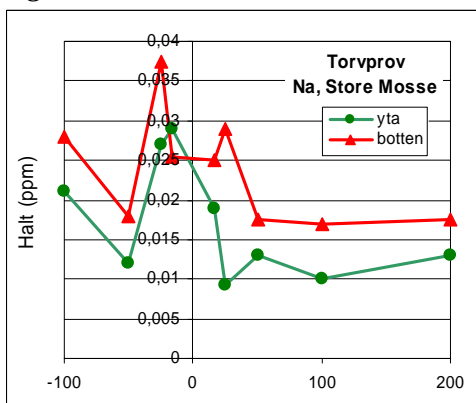
Figur 63 Litium.



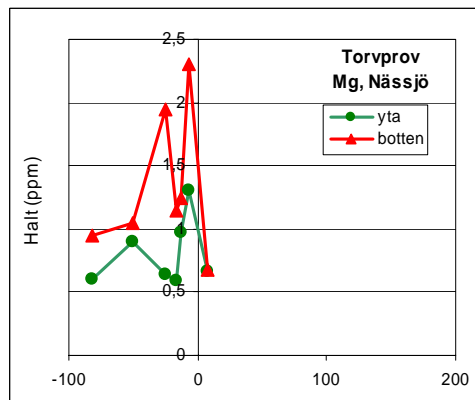
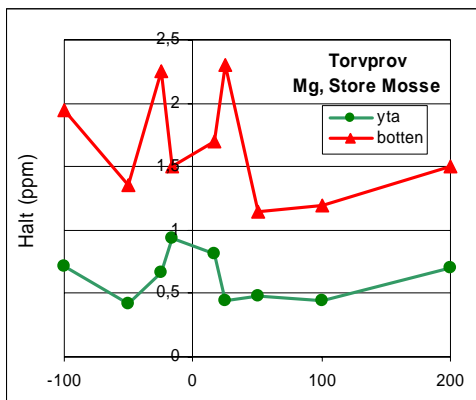
Figur 64 Beryllium.



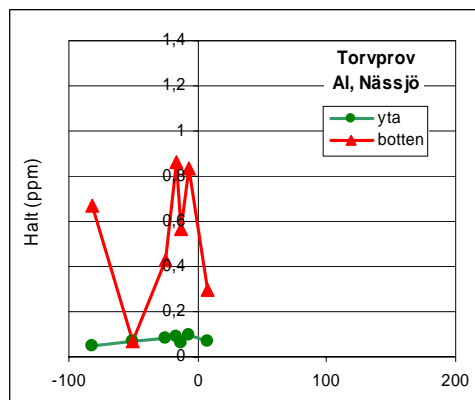
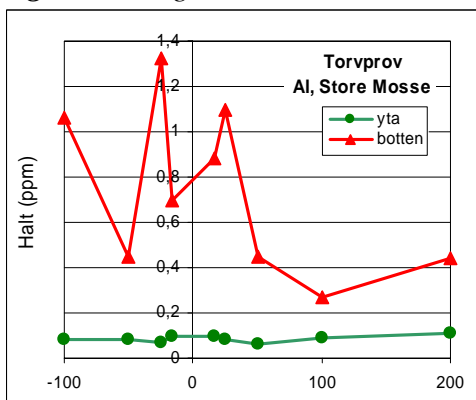
Figur 65 Bor.



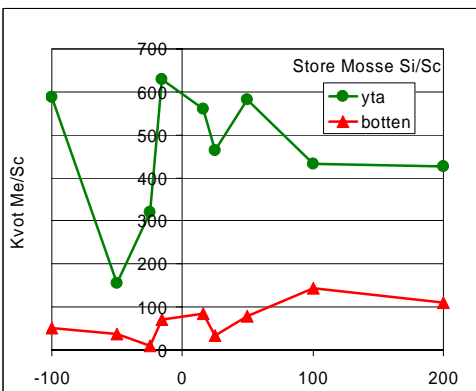
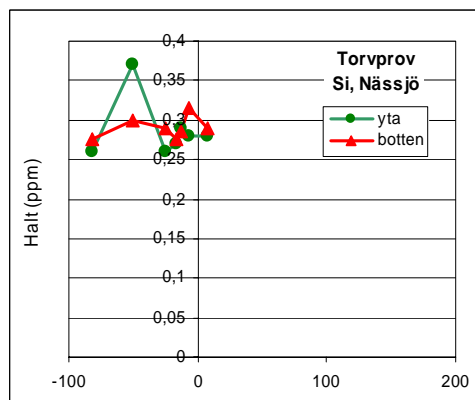
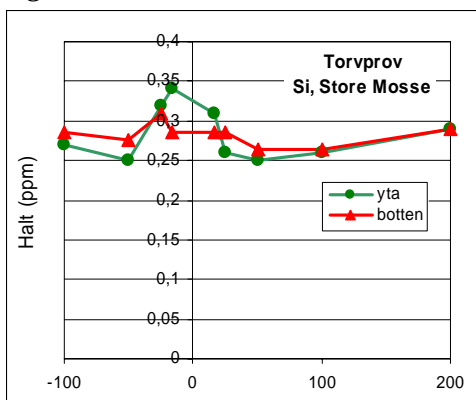
Figur 66 Natrium.



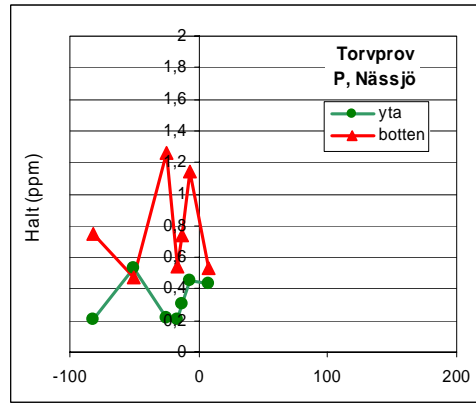
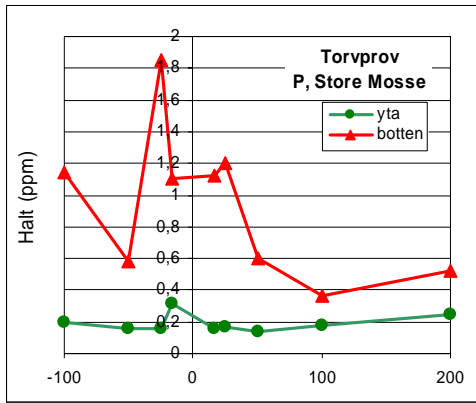
Figur 67 Magnesium.



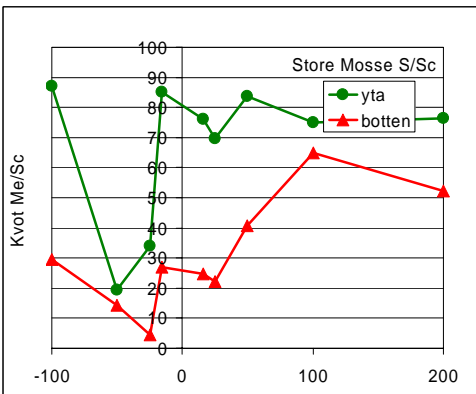
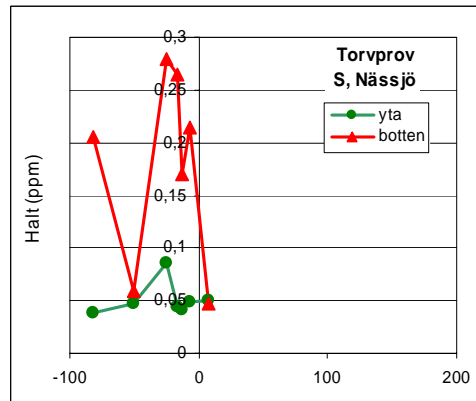
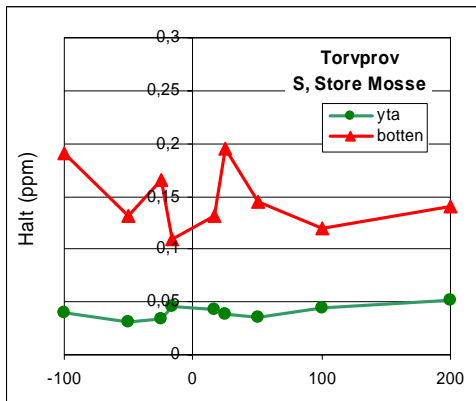
Figur 68 Aluminium.



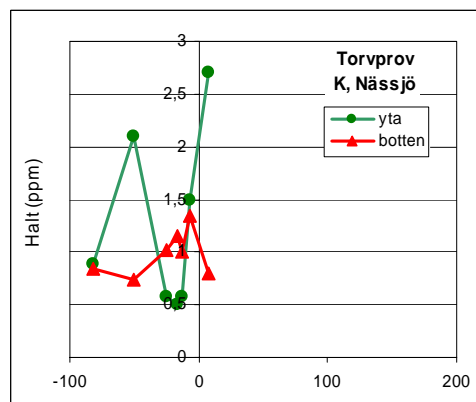
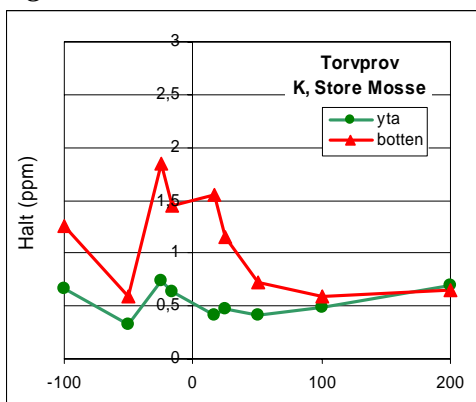
Figur 69 Kisel.



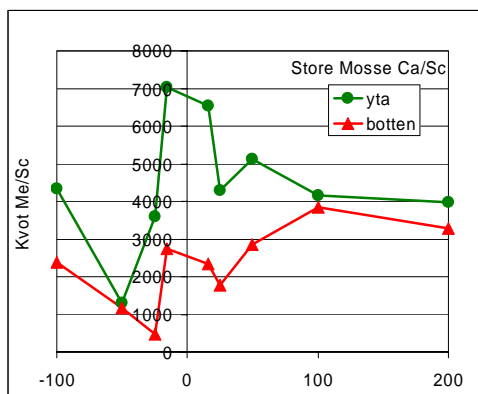
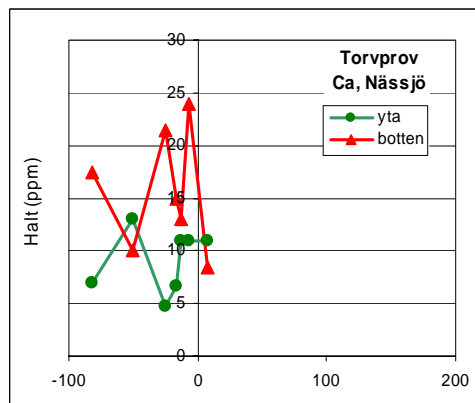
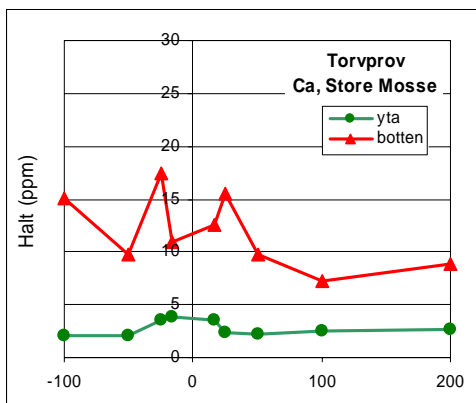
Figur 70 Fosfor.



