



Länsstyrelsen i Uppsala län

Lännaholms bruk

Kompletterande miljöteknisk markundersökning - metaller





2010-02-01

Dnr 2-0910-0710
Uppdrag 14147

Datum: 2010-02-01
Uppdragsansvarig: Bengt Rosén
Handläggare Maria Carling
Diariernr: 2-0910-0710
Uppdragsnr: 14147

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	SAMMANFATTNING	5
2	INLEDNING.....	6
2.1	Uppdrag	6
2.2	Syfte och omfattning	6
3	OMRÅDESBESKRIVNING	6
3.1	Orientering.....	6
3.2	Verksamhetshistorik.....	7
3.3	Nuvarande markanvändning.....	7
4	MARK- OCH GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN	7
5	UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	9
5.1	Tidigare undersökningar	9
5.2	Kompletterande undersökning av metaller i jord – december 2009	10
5.2.1	Fältarbete	10
5.2.2	Laboratorieanalyser	11
6	RESULTAT – FÖRORENINGSSITUATION	11
6.1	Haltkriterier	11
6.2	Föroreningar i jord	12
7	FÖRENKLAD RISKBEDÖMNING	17
7.1	Konceptuell modell	17
7.2	Statistisk bearbetning.....	18
7.3	Avgränsning av förorenat område.....	19
7.4	Bedömning av hälso- och miljörisker	20
8	SAMMANFATTANDE SLUTSATS	22
	REFERENSER	23

Bilagor

1. Fältprotokoll
2. Resultat XRF-mätning
3. Koordinater provpunkter
4. Protokoll laboratorieanalyser
5. Statistisk bearbetning

**Lännaholms bruk
Uppsala kommun****Fördjupad miljöteknisk markundersökning
Delrapport 1 – undersökningsresultat, inkl. kompletterande fältundersökningar
jan – jun 2009**

1 SAMMANFATTNING

Vid Lännaholms bruk i Uppsala kommun har industriell verksamhet bedrivits sedan 1700-talet då en masugn anlades på området för framställning av tackjärn. I råvaran från Dannemora gruvor förekommer arsenik och zink. Under 1900-talet har diverse trävaruindustrier bedrivit verksamhet på platsen. Från slutet av 1950-talet till början av 1970-talet förekom impregnering genom doppning med pentaklorfenol. Idag används området för lättare industri, kontor och viss försäljning.

Statens geotekniska institut (SGI) har på uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala län utfört en miljöteknisk markundersökning av metaller som komplement till den fördjupade miljötekniska markundersökningen som utförts för delar av Lännaholms bruk med fokus på den tidigare sågverksamheten.

Markundersökningen omfattade provtagning i jord och genomfördes i december 2009. Proverna analyserades med XRF och på laboratorium med avseende på metaller.

Resultaten utvärderades tillsammans med resultat från en översiktlig undersökning som utfördes av Ramböll 2006-2007. Detekterade halter i jord jämfördes med Naturvårdsverkets (NV) generella riktvärden för förorenad mark (NV 2009a), i första hand för mindre känslig markanvändning (MKM). Sammanfattningsvis kan föroreningssituationen beskrivas enligt följande:

- Fyllningsmaterial runt doppningsplatsen har förhöjda halter av metaller. Halterna för zink och arsenik överskrider MKM-riktvärdet och framtagna platsspecifika riktvärden.

Den metallförorenade jorden med delvis naturlig avgränsning runt doppningsplatsen (dioxin) upptar uppskattningsvis en yta på ca 5 000 m² stor yta. Av undersökningarna framgår att metallföroreningarna främst förekommer på nivån 0-0,5 m under markytan. De förhöjda metallhalter som påvisades i jord runt doppningsplatsen bedöms härröra från järnbruksverksamheten där restprodukter har använts som fyllnadsmaterial inom stora delar av bruksområdet.

2 INLEDNING

2.1 Uppdrag

På uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala län har Statens geotekniska institut (SGI) utfört en kompletterande miljöteknisk markundersökning inkl förenklad riskbedömning vid Lännaholms bruk vad gäller metaller i jord. Undersökningen utgör ett komplement till de miljötekniska markundersökningar som SGI utfört inom Lännaholms bruk på uppdrag av Holmen AB och som fokuserat på föroreningar orsakade av tidigare sågverksamhet.

2.2 Syfte och omfattning

Avsikten med den kompletterande miljötekniska markundersökningen har varit att kartlägga metallföroreningarnas utbredning och variation i anslutning till området för tidigare doppningsverksamhet. I uppdraget har också ingått också att göra en förenklad riskbedömning.

I en tidigare utredning (SGI, 2009a) påvisades förekomst av dioxinförorening inom delar av bruksområdet (framför allt runt den tidigare doppningsplatsen) samt behovet av att sanera detta område. Inom området finns förutom dioxinförorening, även metallförorening. Det dioxinförorenade område, som bedöms vara i behov av sanering, är relativt väl avgränsat. Metallföroreningen, med ett annat ursprung, bedöms i tidigare utredningar (Ramböll 2007, SGI 2009a) däremot ha en mer allmän utbredning.

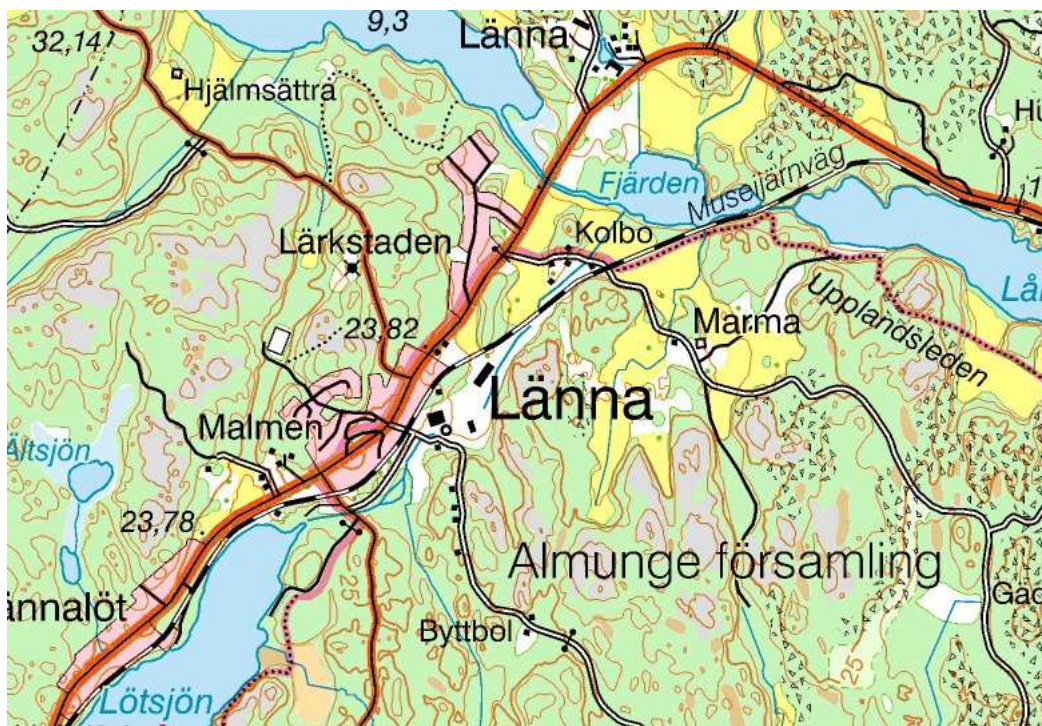
Syftet med föreliggande undersökning har varit att, utifrån naturliga geologiska gränser i närområdet, försöka avgränsa även metallföroreningen i området runt doppningsplatsen och bedöma ett eventuellt åtgärdsbehov. Den nu utförda markundersökningen omfattar provtagning i jord i 15 kompletterande provpunkter i området runt doppningsplatsen. Andra media än jord har inte provtagits i denna undersökning.

