

# Norra Kärra 5:43 m. fl. Askersunds golfbana

## Miljökonsekvensbeskrivning – Detaljplan



SAMRÅDSHANDLING 2015

Örebro 2015-06-30

Peter Larsson

Erica Tallberg

Antal sidor: 19

### Icke teknisk sammanfattning

En detaljplan för utveckling av golfbanan i Åmmeberg har utarbetats med målet att möjliggöra byggnation av anläggningar för turism och friluftsliv samt säkerställa den framtida driften av golfbanan. Planområdet omfattar hela golfbanan med tillhörande serviceytor.

Planens syfte är att pröva förutsättningar för att utveckla området med ny bebyggelse på Ulvön, anläggande av gästhamn samt uppförande av hotell vid klubbhusområdet. För att möjliggöra fortsatt utveckling i området föreslår planen ett antal miljöskyddsåtgärder för att minska risken för att människor exponeras för förekommande markföroreningar.

Miljökonsekvensbeskrivningen har avgränsats till att bedöma påverkan på människors hälsa och miljön med avseende på förekommande markföroreningar samt planens påverkan på strandskydd.

I stort sett hela planområdet berör ett upplag av avfallsand från tidigare gruvdrift. Sanden innehåller höga halter av zink, bly och arsenik. Provtagningar visar att förhöjda halter finns i hela sandupplaget och att en kontinuerlig utlak-

ning sker till Vättern. Av befintlig riskbedömning framgår att utlakningen är ett problem vilket också uppmärksammas i miljökvalitetsnormerna för Vättern men att exponeringsrisken för människor är acceptabel om avfallsanden hålls täckt. För att möjliggöra föreslagna byggnationer har planen föreskrivit ett antal miljöskyddsåtgärder. Bland annat skall avfallsanden skyddas mot vind- och vågerosion för att minska risken för ohälsosam exponering för människor. Vidare föreskriver planen att de delar som skall bebyggas skall undersökas och saneras till lämpliga nivåer utifrån planerad markanvändning.

Planförslaget bedöms inte innebära någon skillnad för utlakning av föroreningar jämfört med nollalternativet och planförslaget bedöms inte heller försvåra framtida saneringsåtgärder. Denna bedömning gäller även risken för att människor exponeras negativt. I viss mån innebär planförslaget en förbättring på den punkten då planen förskriver ett långsiktigt skydd samt en långsiktigt fastslagen markanvändning.

Planen omfattas i stora delar av strandskydd varför anpassning har gjorts av den bebyggelse som skall planeras i strandremsan. Planerad bebyggelse utgörs av fritidshus för uthyrning samt hotellverksamhet och bedöms främja

allmänhetens och friluftslivets intressen. Planen tillser också att en passage skapas mellan stranden och bebyggelsen. Då stor del av planområdets strandremsa ingår i kommunens sk. LIS-plan bedöms goda förutsättningar finnas för att medge dispens för föreslagna byggnationer. Störst påverkan får exploateringen i strandområdet vid Ulvön där ett 15 tal hus och tillfartsväg skall uppföras. Påverkan i strandområdena kan minskas genom att anpassningar sker utifrån de topografiska- och naturmässiga förhållandena som finns på platsen och därför bör naturmiljöinventering genomföras i samband med detaljprojektering.

Planen bedöms vara i god överensstämmelse med de nationella miljömålet levande sjöar och vattendrag samt ligger i linje med riksintresset "Vättern och dess stränder". Då planen beaktat markförhållandena på platsen och förskriver ett antal förbättrande miljöskyddsåtgärder bedöms planen ligga i linje även med miljökvalitetsmålet "Giftfri miljö" särskilt när skälighetsaspekter vägs in i bedömningen.

## Innehållsförteckning

### ICKE-TEKNISK SAMMANFATTNING

1	INLEDNING .....	4	4.6	Markanvändning .....	11
1.1	Bakgrund.....	4	4.7	Mark och vatten.....	12
1.2	Miljöbedömning .....	4	5	EFFEKTER OCH KONSEKVENSER .....	14
1.3	Avgränsningar .....	5	5.1	Strandskydd .....	14
2	PLANFÖRSLAG .....	6	5.2	Förorenad mark.....	15
2.1	Planens huvuddrag .....	6	6	FÖRSIKTIGHETSMÅTT OCH SKYDDSÅTGÄRDER .....	17
2.2	Nollalternativ.....	7	7	MILJÖMÅL.....	18
2.3	Tidigare planalternativ.....	7	8	RIKSINTRESSEN .....	19
3	TIDIGARE BESLUT OCH STÄLLNINGSTAGANDEN .....	7	9	MILJÖKVALITETSNORMER ..	19
4	RÅDANDE FÖRHÅLLANDEN...8		10	UPPFÖLJNING .....	19
4.1	Allmänt .....	8			
4.2	Planförhållanden.....	9			
4.3	Strandskydd.....	10			
4.4	Riksintressen .....	10			
4.5	Miljö kvalitetsnorm .....	10			

Bilaga: Riskbedömning Utkast

## 1 Inledning

### 1.1 Bakgrund

I syfte att presentera tankar och idéer kring golfbanans framtida utveckling i Åmmeberg har ett planprogram tagits fram. Programmet har varit ute på samråd och nu har ett planarbete inletts för att i detalj pröva förutsättningarna på platsen samt för att inarbeta de synpunkter som inkommit. Den behovsbedömning som följde planprogrammet har nu uppdaterats så att Länsstyrelsens synpunkter beaktats i större grad.