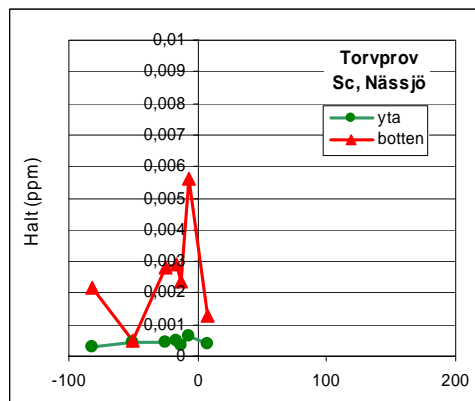
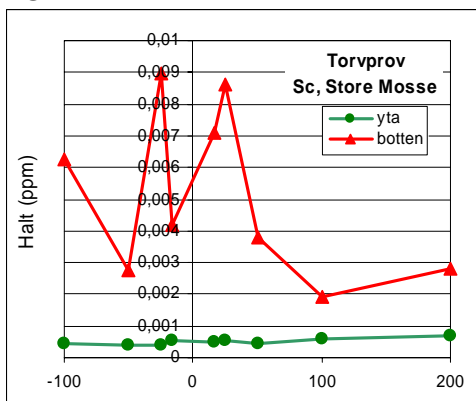
Figur 71 Svavel.



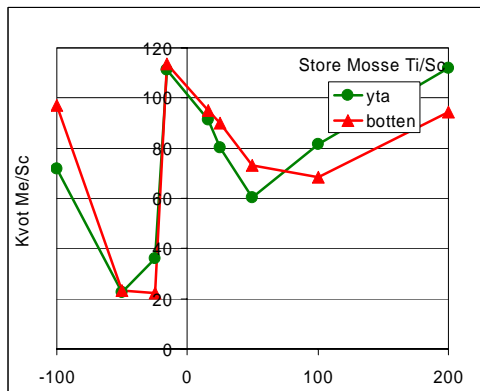
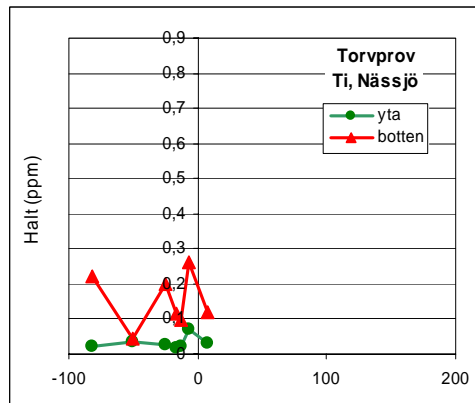
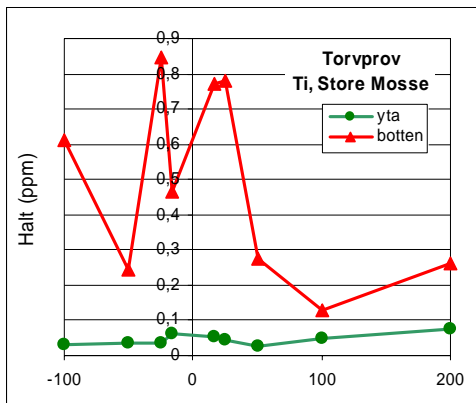
Figur 72 Kalium.



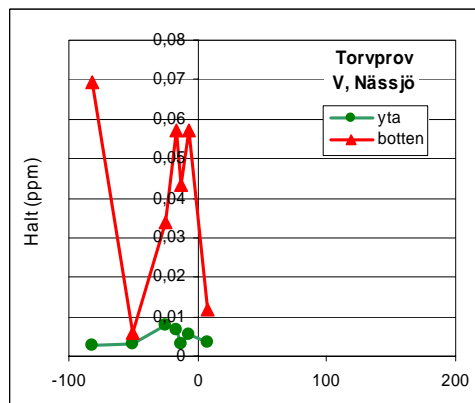
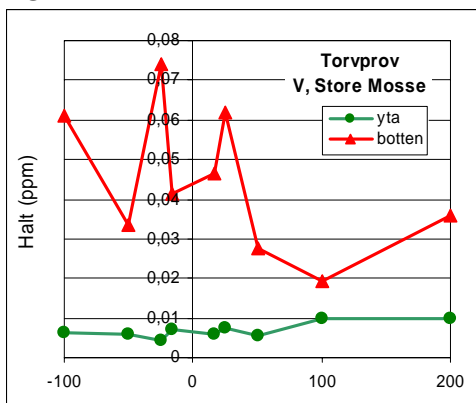
Figur 73 Kalcium.



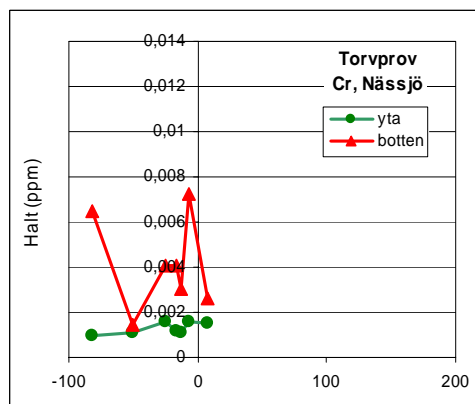
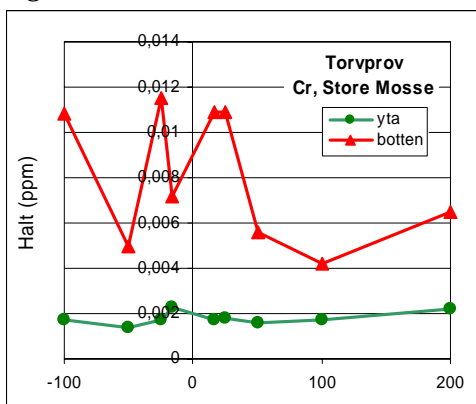
Figur 74 Skandium.



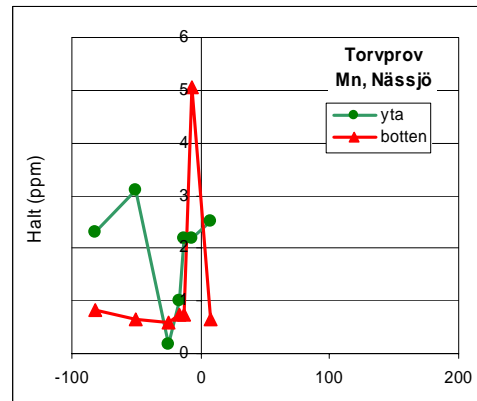
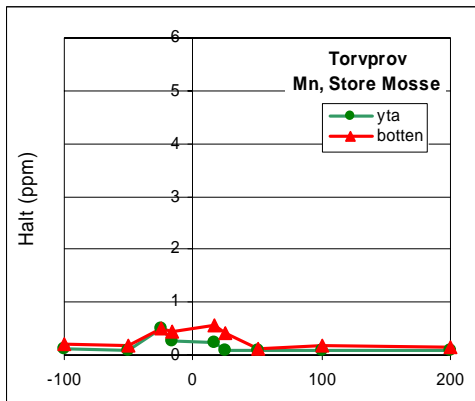
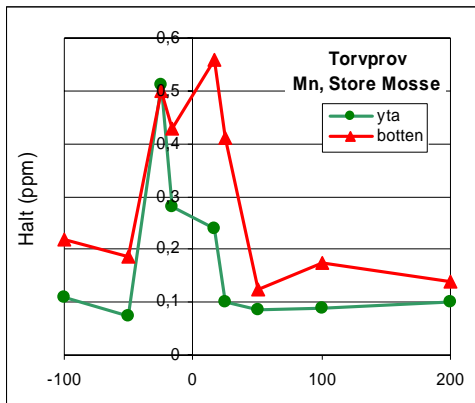
Figur 75 Titan.



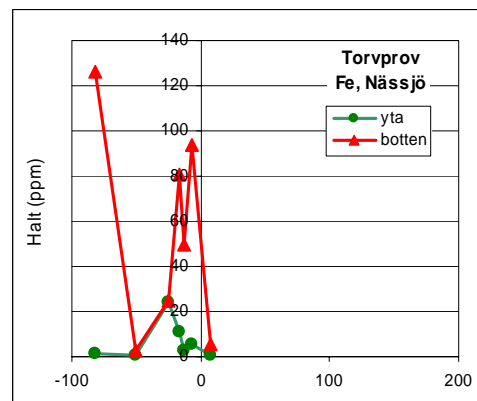
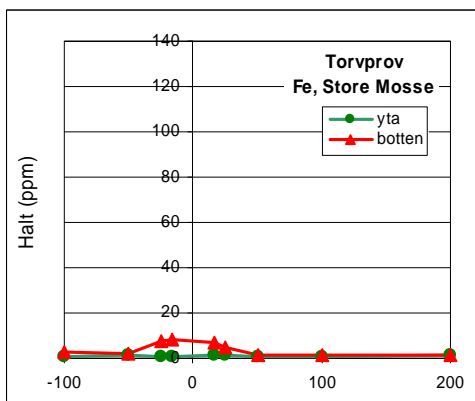
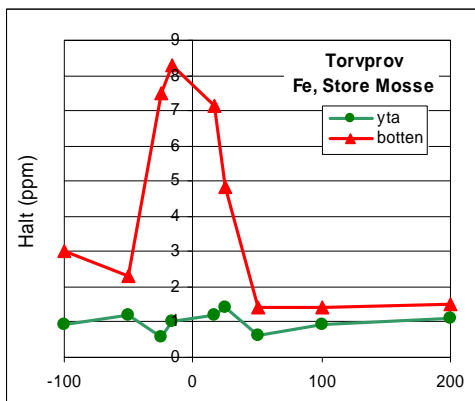
Figur 76 Vanadin.



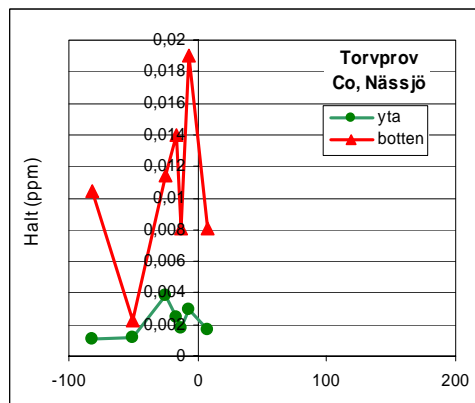
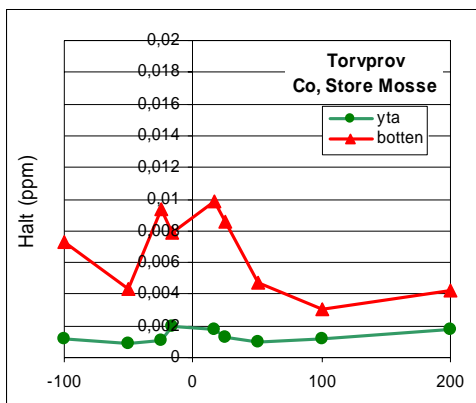
Figur 77 Krom.