Undersökningsområdet begränsades till det område som markeras i Figur 4.

3 OMRÅDESBESKRIVNING

3.1 Orientering

Lännaholms bruk är beläget i samhället Lännaholm, ca 20 km öster om Uppsala, se Figur 1. Området innefattar fastigheterna Löt 1:14 och Löt 1:22. Fastigheterna gränsar till museijärnvägen Uppsala-Lenna järnväg.



Figur 1. Karta över Lännaholms bruk med omgivning. Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och Sverigebildan™.

3.2 Verksamhetshistorik

Inom Lännaholms bruksområde bedrevs både järnbruks- och sågverksamhet. I mitten av 1700-talet anlades en masugn på området. Byggnaden finns idag kvar. I masugnen framställdes bl.a. tackjärn. Som råvara användes framför allt järnmalm från Dannemora gruvor. I den s.k. Dannemoramalmen är järnmalmen skiktad med sulfidmalm, vilket innebär att arsenik och zink förekommer. Det var vanligt att avfall från de gamla järnbruken (främst slagg från masugnar) användes som utfyllnad i omgivande mark eller vattenområden (Ramböll, 2007).

Sedan början av 1900-talet har diverse trävaruindustrier bedrivit verksamhet på platsen. Under en period från slutet av 1950-talet till början 1970-talet förekom impregnering (doppning med pentaklorfenol) av sågat virke.

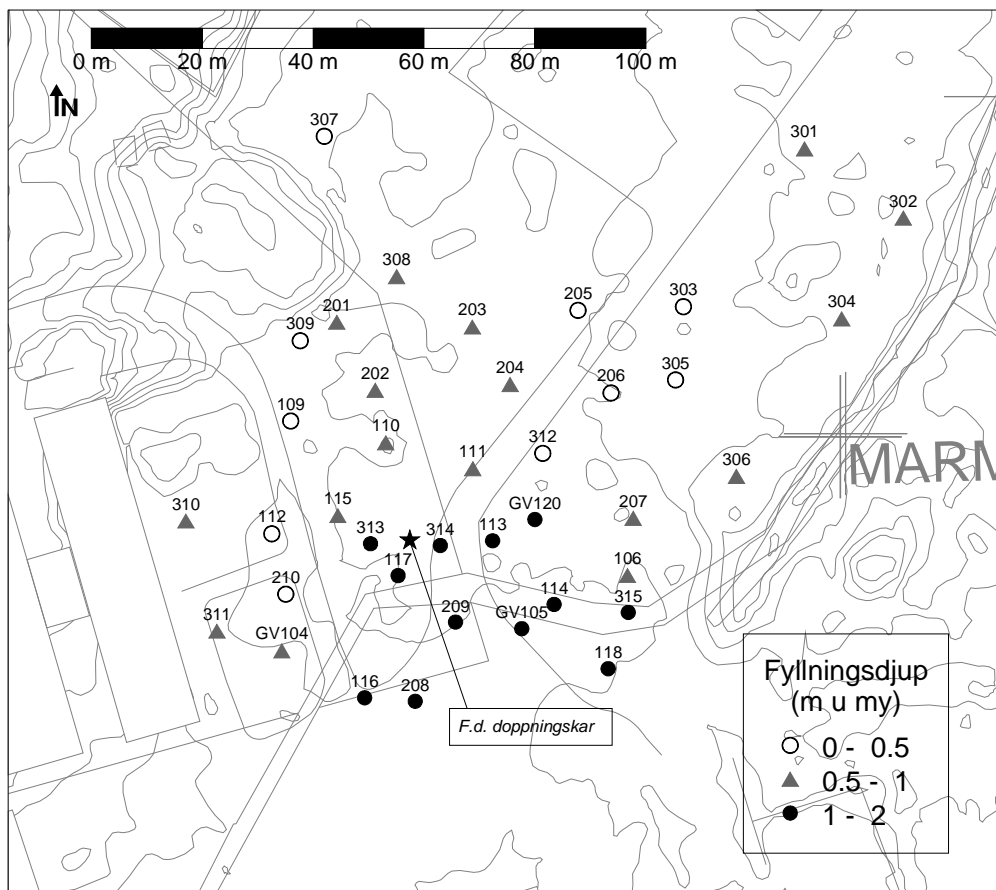
3.3 Nuvarande markanvändning

Idag används lokalerna på området för kontor, försäljning och lättare industriverksamhet. Marken domineras av grusade eller gräs- och slybeväxta ytor. Markanvändningen inom området förutsätts kunna klassas som mindre känslig markanvändning (MKM) enligt Naturvårdsverkets definition, eftersom fastigheterna används som industrimark. Området är inhägnat, vilket innebär att allmänheten har begränsad tillgänglighet.

4 MARK- OCH GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN

Höjdskillnaderna inom området är små. Den flacka markytan sluttar svagt neråt mot ost-nordost. Öster om bruksområdet reser sig berg i dagen.

De naturliga jordarterna i området utgörs, enligt SGU:s jordartskarta och utförda fältundersökningar, av lera eller sandig morän. Berg i dagen förekommer. Inom stora delar av bruksområdet överlagras de naturliga jordarterna av fyllnadsmassor, bestående av bl.a. slagg-, kol- och tegelrester, d.v.s. restprodukter från järnbruket. Fyllningen är i huvudsak av grusig, sandig karaktär. Fyllnadsmassornas mäktighet varierar mellan 0,2-2,5 m inom det undersökta området, se Figur 2. Jordartsförhållandena i aktuella provpunkter redovisas i fältprotokoll, se Bilaga 1.



Figur 2. Fyllningsdjup i olika provpunkter inom Lännaholms bruk. Siffror anger provpunktsnummer. I vissa provpunkter markerade 1-2 m u my kan fyllningsdjupet även vara större, > 2 m u my.

I östra delen av bruksområdet rinner en bäck (Figur 3), som delvis är kulverterad. Bäckens avrinner åt nordost mot sjöarna Fjärden och Långsjön. Långsjön utgör kommunal ytvattentäkt. I nordöstra delen av bruksområdet, nära fastighetsgränsen, finns ett vattenfyllt dike i bergets slänkfot.

Grundvattenytans läge varierar inom bruksområdet. I samband med SGI:s fältundersökning i oktober 2008 (SGI, 2009a) uppmättes grundvattennivån ca 1,7 - 2,9 m under markytan (se även avsnitt 5.2.1). Vid det aktuella undersökningstillfället i december 2009 låg grundvattennivån ca 1,5 - 2,2 m under markytan i närheten av dopplingsplatsen.

Grundvattnets huvudsakliga strömningsriktning bedöms vara mot nordost. Området avvattnas primärt mot den bäck som rinner genom området.



Figur 3. Närmaste ytvattenrecipient är den bäck som rinner genom bruksområdet.

5 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

5.1 Tidigare undersökningar

Två översiktliga undersökningar har tidigare utförts inom bruksområdet:

- Miljöbedömning av mark med avseende på arsenik m.m. Lännabruk, Uppsala kommun – Delrapport 1 och 2. Golder Geosystem AB 1992.
- Översiktlig miljöteknisk markundersökning och riskklassning enligt MIFO Fas 2. Lännaholms bruk. Ramböll Sverige AB 2007.