I aktuellt planförslag föreslås befintlig golfbana fastställas samt att området kring dagens klubbhus utvecklas med gästhamn och gäststugor samt även hotellverksamhet. Planen ger även förutsättningar för att etablera bebyggelse på Ulvön.

I övrigt kommer planen att förstärka miljöskyddet på platsen genom att säkerställa olika typer av erosionsskydd för att förhindra spridning av förekommande föroreningar samt även säkerställa befintligt dikessystem för att omleda dagvatten.

### 1.2 Miljöbedömning

Kommunen ska för varje detaljplan bedöma om det krävs en miljökonsekvensbeskrivning för planen. Bedömningen ska ske utifrån de kriterier som anges i bilaga 4 till förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar. Om detaljplans genomförande kan antas medföra en betydande miljöpåverkan ska en miljöbedömning genomföras.

I detta fall har detaljplanen bedömts innebära betydande miljöpåverkan och en avgränsning har genomförts vilken har samrått om med Länsstyrelsen.

Miljökonsekvensbeskrivningen är baserad på befintligt kunskapsunderlag. Inhämtning av ny kunskap genom utredningar eller inventeringar har ej genomförts inom ramen för bedömningen.

Miljökonsekvensbeskrivningen har sammanställts av Peter Larsson och Emma Platesjö på Structor Miljöteknik AB.

Beskrivning av effekter avseende exponeringsrisker för markföroreningar har baserats på riskbedömning utförd av SWECO, se bilaga.



### 1.3 Avgränsningar

Med hänsyn till planförslagets utformning samt till områdets karaktär och känslighet har miljökonsekvensbeskrivningen avgränsats enligt nedan.

#### Tidsmässigt

Bedömningar av miljöpåverkan för exploateringsstiden dvs kontinuerlig påverkan när planen genomförs samt en långsiktig miljöpåverkan när planen är genomförd.

#### Geografiskt

Miljöpåverkan bedöms för hela planområdet och dess närmaste omgivning.

#### Aspekter

Följande betydande miljöaspekter kommer i enlighet med genomförd avgränsning att utredas i miljökonsekvensbeskrivningen:

#### Föroreningar i mark

En bedömning av de exponerings- och spridningsrisker som finns på platsen med föreslagen markanvändning.

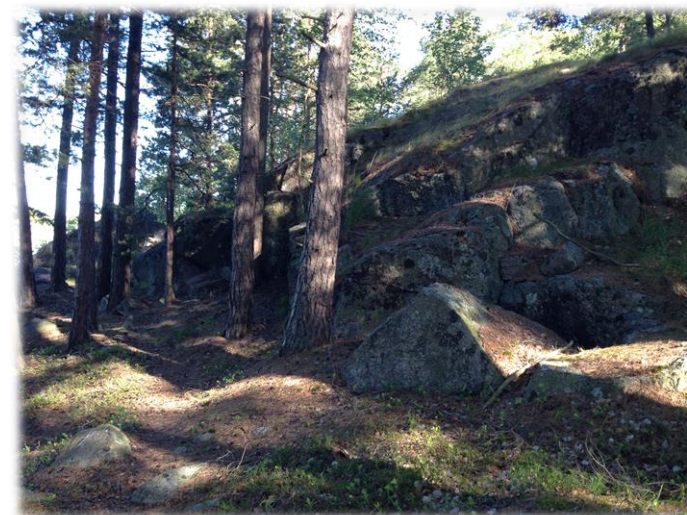
#### Strandskydd

En bedömning av hur föreslagen byggnation vid Vätterns strand kommer att

påverka strandskyddet samt utreda förutsättningar för dispens.

Avstämning av miljöpåverkan som bedömts betydande görs mot följande miljömål:

- Giffri miljö
- Levande sjöar och vattendrag



## 2 Planförslag

### 2.1 Planens huvuddrag

Planen ger huvudsakligen förutsättningar för utveckling av befintlig bebyggelse med hotell och övernattningsstugor.

Planen prövar också möjligheten att uppföra fritidshus på Ulvön samt utöka befintlig hamn med en gästhamn för att öka kontakten med det befintliga båtlivet.

Föreslagna byggnationer ska kunna göras utan risk för människors hälsa och miljö, dels vad gäller genomförandet och dels på längre sikt för de personer som kommer att uppehålla sig i området.