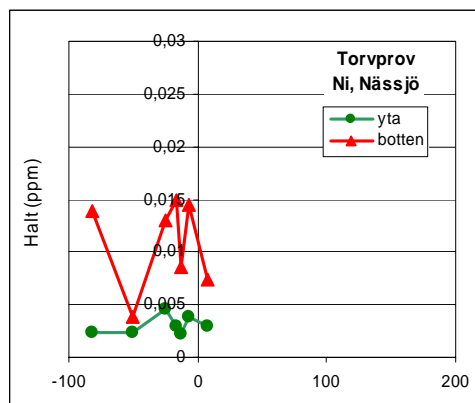
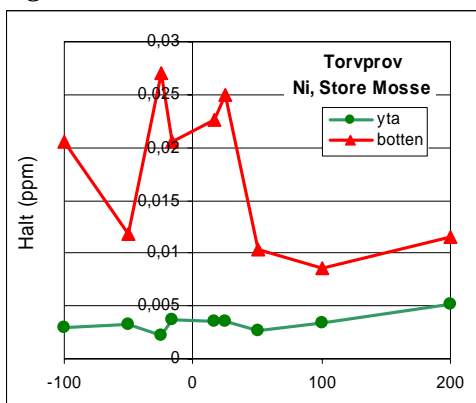
Figur 78 Mangan.



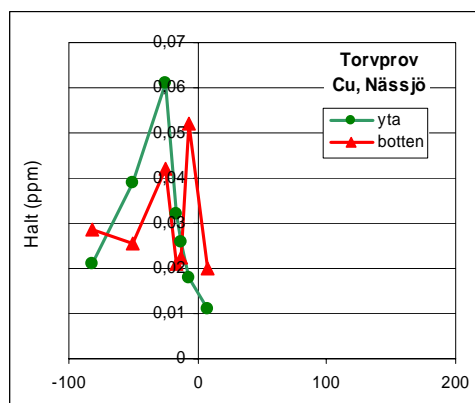
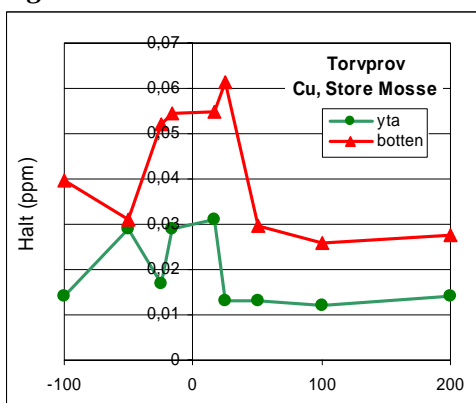
Figur 79 Järn.



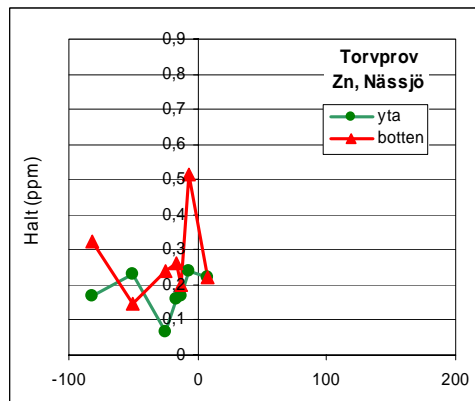
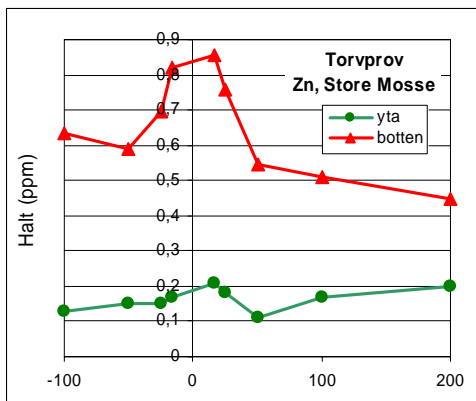
Figur 80 Kobolt.



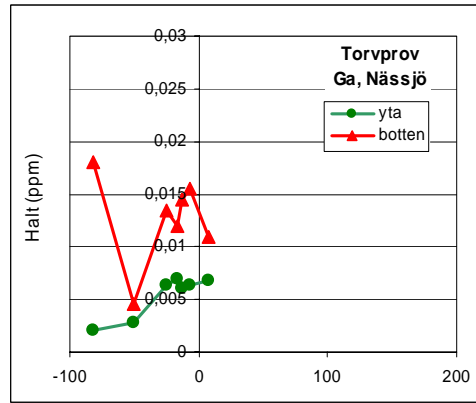
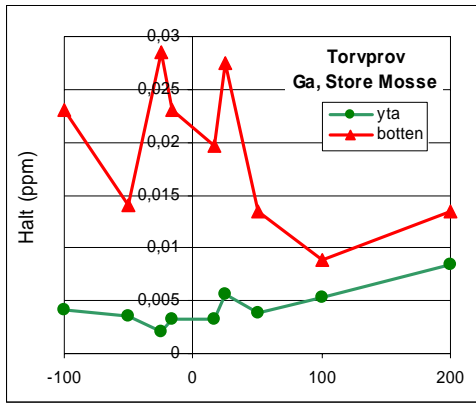
Figur 81 Nickel.



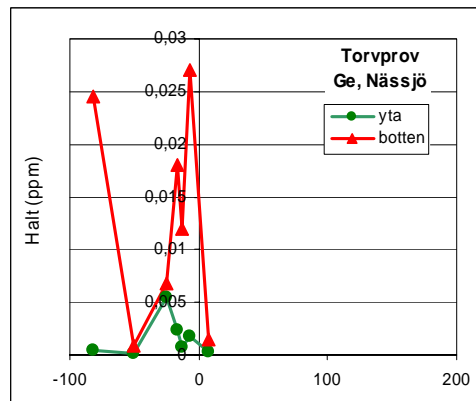
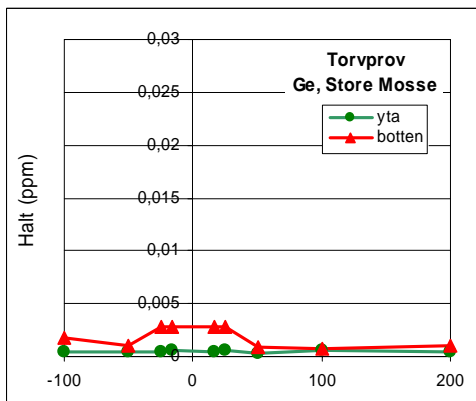
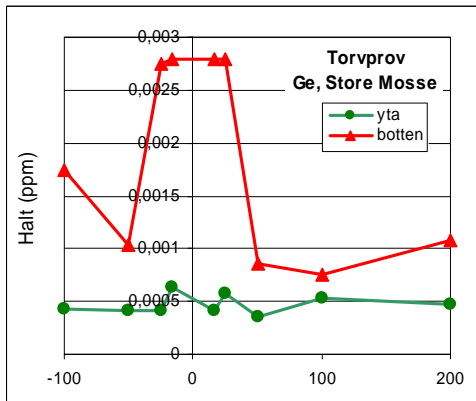
Figur 82 Koppar.



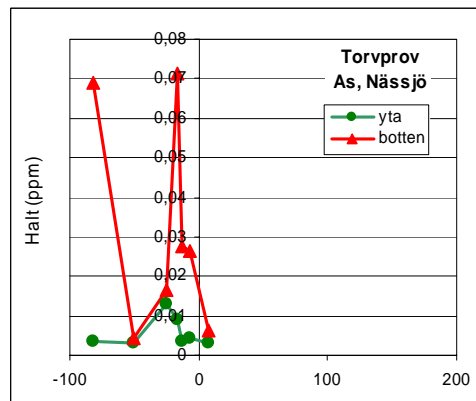
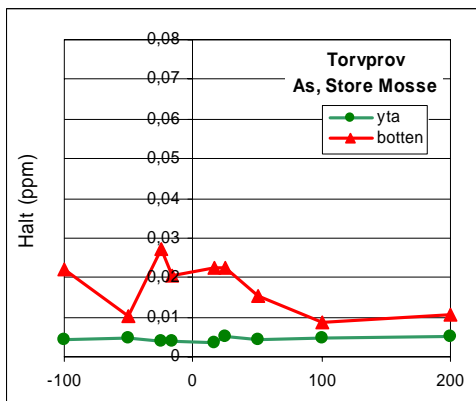
Figur 83 Zink.



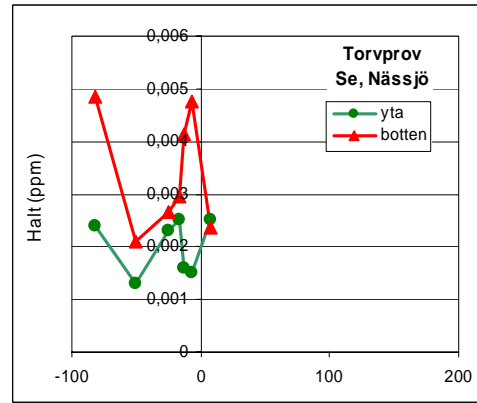
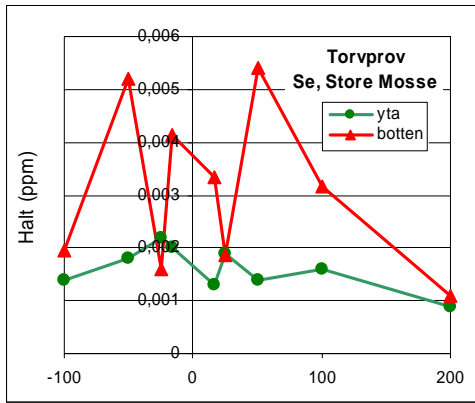
Figur 84 Gallium.



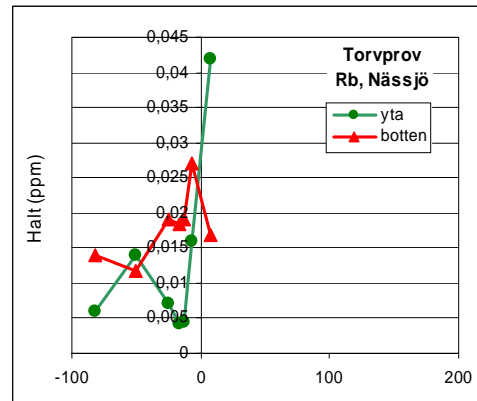
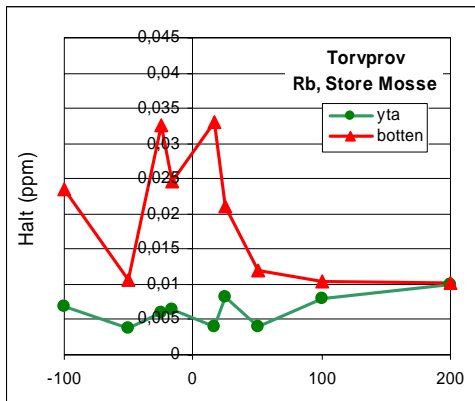
Figur 85 Germanium.