En fördjupad miljöteknisk markundersökning (huvudstudie) har genomförts under 2008-2009. Huvudstudien utfördes av SGI på uppdrag av Holmen AB, med fokus på föroreningar orsakade av tidigare sågverksamhet:

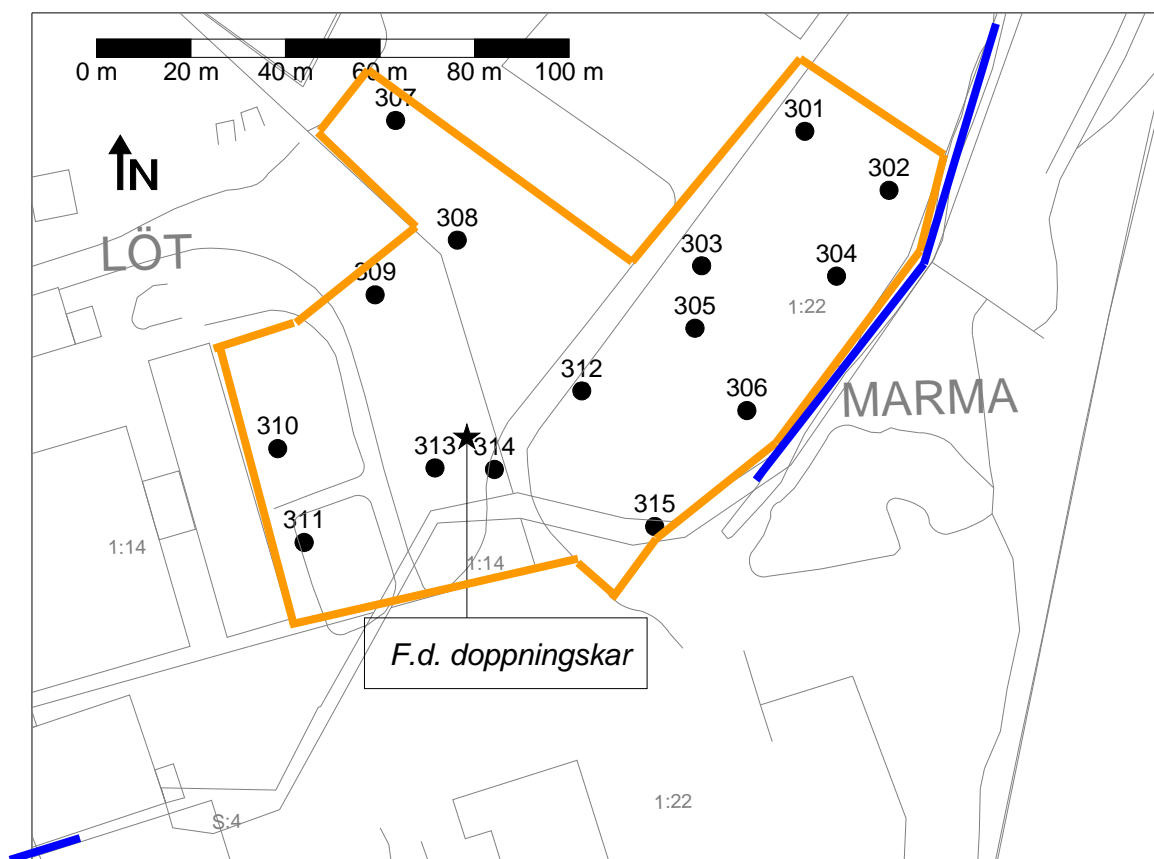
- Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Lännaholms bruk, Uppsala kommun. Delrapport 1- Undersökningsresultat inkl. kompletterande fältundersökningar jan-jun 2009. Dnr 2-08-04-0297. Statens geotekniska institut 2009.
- Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Lännaholms bruk, Uppsala kommun. Delrapport 2- Fördjupad riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Dnr 2-08-04-0297. Statens geotekniska institut 2009.

Den fördjupade miljötekniska markundersökningen omfattade provtagning i jord, sediment, ytvatten, grundvatten och byggnadsmaterial. Analyserna inkluderade dioxin, pentaklorfenol, PAH, petroleumkolväten och metaller.

5.2 Kompletterande undersökning av metaller i jord – december 2009

5.2.1 Fältarbete

Fältarbetet utfördes 2009-12-03 av Maria Carling (SGI) och Stig Gustavsson (Penta-Con). Fältprotokoll från undersökningen finns redovisade i Bilaga 1. Provpunkternas placering redovisas i Figur 4.



Figur 4. Placering av provpunkter, fältundersökning december 2009. Aktuell undersökningsområde är markerat med beige linje. Blå linje markerar en bäckfåra, som är kulverterad genom bruksområdet.

- *Skrubborrprovtagning*

Skrubborrprovtagning utfördes i totalt 15 provpunkter inom området. Provtagningen utfördes med borrhandsvagn som tillsammans med jordskruvar och annan utrustning rengjorts före fältarbetet. Borrjupet varierade mellan 2,0-3,0 meter under markytan. Jordarter, lagerföljd, grundvattennivå och eventuella synliga föroreningar noterades i fältprotokoll för samtliga provpunkter, se Bilaga 1. Samlingsprov togs från varje halvmetr. I de fall där särskilda skikt noterades, provtogs dessa separat. Samtliga jordprov togs som enkelprov. Proven placerades i särskilda plastpåsar avsedda för jordprovtagning.

- *XRF-mätning*

På samtliga jordprov från föreliggande undersökning (provpunkt 301-315) samt på jordprov från ytterligare fyra provpunkter från tidigare undersökningar (201, 203, 205, 208) utfördes XRF-mätning inomhus. XRF-mätning utfördes med instrumentet Niton XL3t på naturfuktiga prover i plastpåse. Redovisad halt (Bilaga 2) utgör medelvärde från två mätningar à 60 sekunder. Efter XRF-mätning valdes ett mindre antal prover ut för laboratorieanalys. Proverna valdes ut dels med utgångspunkt från att de i första hand skulle utgöras av fyllning, dels att både prov med höga och låga XRF-resultat skulle analyseras.

- *Inmätning*

Provpunkter från skruvborrning (301-315) mättes in med hjälp av GPS av Stadsbyggnadskontoret, Uppsala kommun. Noggrannheten anges till någon cm i x- och y-led. Samtliga provpunkters koordinater finns redovisade i Bilaga 3. Koordinatsystemet är RT 90 2,5 gon V, höjdsystem RH2000.

- *Nivåmätning grundvatten*

Fyra befintliga grundvattenrör kring f.d. doppningsplatsen avlästes.

5.2.2 Laboratorieanalyser

Laboratorieanalyser (analyspaket M1c) utfördes av ALS Scandinavia AB, som är ett ackrediterat laboratorium. Prover för laboratorieanalys valdes ut med utgångspunkt från resultat från XRF-mätning och observationer i fält. Laboratorieprotokollen redovisas i sin helhet i Bilaga 4.

6 RESULTAT – FÖRORENINGSSITUATION

6.1 Haltkriterier

Som jämförelsekriterier används de platsspecifika riktvärden som har beräknats i tidigare utredning (SGI, 2009b), se Tabell 1. För bly har inget platsspecifikt riktvärde tagits fram, varför det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning användes.

Tabell 1. *Platsspecifika riktvärden för Lännaholms bruk (SGI, 2009b).*

Ämne	Enhet	Platsspecifikt riktvärde	Styrande för riktvärdet	Generellt riktvärde, MKM (NV, 2009a)
Arsenik	mg/kg TS	20	Intag av jord	25
Kadmium	mg/kg TS	20	Skydd av markmiljö	15
Zink	mg/kg TS	500	Skydd av markmiljö	500
Bly	mg/kg TS	-	-	400

Lokala bakgrundshalter finns från ett referensprov i skogsområdet sydost om bruksområdet (SGI, 2009a), se Tabell 2.

Tabell 2. Bakgrundshalt i jord utanför Lännaholms bruk (SGI, 2009a).

Ämne	Bakgrundshalt jord (mg/kg TS)
Arsenik	10,8
Kadmium	0,34
Zink	116
Bly	29

6.2 Föroreningar i jord

I Tabell 3 redovisas resultat från laboratorieanalyser av jordprov (ett urval av analyserade metaller). Resultaten i sin helhet finns i Bilaga 4. Av tabellen framgår att det framför allt är zink (och i viss mån arsenik) som förekommer i halter över det plats specifika riktvärdet. Flertalet analyserade prover utgörs av fyllning med varierande metallhalter, vilket styrker att fyllningen i området är av heterogen karaktär. Alla uppmätta metallhalter i den naturliga jorden är relativt låga och jämförbara med halterna i referenspunkten.

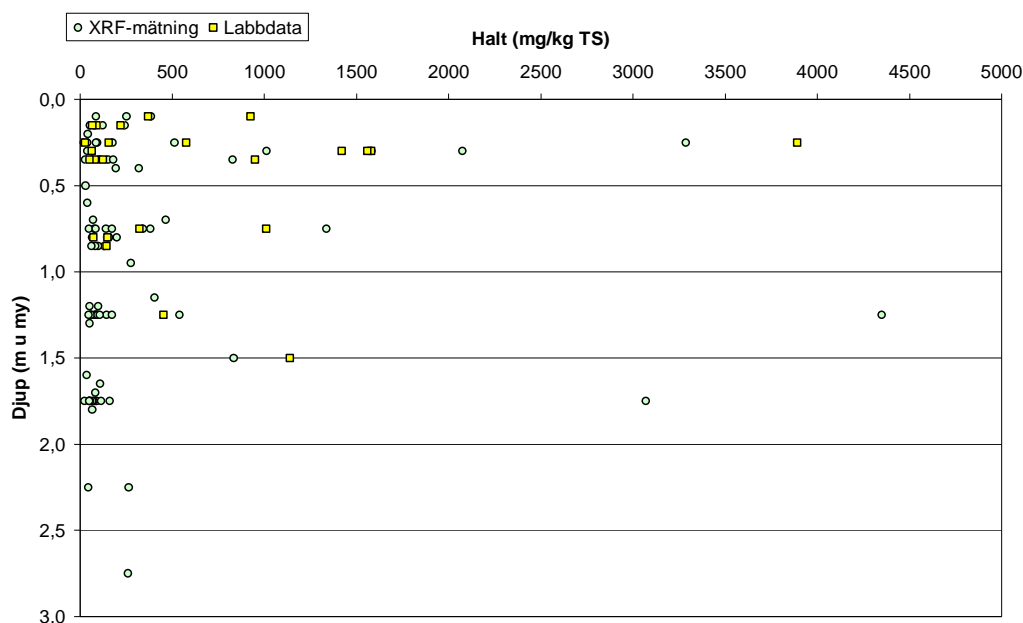
Tabell 3. Analysresultat (GC-MS) avseende arsenik, kadmium, bly och zink på jordprov från området runt dopningsplatsen. Röd färg indikerar halt över riktvärde.

Provpunkt	Nivå (m u my)	Jordart*	As (mg/kg TS)	Cd (mg/kg TS)	Pb (mg/kg TS)	Zn (mg/kg TS)
203	0-0,3	F (gr Sa)	5,2	0,46	19	220
205	0-0,3	F (gr Sa)	3,1	0,19	9,1	92
208	0-0,5	F (gr Sa)	3,8	0,23	24	156
301	0-0,7	F (Gr)	<3	0,14	8,4	82
301	0,7-1,0	Sa (F?)	14	0,55	17	143
302	0-0,6	F (sa Gr), slagg	5,1	4,1	54	1 580
302	0,6-1,0	Let	9,4	0,19	19	150
303	0-0,5	F (Sa)	<3	<0,1	6,9	28
304	0-0,7	F (gr Sa)	3,8	<0,1	11	52
306	0-0,3	F (mu Sa), sot, kol	3,2	0,23	15	67
308	0-0,6	F (gr Sa)	4,5	0,13	31	66
309	0-0,2	F (mu gr Sa), ngt tegel	23	1,1	32	369
309	0,2-0,5	(gr sa) Let	8,5	0,31	18	125
310	0-0,6	F (gr Sa), sot	82	4,3	59	1 420
310	0,6-1,0	Gr sa Mn	4,2	0,19	13	73
311	0-0,6	F (gr Sa), sot, tegel	13	5,1	59	1 560
311	1-1,5	Le (F?), inslag av slagg	9,1	1,4	25	452
312	0-0,2	F	12	0,76	55	926
313	0-0,5	F (st gr Sa)	64	1,6	46	576
313	0,5-1,0	F (gr Sa/ sa Gr)	25	0,66	26	324
314	0,2-0,5	F (sa Gr)	14	1,7	74	949
314	1-2	F (gr Sa)	9,5	0,86	32	1 140
315	0-0,5	F (sa, si, le, tegel)	23	8,1	325	3 890
315	0,5-1,0	F (sa, si, le, tegel)	10	2,5	97	1 010
Platsspecifikt riktvärde			20	20	-	500
NV-MKM			25	15	400	500

*/ F= fyllning. Gr=grus. Sa=sand. Le=lera, Let=torrskorpelera.

- *Zink*

Resultat från XRF-mätningar och labbdata av jordprov redovisas i Bilaga 2 respektive Bilaga 4. XRF-mätningarna som utfördes på samtliga nivåer i varje provpunkt visar att förhöjda metallhalter i huvudsak förekommer i fyllningen i det övre jordlagret. Av Figur 5 framgår att halter över platsspecifikt riktvärde (500 mg/kg TS) på djup > 0,5 m endast förekommer på ett fåtal platser, som kan härledas till provpunkterna 314 och 315. Dessa provpunkter ligger i ett område med större mäktighet på fyllningen (se Figur 2 och Figur 8).

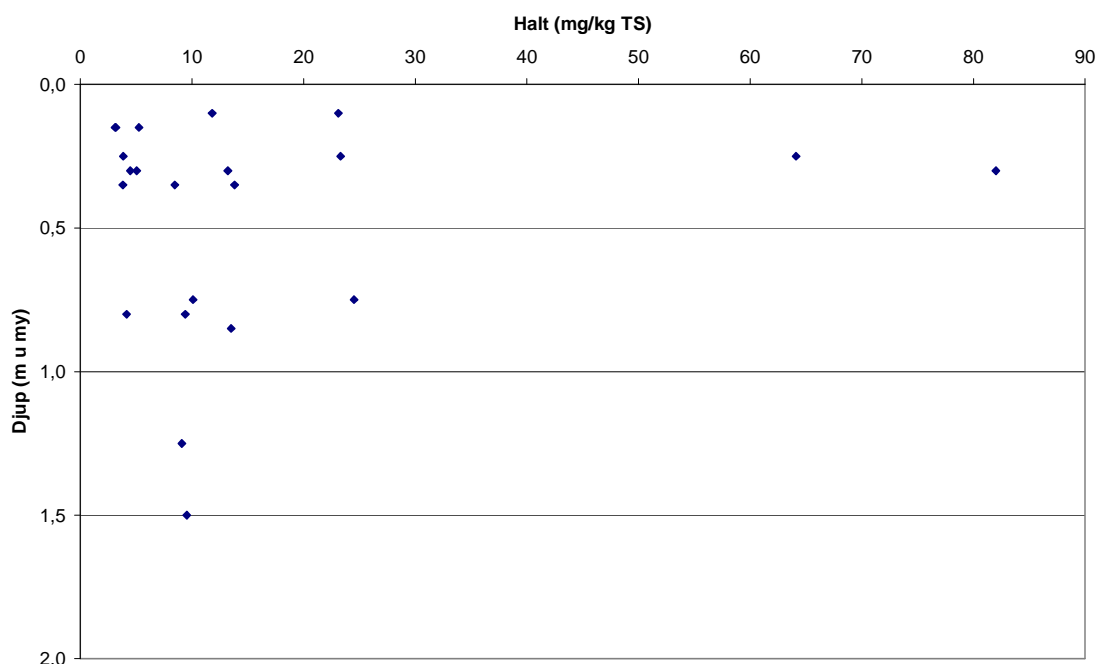


Figur 5. Halten zink i jord med avseende på djupet under markytan. Platsspecifikt riktvärde = 500 mg/kg TS.

Vid XRF-mätningen utfördes två mätningar på samma prov (plastpåse med jord). Det resultat som redovisas i Bilaga 2 utgör medelvärde av dessa mätningar. För vissa prov var variationen mellan mätningarna stor, vilket pekar på att halten varierar mycket även i små provvolymmer (d.v.s. heterogen fyllning).