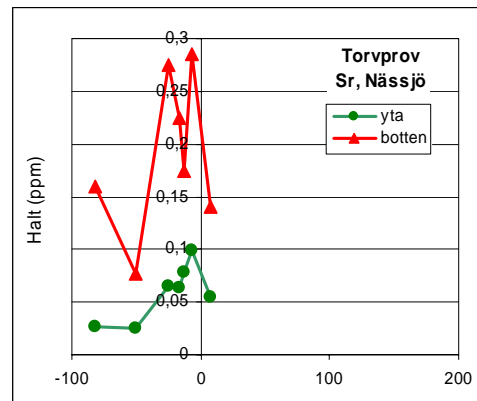
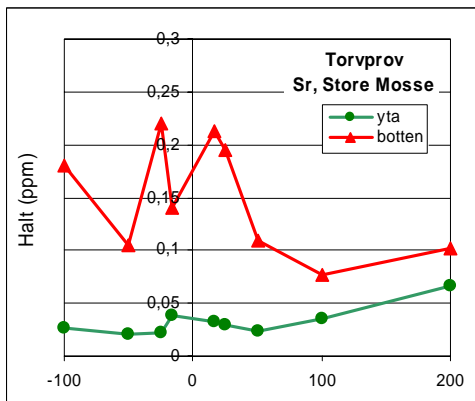
Figur 86 Arsenik.



Figur 87 Selen.

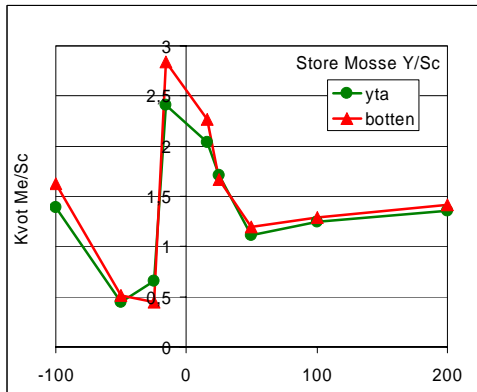
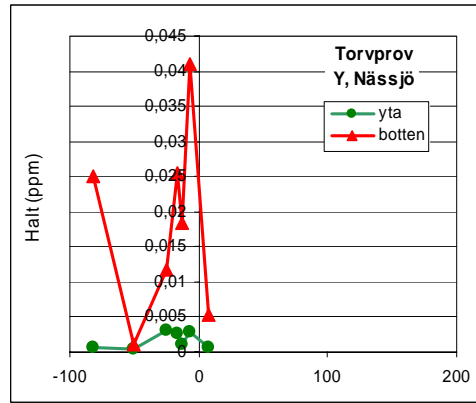
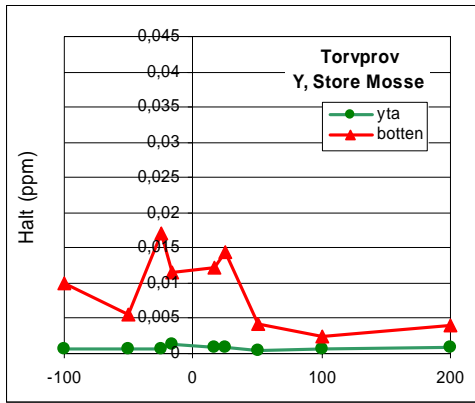


Figur 88 Rubidium.

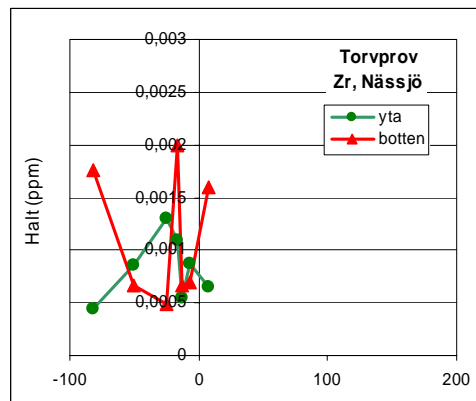
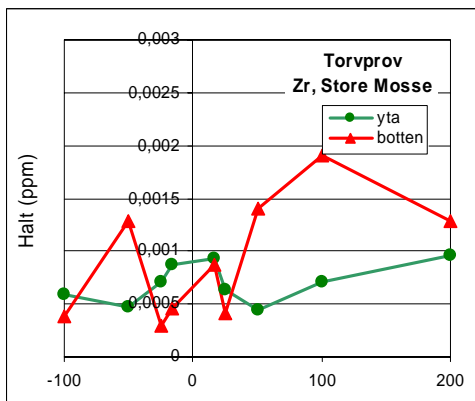


Figur 89 Strontium.

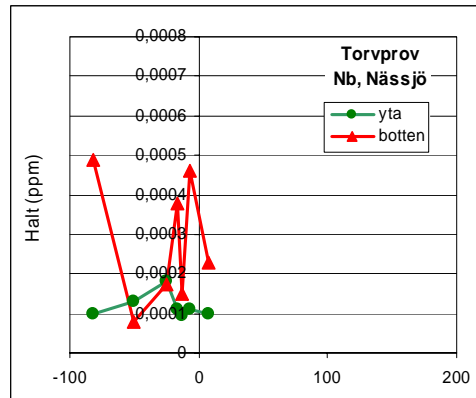
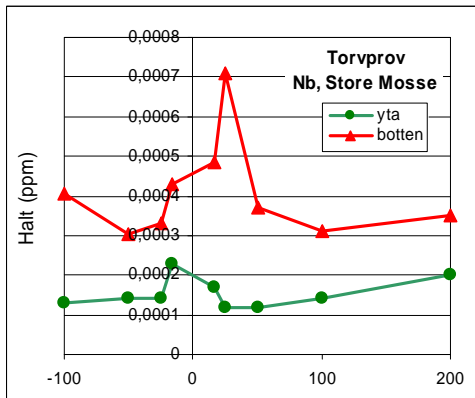
Bilaga 5
Sid 10 (16)



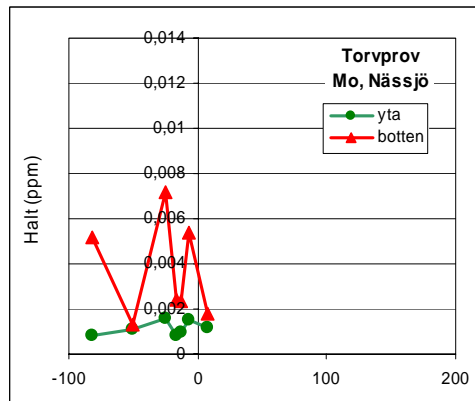
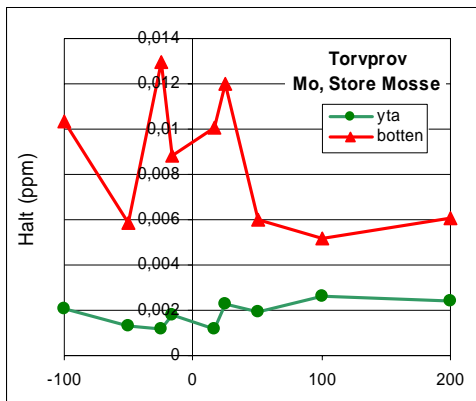
Figur 90 Yttrium.



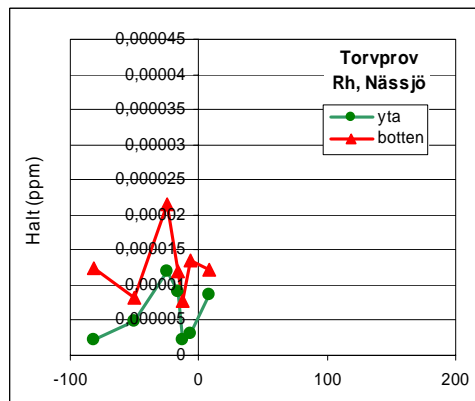
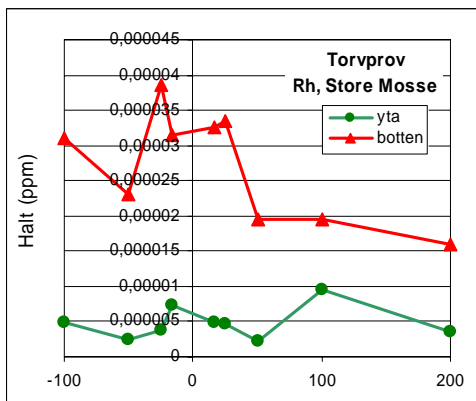
Figur 91 Zirkonium.



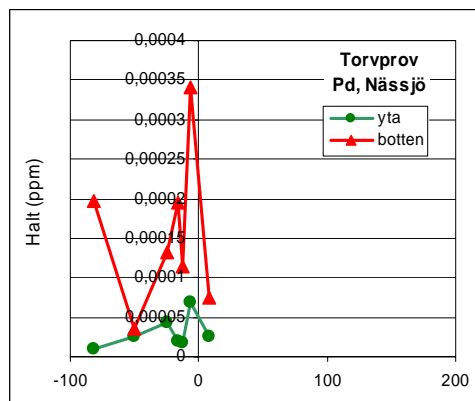
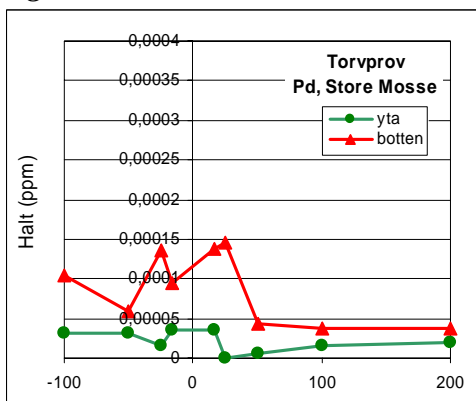
Figur 92 Niob.



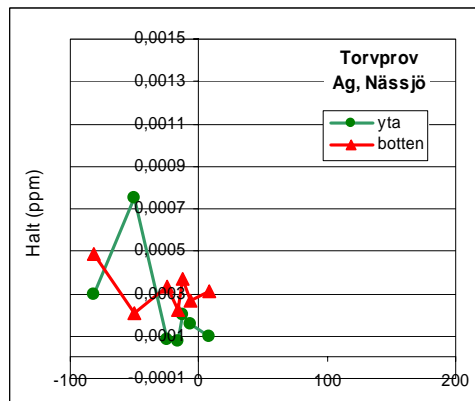
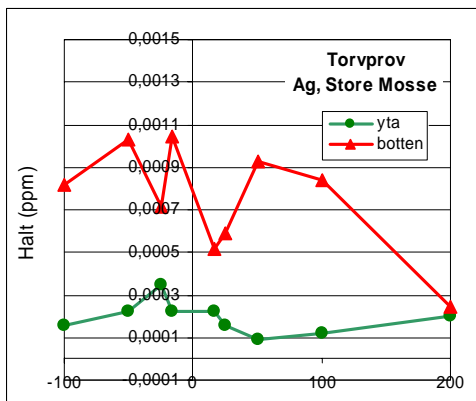
Figur 93 Molybden.