- *Arsenik*

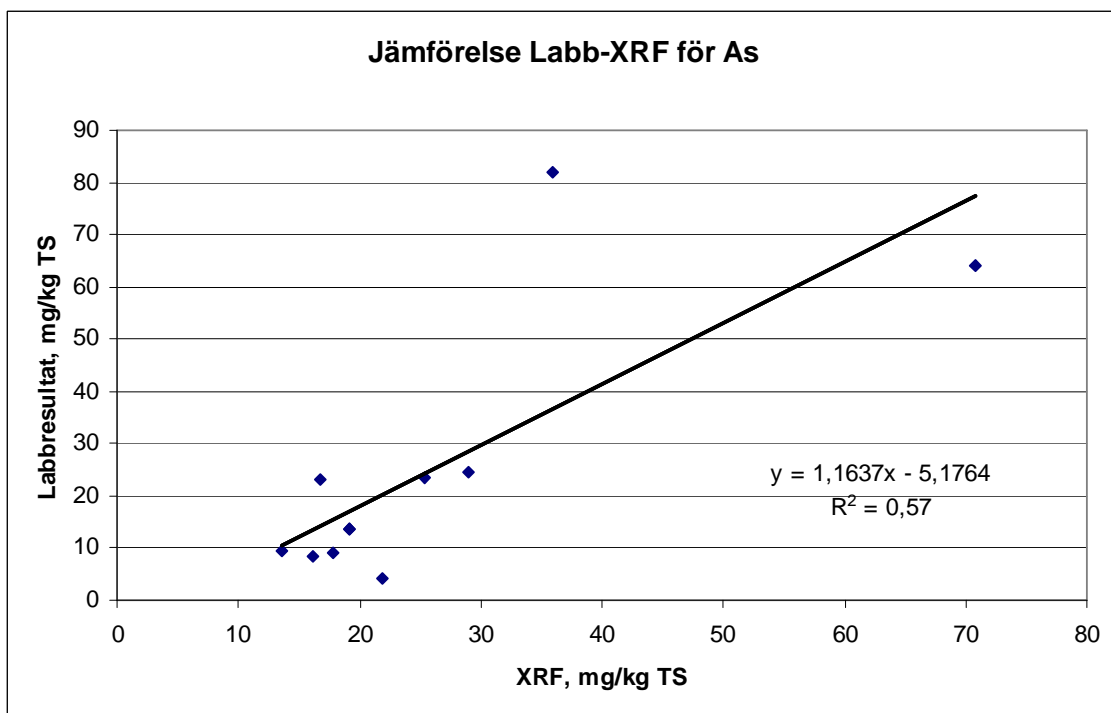
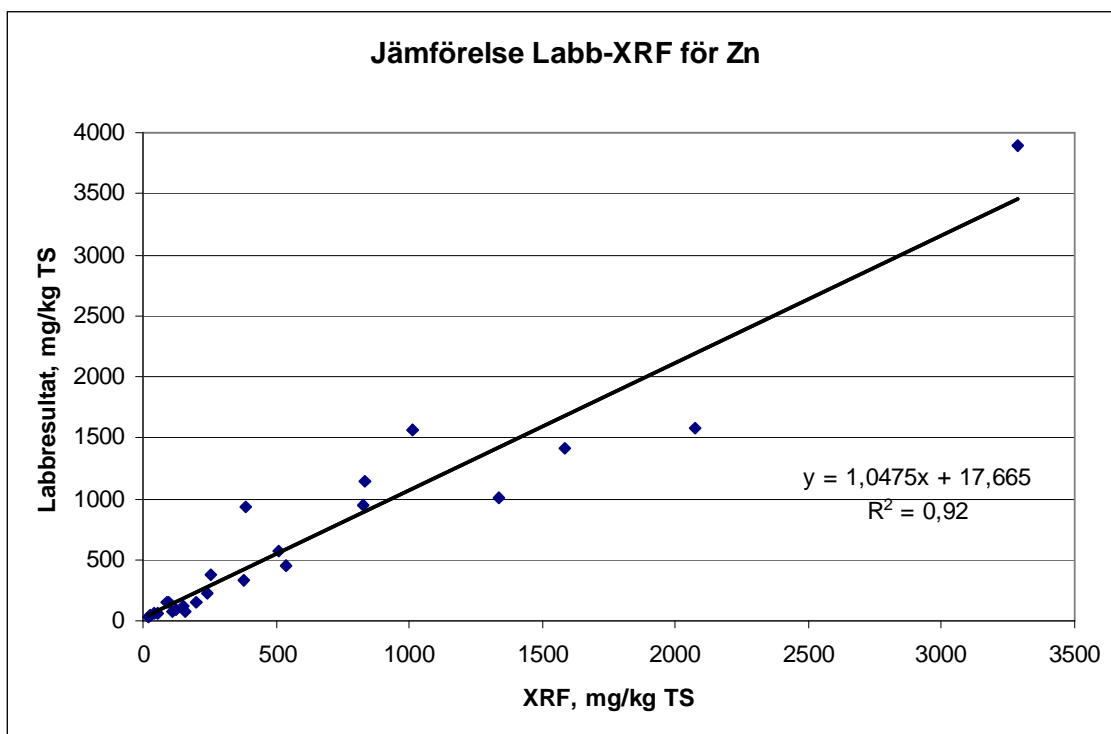
Arsenik redovisas på motsvarande sätt som zink beträffande halt-mätdjup (Figur 6). Av figuren framgår att den förhöjda arsenikhalten i huvudsak förekommer i den ytliga fyllnadsjorden ner till 0,5 m under markytan. Halter över det platsspecifika riktvärdet 20 mg/kg TS noterades endast i ett prov på större djup än 0,5 m (provpunkt 313). Även denna punkt är belägen i området med djupare fyllning (se Figur 2 och Figur 9).



Figur 6. Halten arsenik i jord (laboratorieanalyser) med avseende på djupet under markytan. Platsspecifikt riktvärde = 20 mg/kg TS.

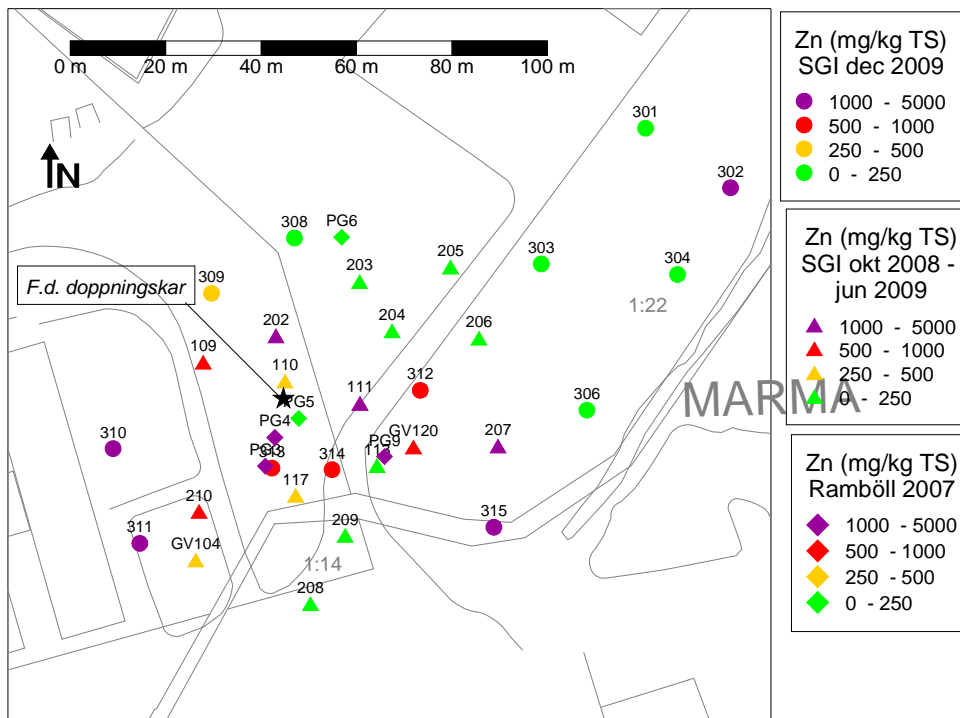
- *Korrelation mellan laboratorieanalyser och XRF*

I Figur 7 jämförs resultaten från laboratorieanalyser (GC-MS) med XRF-mätningar. För zink fås en god överensstämmelse medan jämförelsen för arsenik har betydligt större spridning. De två högsta laboratoriehalterna (arsenik) är styrande för resultatet och om dessa undantas i jämförelsen minskar korrelationskoefficienten R^2 till ca 0,3. Antalet XRF-mätningar med avseende på arsenik är begränsade p.g.a. att detektionsgränsen ligger högt, i storleksordningen 11 mg/kg TS (motsvarande halva medelvärdet av XRF-mätta halter). Ovanstående innebär att för zink ger XRF-mätningen ett värde som i stort motsvarar den halt som kan förväntas vid laboratorieanalys.