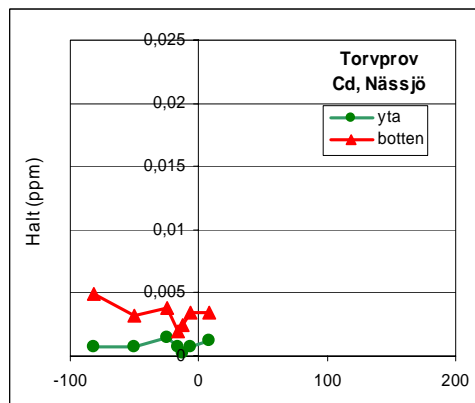
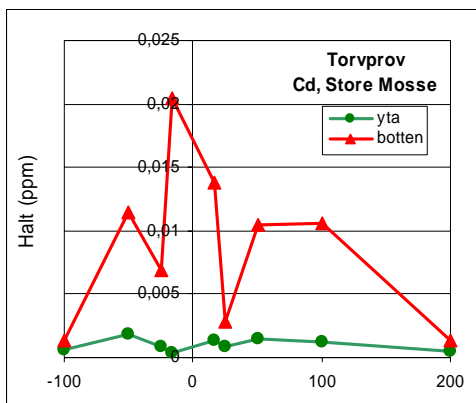
Figur 94 Rodium.



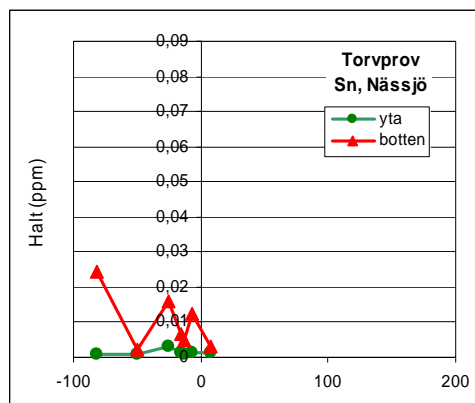
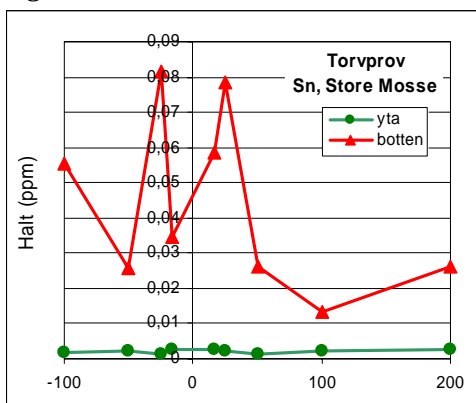
Figur 95 Palladium.



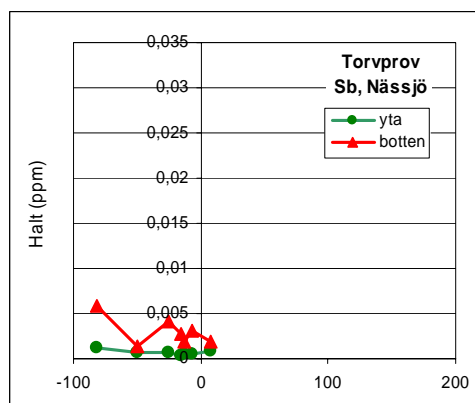
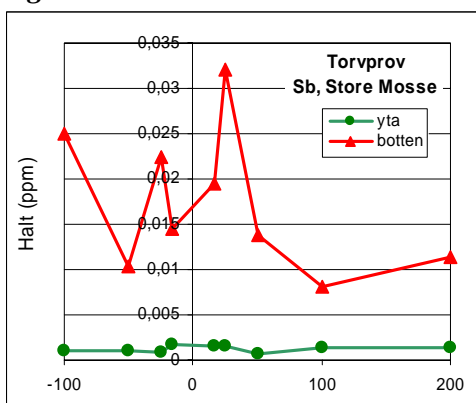
Figur 96 Silver.



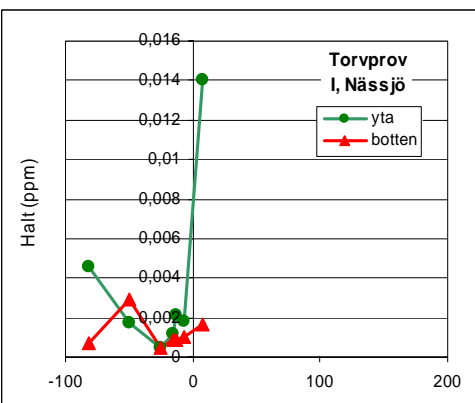
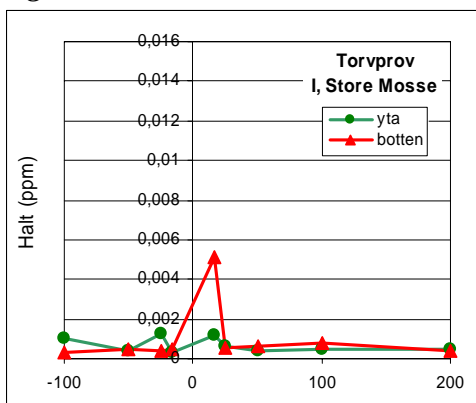
Figur 97 Kadmium.



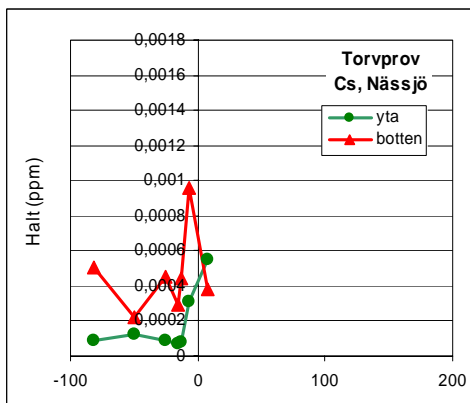
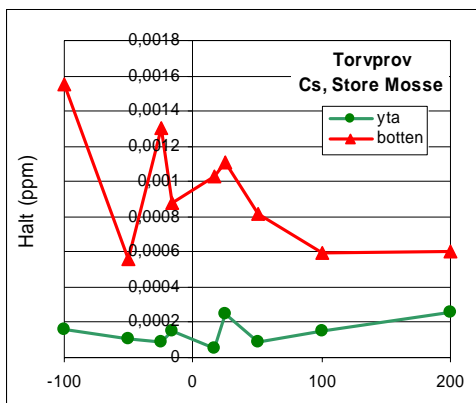
Figur 98 Tenn.



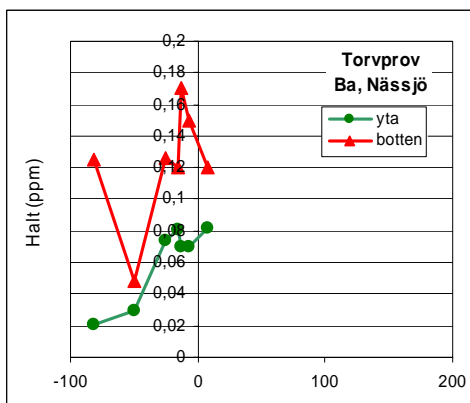
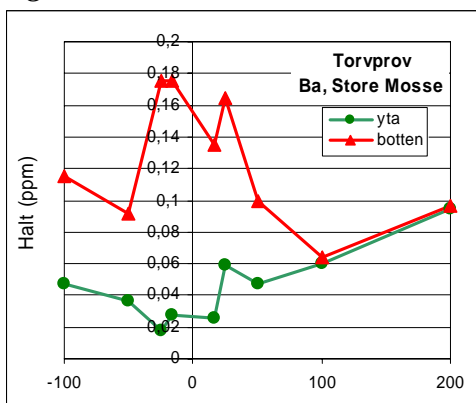
Figur 99 Antimon.



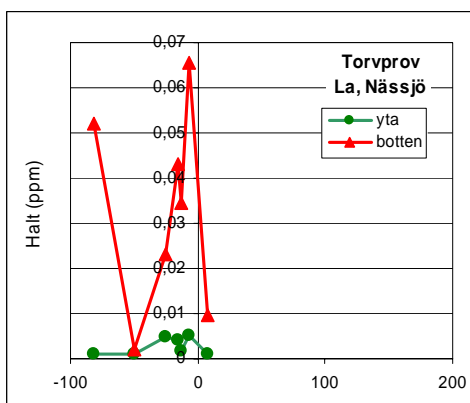
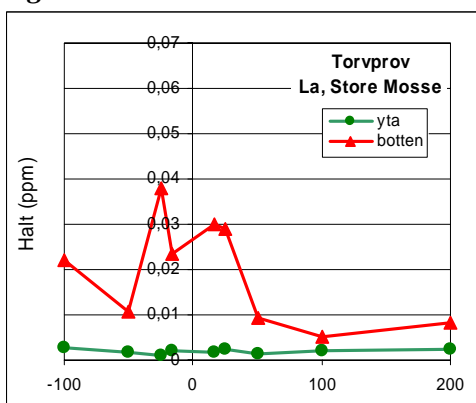
Figur 100 Jod.



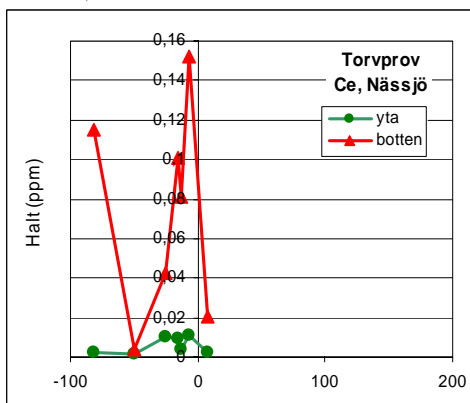
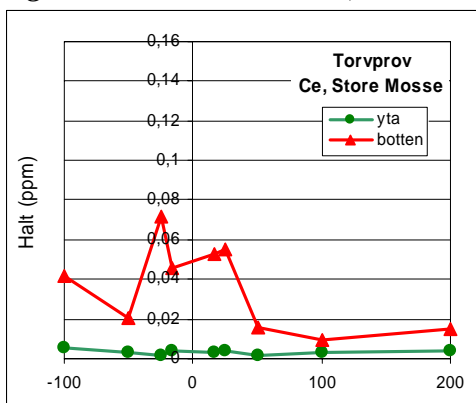
Figur 101 Cesium.



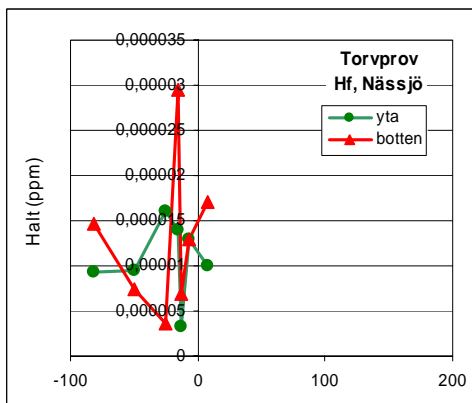
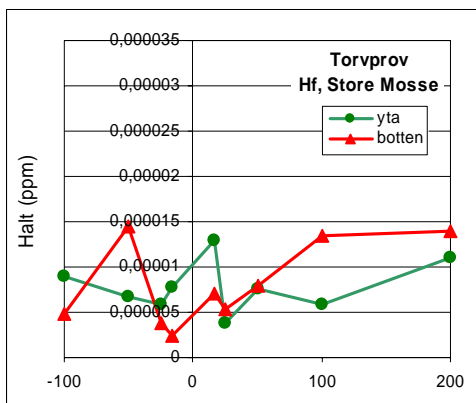
Figur 102 Barium.



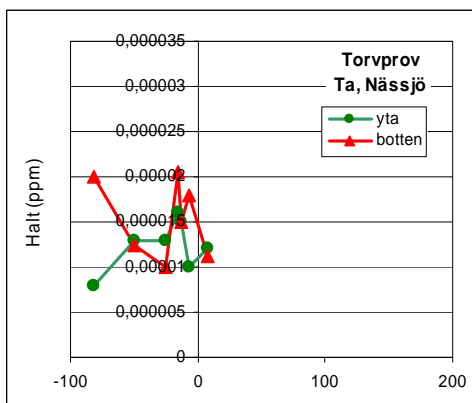
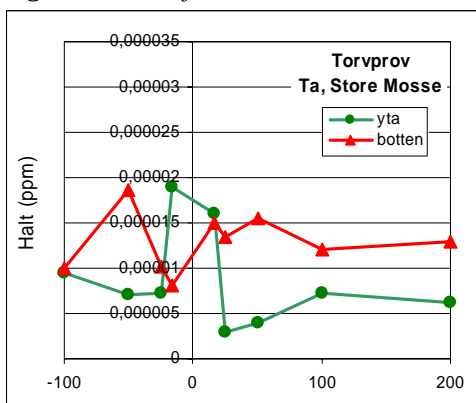
Figur 103 Lantanoiderna (Lantan–Lutetium): Lantan.



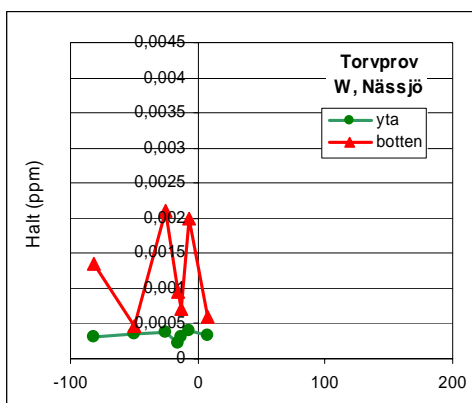
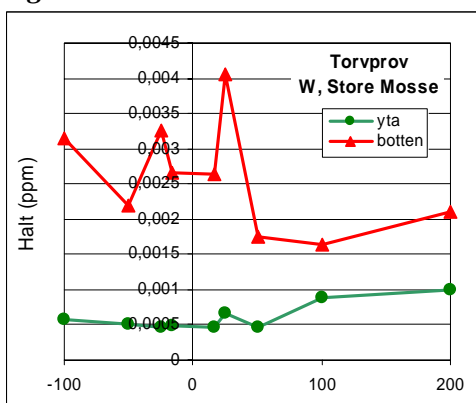
Figur 104 Lantanoiderna (Lantan–Lutetium): Cerium.



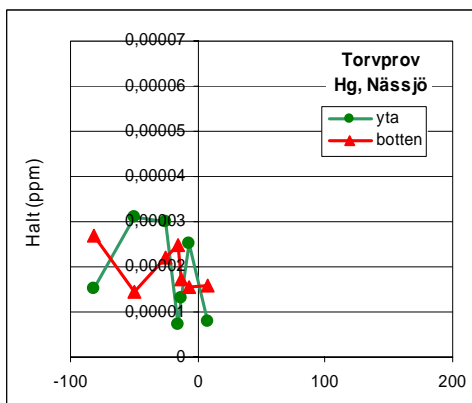
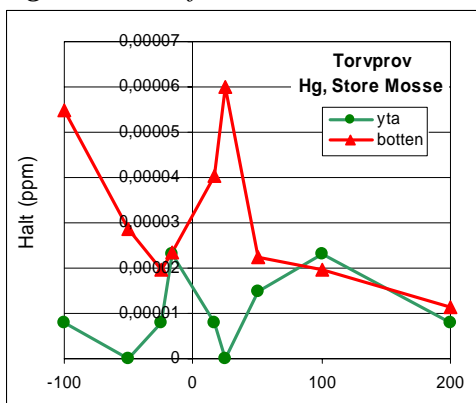
Figur 105 Hafnium.



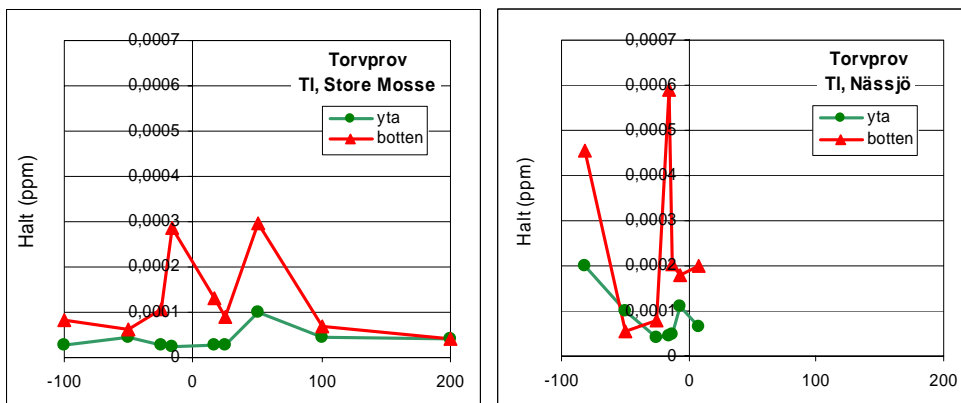
Figur 106 Tantal.



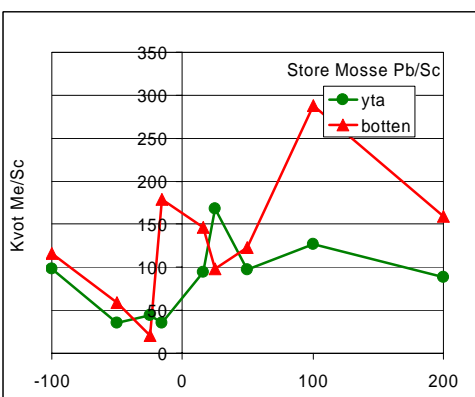
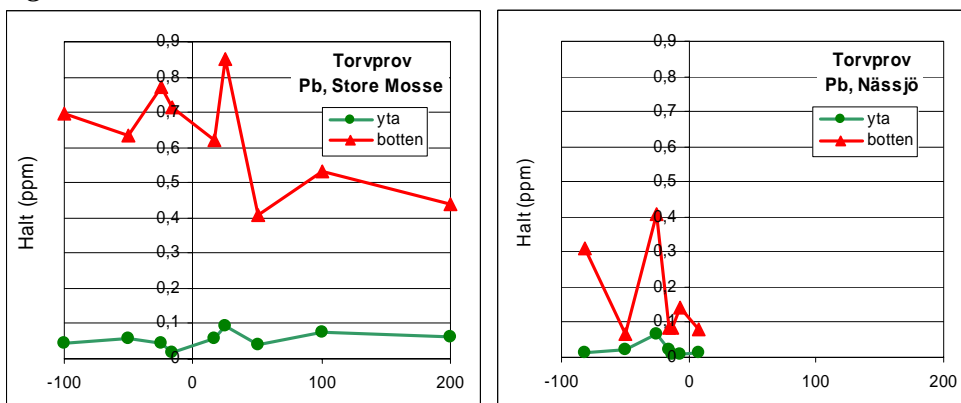
Figur 107 Wolfram.



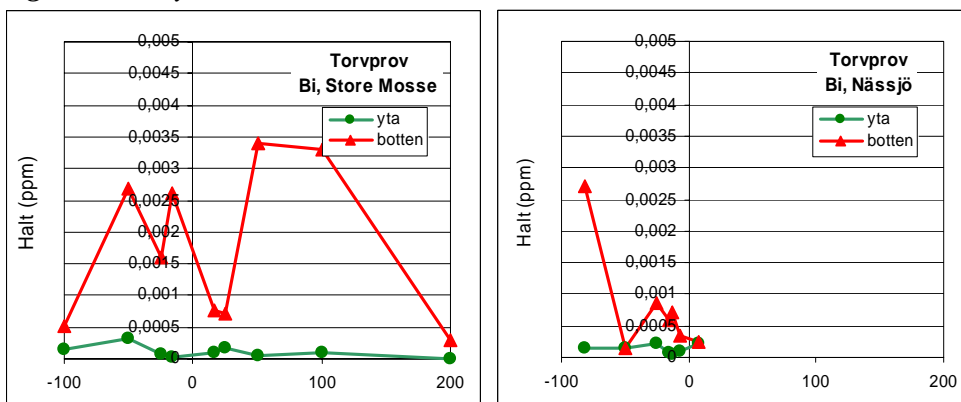
Figur 108 Kvicksilver.



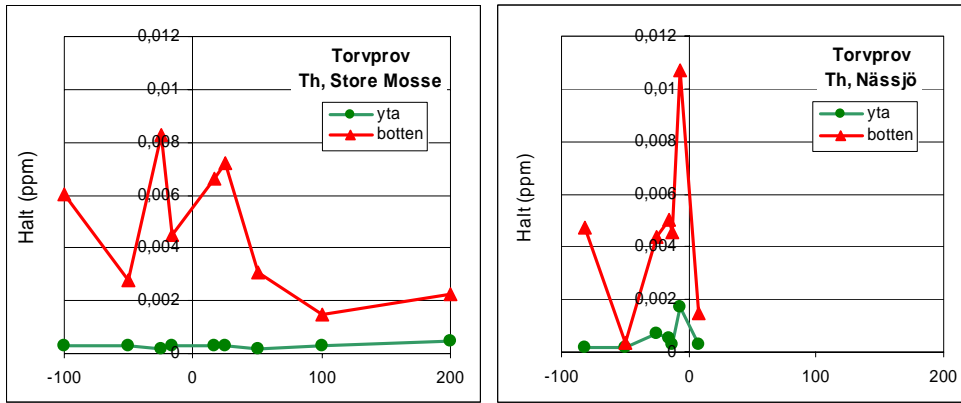
Figur 109 Tallium.