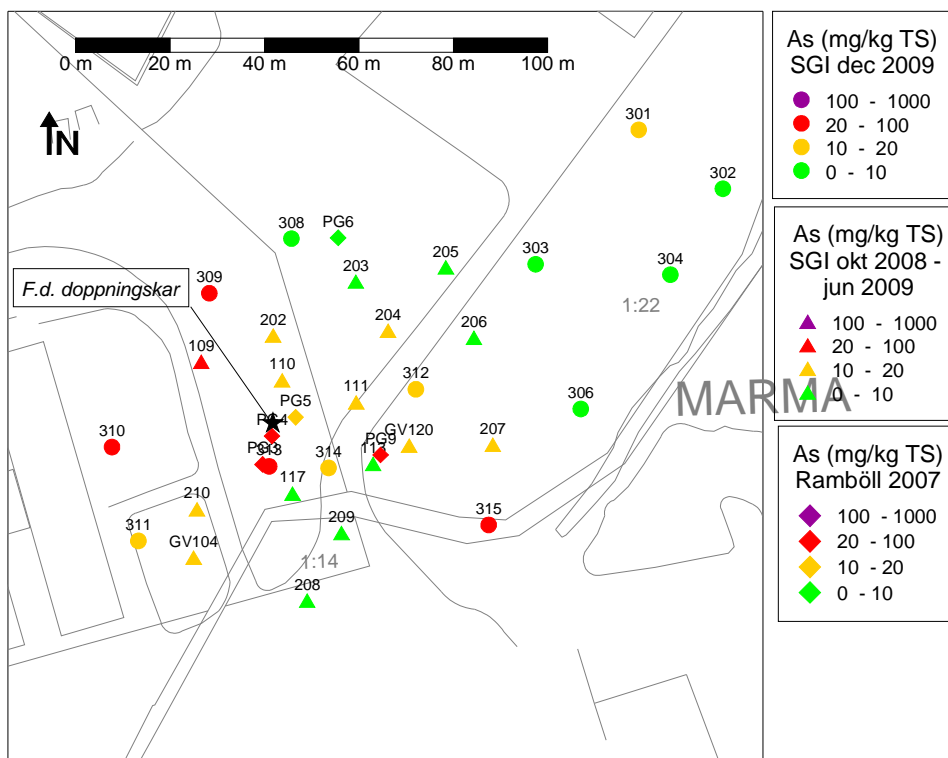


Figur 7. Jämförelse mellan laboratorieresultat och XRF-mätningar med avseende på zink (n=24) respektive arsenik (n=11).

I Figur 8 – Figur 9 presenteras halterna av arsenik och zink i provpunkter runt doppningsplatsen i det övre jordlagret (0-1 m under markytan). Endast i ett fåtal provpunkter överskrids det platsspecifika riktvärdet för arsenik på 20 mg/kg TS. Det är framför allt området närmast fabriksbyggnaden som innehåller fyllning med höga arsenikhalter. Zinkhalter över det platsspecifika riktvärdet (500 mg/kg TS) rapporterades i ett flertal provpunkter i området närmast doppningsplatsen.



Figur 8. Zink-halten (laboratorieanalys) i olika provpunkter (0-1 m under markytan) runt dopningsplatsen. Siffrorna anger provpunktsnummer. NV riktvärde KM=250 mg/kg TS, platspecifikt riktvärde = 500 mg/kg TS.



Figur 9. Arsenik-halten (laboratorieanalys) i olika provpunkter (0-1 m under markytan) runt dopningsplatsen. Siffrorna anger provpunktsnummer. NV riktvärde KM=10 mg/kg TS, platspecifikt riktvärde 20 mg/kg TS.

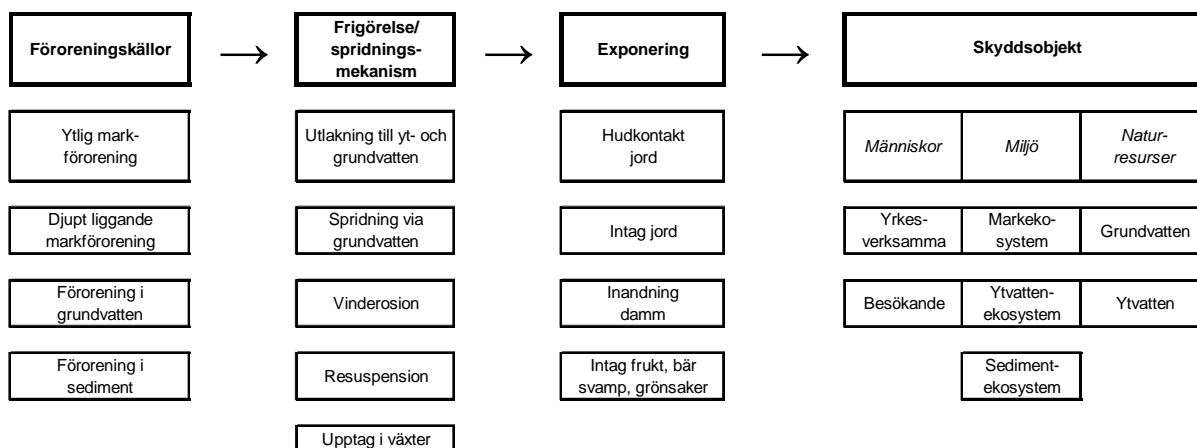
7 FÖRENKLAD RISKBEDÖMNING

Riskerna med den dioxinförorenade jorden inom bruksområdet har beskrivits tidigare (SGI, 2009b). Utredningen pekade på ett saneringsbehov när det gäller dioxin. Efterbehandlingsåtgärd i form av schaktning och deponering av förorenade massor har föreslagits.

I detta kapitel görs en **riskbedömning avseende metallförorening i jord i området runt doppningsplatsen**, d.v.s. i det område som föreslagits för sanering av dioxinförorenad jord.

7.1 Konceptuell modell

I Figur 10 redovisas de riskobjekt (föroreningskällor) och skyddsobjekt som är aktuella i området runt doppningskaret och kopplingen mellan dessa.



Figur 10. Beskrivning av föroreningskällor, spridningsmekanismer, exponeringsvägar och skyddsobjekt i området runt doppningskaret vid Lännaholms bruk. Modellen baseras på Naturvårdsverket, 2009a.

Föroreningskällan i området utgörs primärt av förorenad jord. Förorenat grundvatten och sediment förekommer som sekundära föroreningskällor med ringa förhöjning över bakgrundshalter.

Det finns olika transportvägar eller spridningsmekanismer, se även SGI, 2009a. Föroreningar i jord kan spridas genom damning och genom utlakning till grundvatten. I grundvatten är spridningen beroende av grundvattnets flöde och dess strömningsriktning. Även via ytavrinning och ledningsgravar kan föroreningar spridas från området.

Människor kan exponeras för förorening framför allt genom hudkontakt med jord, inandning av damm och intag av jord. Delar av området är grusbelagda och inom dessa delar kan människor exponeras för förorening t.ex. genom damning eller hudkontakt. Inom de delar av området där det finns vegetation är risken för exponering via damning etc. liten. Ingen grundvattentäkt finns inom bruksområdet eller i dess närhet. Det finns heller inga gynnsamma förutsättningar vattentäkter och intag av dricksvatten (grundvatten) antas därför inte utgöra en exponeringsväg.

Aktuella *skyddsobjekt* utgörs främst av yrkesverksamma inom bruksområdet, eventuella besökande på fastigheten. Sjöarna Fjärden och Långsjön utgör skyddsobjekt i form av ytvatten. Sjöarna är recipient för den bäck som rinner genom området. Långsjön används som kommunal dricksvattentäkt för samhällena Länna och Almunge. Både yt- och grundvatten är skyddsvärda, i enlighet med förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling (Naturvårdsverket, 2009b). Även ekosystemet i mark utgör skyddsobjekt. Vid Länna-holms bruk är marken redan påverkad av industriell verksamhet under lång tid. Marken utgörs också av fyllnadsmassor vilket i sig kan innebära begränsade förutsättningar för en god markmiljö. Enligt Naturvårdsverket (2009c) är det då acceptabelt att ställa något lägre skyddskrav på markmiljön. De generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning (d.v.s. industrimark) bedöms ge ett skydd för ca 50 % av arterna inom det förorenade området.

7.2 Statistisk bearbetning

Som underlag för riskbedömningen gjordes en statistisk bearbetning av analysdata (Bilaga 5), med redovisning i Tabell 4. Underlagsdata utgörs av samtliga analysresultat från Rambölls undersökning 2007 (5 prov), SGI:s undersökning okt 2008-juni 2009 (13 prov) och SGI:s kompletterande undersökning i december 2009 (17 prov) på nivån 0-1 m under markytan. I de fall där flera analys svar finns (t.ex. från nivån 0-0,5 m u my och 0,5-1,0 m u my) användes halten från den övre provnivån.

Av Tabell 4 framgår att om den representativa halten anges som UCLM95-värdet (d.v.s. 95 % sannolikhet att den verkliga medelhalten är lägre) så överskrider det platsspecifika riktvärdet för både zink, arsenik och bly. För arsenik gjordes även en jämförelse med den akuttoxiska halten på 100 mg/kg TS (Naturvårdsverket, 2009). De statistiska beräkningarna visar att i 1 % av området överskrider arsenikhalten denna halt. Slutsatsen är att eftersom den representativa halten (UCLM95) överskrider det platsspecifika riktvärdet för arsenik och zink och MKM-riktvärdet för bly, så innebär föroreningsituationen inom delområdet avseende metaller i jord en oacceptabel risk för människor och miljö.

Tabell 4. Statistisk bearbetning av analysdata från området runt dopningsplatsen.

		Zink	Arsenik	Bly
Antal analyser		34	34	34
Minvärde	mg/kg TS	28	2	7
Maxvärde	mg/kg TS	4 300	82	2 200
Medelhalt (under log-normalantagande)	mg/kg TS	1 220	15	95
UCLM95 (Chebyshevs fördelningsfri)	mg/kg TS	1 929	28	414
Platsspecifikt riktvärde (SGI, 2009b)	mg/kg TS	500	20	400*
Andel av området som överskrider platsspecifikt riktvärde	%	43	23	4

* NV:s generella riktvärde för MKM, inget platsspecifikt riktvärde har beräknats

I Tabell 5 redovisas det hälsoriskbaserade och det miljöriskbaserade riktvärdet separat (se även SGI, 2009b). Av tabellen framgår tydligt att det i vissa fall är effekterna på miljön (markmiljön) som är styrande för det sammanvägda riktvärdet, och i andra fall är det hälsoriskerna. Exponeringsvägen intag av jord har störst betydelse för hälsoriktvärdet för alla tre ämnena.

Tabell 5. *Hälsoriskbaserat respektive miljöriskbaserat platsspecifikt riktvärde för industriområdet (Lännaholms bruk). Fet, kursiv stil anger styrande riktvärde.*

Ämne	Enhet	Hälsobaserat riktvärde	Miljöriskbaserat riktvärde		
			Markmiljö	Ytvatten	Grundvatten
Arsenik	mg/kg TS	20	40	1 600	240
Bly*	mg/kg TS	740	400	3 600	420
Zink	mg/kg TS	110 000	500	22 000	4 800

* NV:s generella riktvärde för MKM, inget platsspecifikt riktvärde har beräknats

För arsenik är det alltså risker för människors hälsa som är styrande för riktvärdet, medan det för bly och zink är riskerna för markmiljön.

7.3 Avgränsning av förorenat område

Det aktuella undersökningsområdet uppgår till drygt 10 000 m². Mängden fyllning med föroreningshalter över riktvärdet uppskattas till drygt 3 000 m³ (beräknat utifrån att 43 % av undersökningsområdet är förorenat och att medeldjupet för förorenad jord är 0,7 m) vilket enligt MIFO-klassificeringen (Naturvårdsverket, 1999) utgör en måttlig mängd.

Den förorenade fyllningen avgränsas naturligt mot norr och väster. I väster finns fabriksbyggnaden, i norr utgör ett mindre höjdparti en naturlig avgränsning (se Figur 11 och höjdlinjer i Figur 2). Den södra gränsen är inlagd efter samråd med Länsstyrelsen och ansluter delvis till det kulverterade ytvattendraget (Figur 4). Metallföroreningar kan dock finnas längre söder.

En avgränsning har lagts in i Figur 12 med en delyta nordost om linjen (tidigare uppslagsplats för impregnerat virke) och en sydvästlig delyta närmast den tidigare dopningsplatsen. Föroreningskarakteristiken skiljer sig åt mellan de nordöstra och sydvästra delytorna, se Tabell 6 där statistiska parametrar avseende zinkhalten i jorden redovisas. Av tabellen framgår tydligt att de högsta föroreningshalterna förekommer i sydvästra delen av området, d.v.s. i området runt den tidigare dopningsplatsen.

Den avgränsade sydöstra delytan upptar en yta på ca 5 000 m².



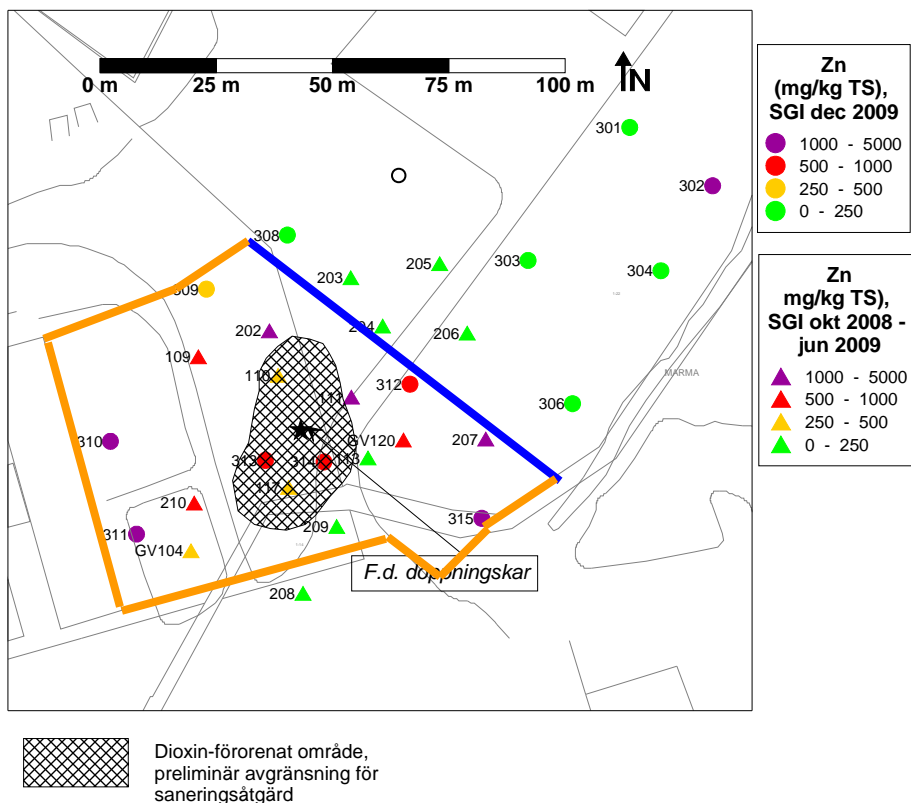
Figur 11. Mindre höjdparti väster om provpunkt 307 (se Figur 4) utgör begränsningslinje mot norr och nordväst.