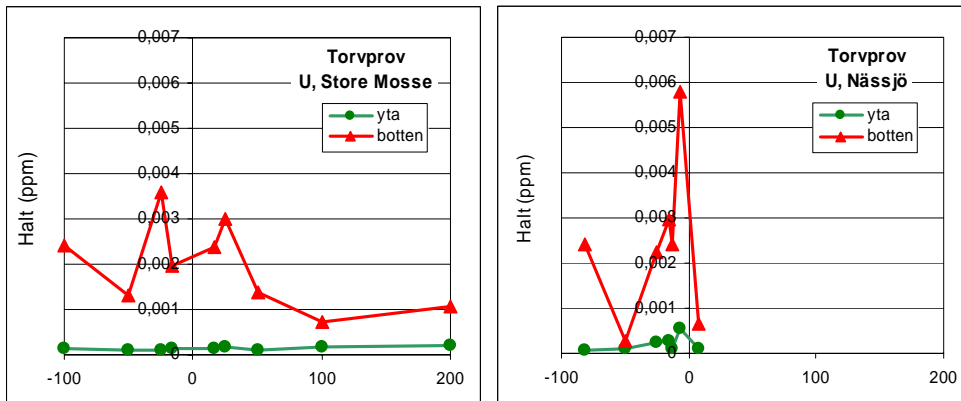
Figur 110 Bly.



Figur 111 Vismut.

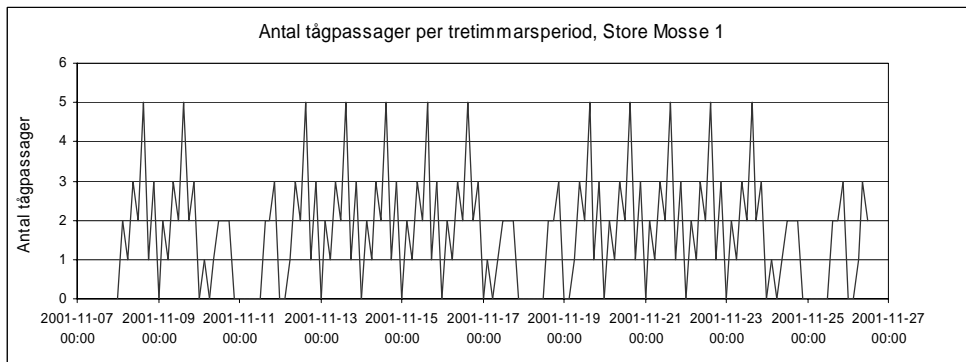
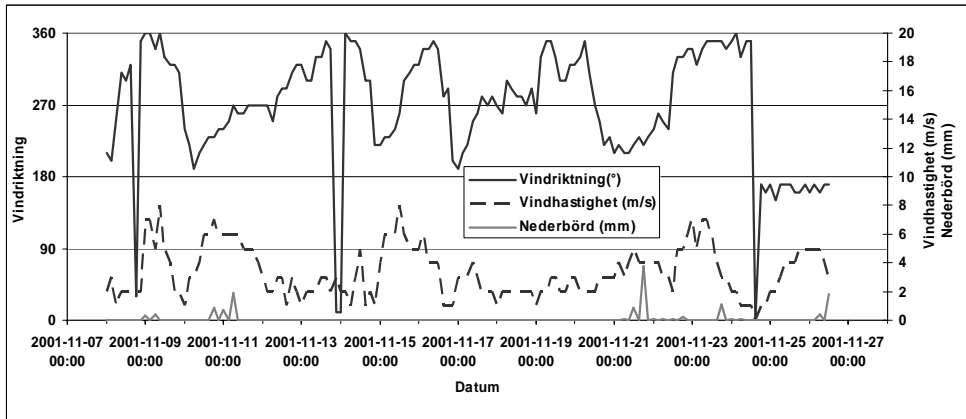


Figur 112 Aktinoiderna: Torium.

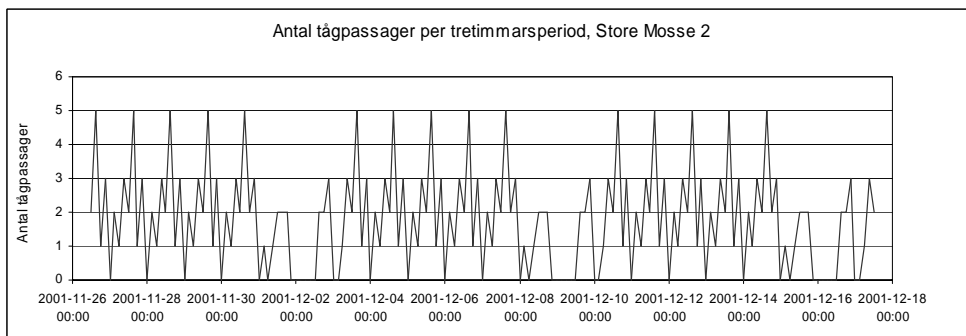
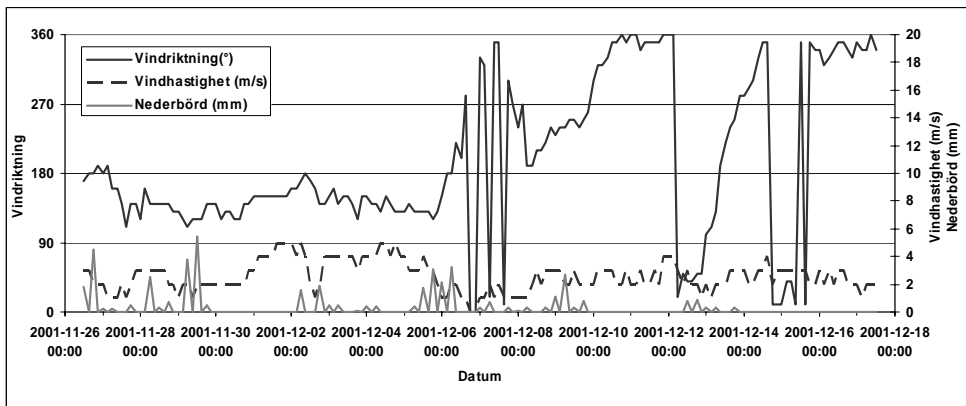


Figur 113 Aktinoiderna: Uran.

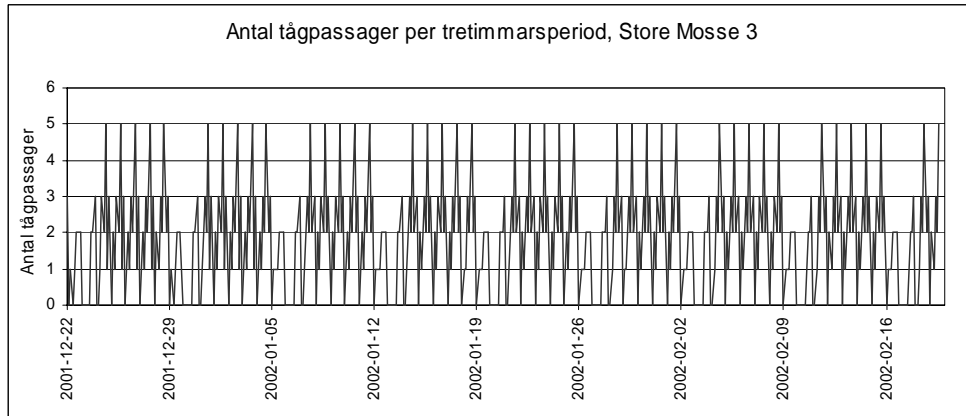
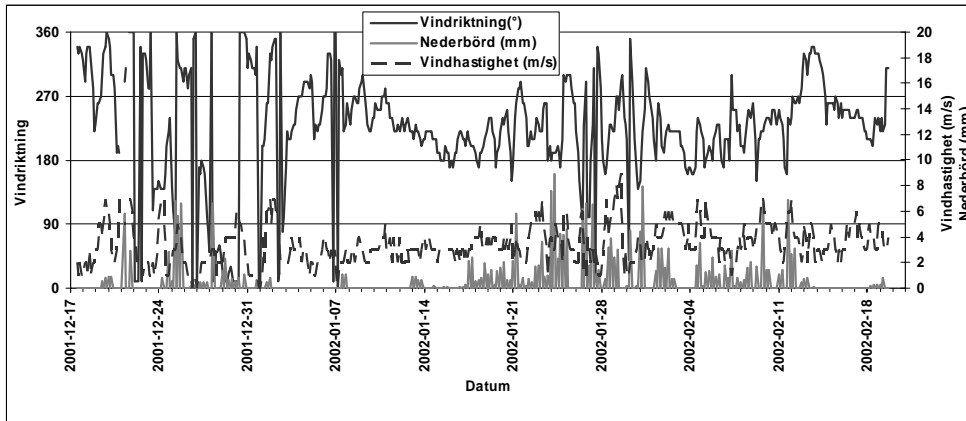
Väderförhållanden och trafikintensitet under mätningarna Store Mosse 1



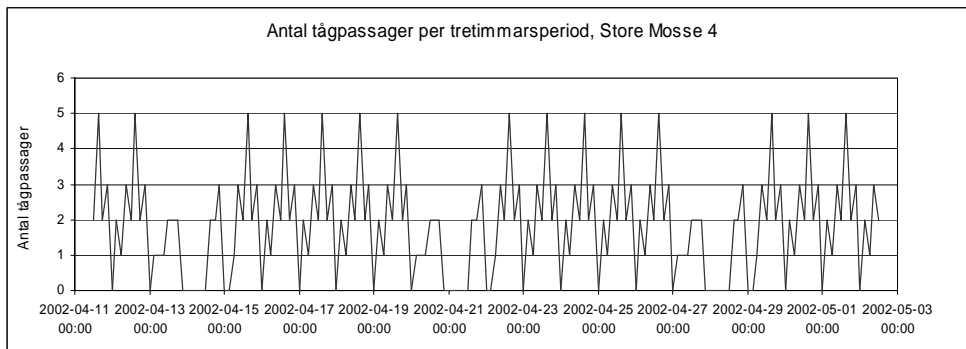
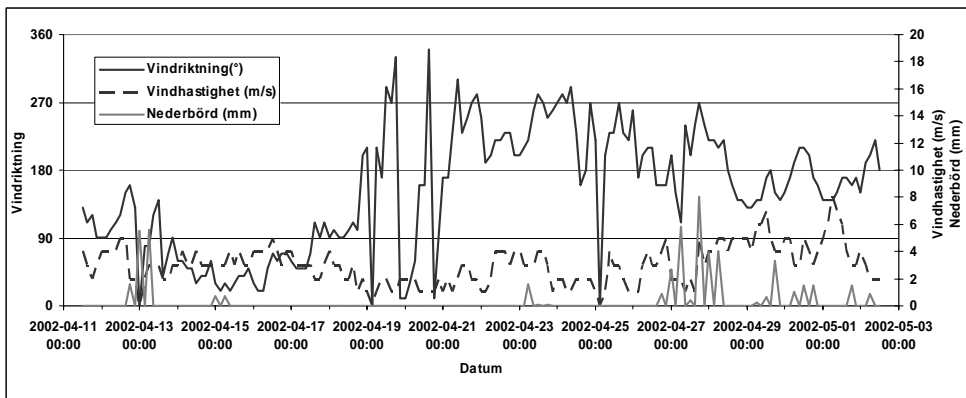
Store Mosse 2