Tabell 6. Jämförelse mellan delyta Nordost (tidigare upplagsplats) och Sydväst (tidigare doppningsplats).

Delområde	Enhet	Sydväst (f.d. doppningsplats)	Nordost (f.d. upplagsplats)
Antal analyser		22	11
Minvärde	mg/kg TS	60	28
Maxvärde	mg/kg TS	4 300	1580
Medelhalt (under lognormalantagande)	mg/kg TS	1 682	166
UCLM95 (Chebyshevs fördelningsfri)	mg/kg TS	2 675	815
Andel av området som överskrider platsspecifikt riktvärde	%	61	6

7.4 Bedömning av hälso- och miljörisker

Det område som i tidigare undersökning (SGI, 2009a) bedömts vara dioxinförorenat och i behov av saneringsåtgärd redovisas i Figur 12. Av Figur 8 (zink), Figur 9 (arsenik) och Figur 12 framgår att metallförorening förekommer i höga halter även utanför det dioxinförorenade området. Metallförorening finns därmed inom ett större område än dioxinföroreningen. Detta är naturligt eftersom metallföroreningen hänger ihop med fyllningen och inte med själva doppningsverksamheten (dioxinförorening).



Figur 12. Preliminär avgränsning av dioxinförorening runt dopningsplatsen (raster, halt över MKM-riktvärdet). Färgmarkeringar avser halten zink i jord, 0-1 m u my, siffror anger provpunktsnummer. Blå linje är inlagd som gränslinje för zink i nordost. Orange linje kompletterar avgränsningen (jämför med Figur 4).

Höga zink-halter förekommer i området runt dopningsplatsen och i anslutning till fabriksbyggnaden, men halterna varierar även på korta avstånd. Ett område med större fyllningsdjup (1-2 m eller mer) finns söder om dopningsplatsen (utfyllnad ner mot bäcken), se Figur 2. I övriga delar är fyllningsdjupet vanligtvis 0,5-1,0 m, men ställvis förekommer tunnare fyllning (0-0,2 m). Det går inte att se något samband mellan fyllningsdjup och föroreningshalt (jämför Figur 2 och Figur 12).

Arsenik och bly har en mycket hög farlighet, medan zink anses ha en måttligt hög farlighet (Naturvårdsverket, 1999).

Nedan görs en bedömning av riskerna för hälsa och miljö, med utgångspunkt från de skyddsobjekt som identifierades i den konceptuella modellen (avsnitt 7.1).

Hälsorisker

Riskerna för människors hälsa är främst förknippad med förekomsten av arsenik. Ca en fjärdedel av området bedöms överskrida det platsspecifika riktvärdet på 20 mg/kg TS (se Tabell 4), medan endast 1 % av området överskrider halten för akuttoxicitet (100 mg/kg TS). Värdet för akuttoxicitet är beräknat utifrån mindre barn som äter förorenad jord. Området är inhägnat och sannolikheten att barn skulle äta jord vid Lännaholms bruk bedöms som mycket liten. Risken för akuttoxiska effekter bedöms därför som försumbar. UCLM95-värdet för bly (425 mg/kg TS) är betydligt lägre än hälsoriktvärdet

på 740 mg/kg TS (Tabell 5), vilket innebär att riskerna för negativa hälsoeffekter orsakad av bly-förorenad jord bedöms som små. Zinkhalterna bedöms inte utgöra någon hälsorisk.

Miljörisker – markmiljö

Inom stora delar av det undersökta området (43 %) överskrider det miljöriskbaserade riktvärdet på 500 mg/kg TS för zink. UCLM95-värdet uppgår till knappt 2 000 mg/kg (se Tabell 4), d.v.s. 4 ggr det platsspecifika riktvärdet, vilket enligt MIFO-metodiken innebär ”allvarligt tillstånd”. För bly överskrider riktvärdet marginellt. Riktvärdena för bly och zink är båda baserade på skydd av markfunktionen jämförbar med MKM (mindre känslig markanvändning), vilket innebär att 50 % av de marklevande arterna skyddas. Enligt Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning (Naturvårdsverket, 2009b) så är det inte alltid lika motiverat med höga skydds krav på markmiljön i industriområden där marken utgörs av vissa typer av fyllnadsmassor. Det är dock viktigt att beakta risken för förorenings spridning och omgivnings påverkan.

Miljörisker – yt- och grundvatten

Rapporterade halter i yt- och grundvatten har i tidigare undersökning (SGI, 2009a) varit låga. Vid en jämförelse med referensprov bedöms yt- och grundvatten i området vara påverkat av metallföroreningar i jorden, men halterna är låga eller måttliga i ett nationellt perspektiv (naturliga bakgrundshalter i Sverige). Riskerna för yt- och grundvatten bedöms därför som små med avseende på metallförorening.

Miljörisker – sediment

De sedimentprov som i tidigare undersökning (SGI, 2009a) tagits i bäcken visar på förhöjda metallhalter både uppströms och nedströms Lännaholms bruk. Halterna kan för vissa metaller (främst kadmium, ej zink eller arsenik) innebära risk för negativa biologiska effekter (SGI, 2009b).

8 SAMMANFATTANDE SLUTSATS

De höga metallhalter (zink, arsenik) i jord i området överskrider platsspecifika riktvärden och innebär därför en oacceptabel risk för människa och miljö. Förekomsten av arsenik i jord utgör en hälsorisk, medan höga zinkhalter utgör risker för markmiljön i den övre marknivån (0-1 m).

Metallföroreningarna i jorden innebär en risk för förorenings spridning, men undersökningar i yt- och grundvatten samt sediment visar på liten-måttlig påverkan från området. Det innebär att risken för förorenings spridning och omgivnings påverkan avseende metaller bedöms som liten.

Sammantaget bedömer SGI att det finns ett saneringsbehov med avseende på metaller inom den sydvästra delen av det undersökta området, d.v.s. området nära dopningsplatsen. En eventuell sanering med avseende på dioxer respektive metaller bör samordnas för att uppnå bästa resultat, tekniskt och miljömässigt. Om efterbehandlingen (i form av urschaktning) kring dopningsplatsen genomförs först med inriktning på dioxiner/furaner föreslås fortsatt urgrävning av metallförorenade massor, ut till den gräns som anges i Figur 12 (med inriktning på metallerna arsenik och zink).

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
Markmiljöavdelningen



Bengt Rosén
Uppdragsledare



Mikael Stark
Granskare

REFERENSER

Naturvårdsverket (1999). Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918.

Naturvårdsverket (2009a). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. September 2009.

Naturvårdsverket (2009b). Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. 2009-05-28. Utkast SGF-kurs 26-27 maj 2009.

Ramböll (2007). Översiktlig miljöteknisk markundersökning och riskklassning enligt MIFO Fas 2. Länna holms bruk.

SGI (2009a). Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Länna holms bruk, Uppsala kommun. Delrapport 1 - Undersökningsresultat inkl. kompletterande fältundersökningar jan-jun 2009. Dnr 2-08-04-0297. Datum 2009-09-22.

SGI (2009b). Fördjupad miljöteknisk markundersökning. Länna holms bruk, Uppsala kommun. Delrapport 2 - Fördjupad riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Dnr 2-0804-0297. Datum 2010-01-18.