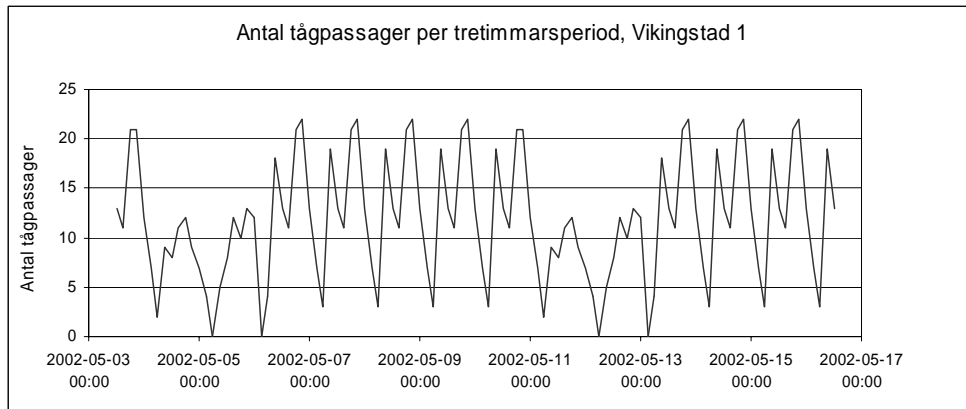
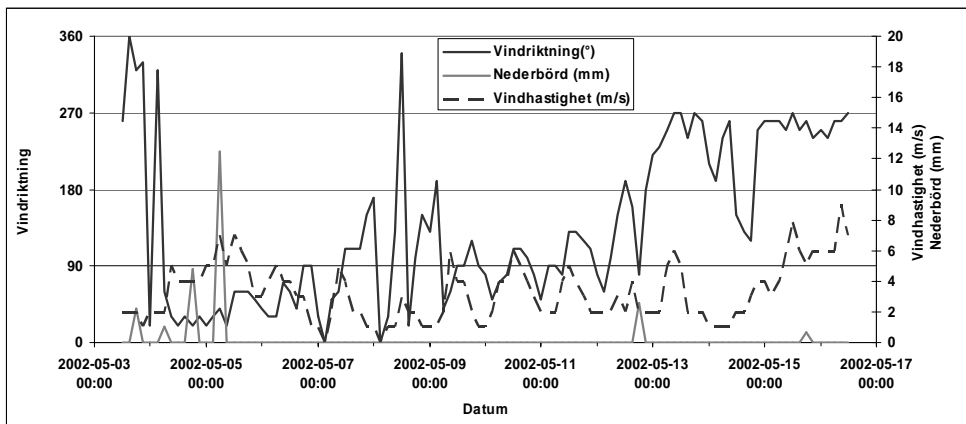
Store Mosse 3



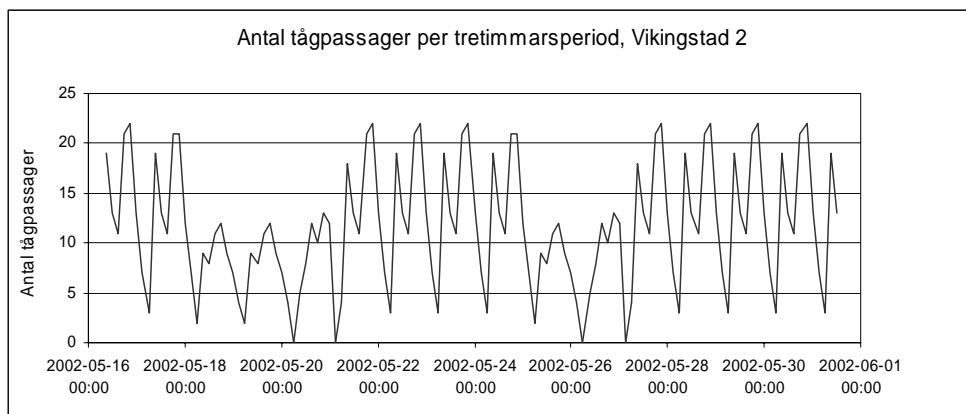
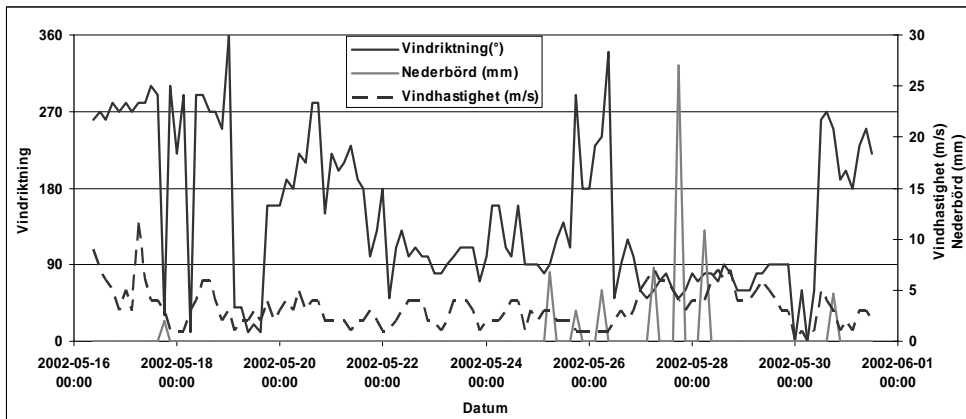
Store Mosse 4



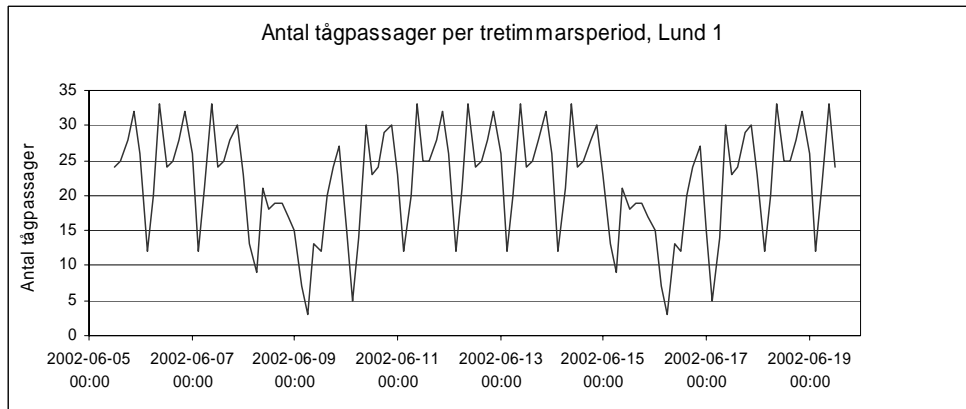
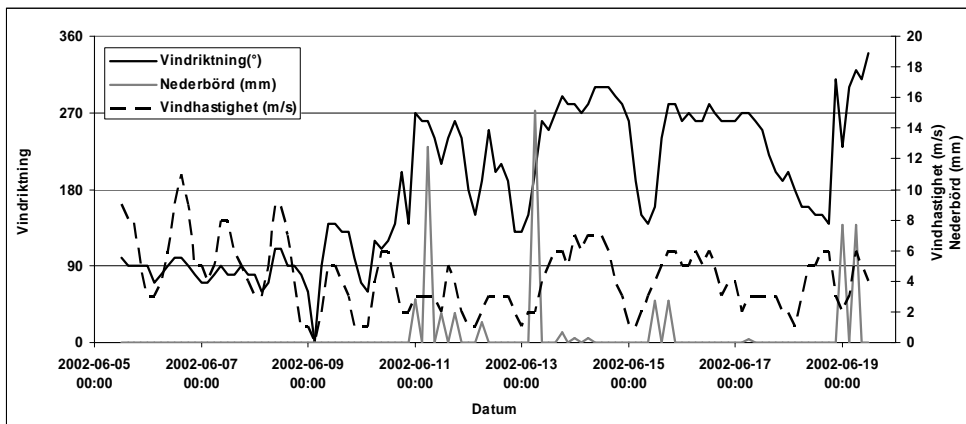
Vikingstad 1



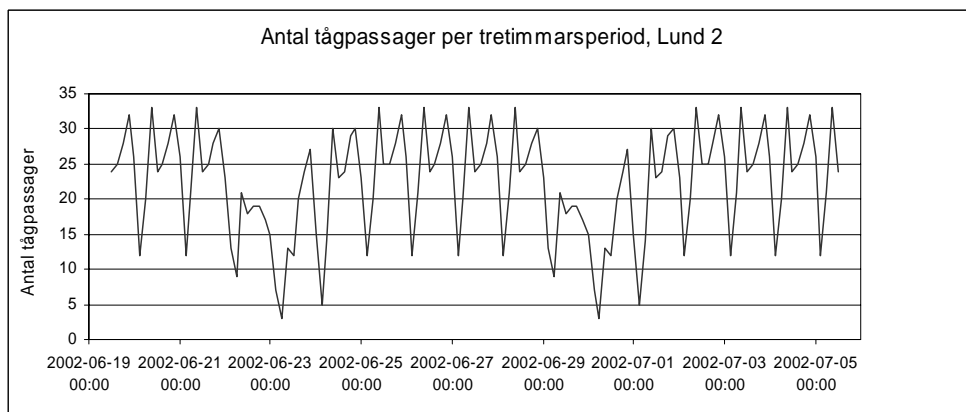
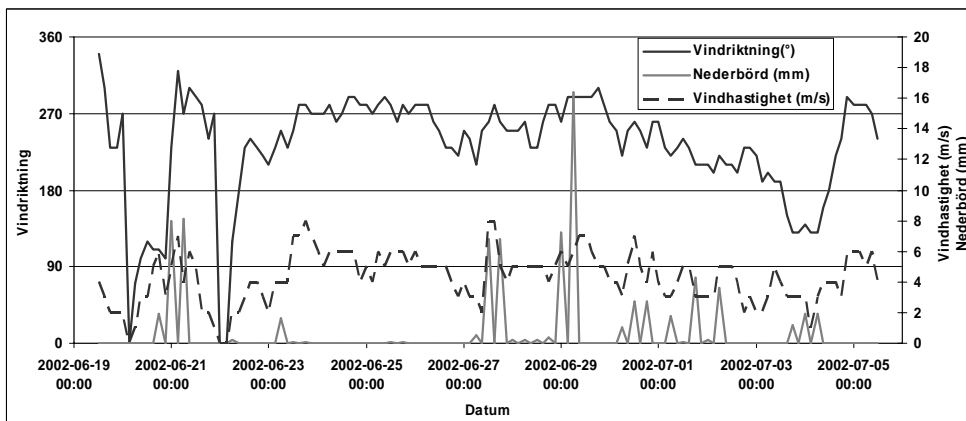
Vikingstad 2



Lund 1



Lund 2



Lund 3