Förutom de utvecklingsmöjligheter planen medför inriktar sig planen också på en rad olika miljöskyddsåtgärder. Planen inför olika typer av erosionsskydd som ska upprätthållas, dels skydd mot vinderosion av de delar inom planen som utgörs av avfallssand och dels skydd mot vågerosion för de delar av avfallssanden som ansluter till Vättern.

I övrigt införs en bestämmelse som säkerställer att de öppna dagvattendiken som idag avleder vatten från uppströms liggande områden bibehålls.

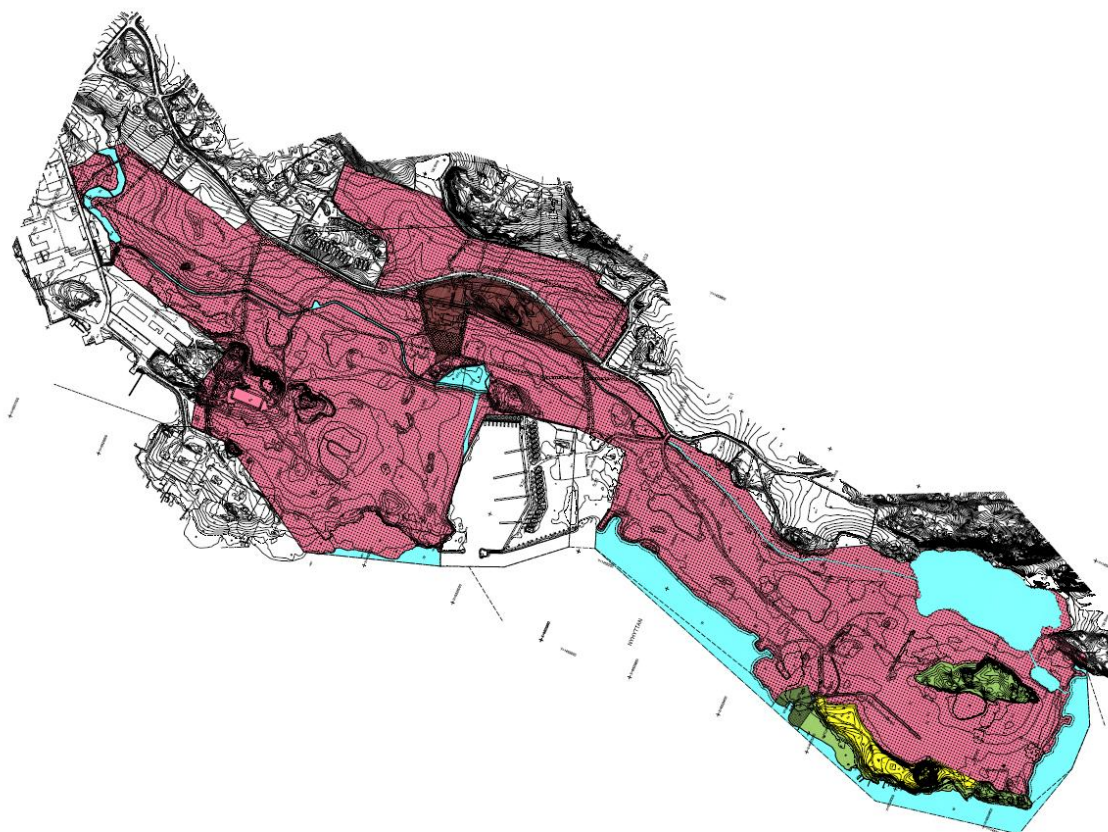


Bild 1 Planförslag

### 2.2 Nollalternativ

Nollalternativet är att detaljplanen ej antas. Utvecklingen antas fortskrida och följa den fördjupning som finns för Vättern och dess stränder som pekar ut området för rekreation. I ett nollalternativ är ej markanvändningen säkerställd via detaljplan och kan därför helt eller delvis komma att ändras. I stora delar överensstämmer nollalternativet med de förhållanden som beskrivs under rådande förhållanden.

### 2.3 Tidigare planalternativ

Något lokaliseringalternativ har inte utretts då föreslagen bebyggelseutveckling är starkt förknippad med befintliga golfbana. Något egentligt utformningsalternativ har ej heller funnits som grund för bedömning men däremot har det alternativ som nu föreligger tagits fram genom successiva miljöanpassningar via arbetet med både behovsbedömning/avgränsning och miljökonsekvensbeskrivning.

### Följande anpassning till miljö och hälsa och hittills genomförts:

- Erosionsskydd har införts i planen
- Bostäder har placerats på fast mark skild från avfallsanden
- Befintliga vattendiken har säkerställts genom att planen pekar

ut dem som öppet vattenområde

- Bebyggelsen på Ulvön har anpassats så att passage till stranden erhålls.
- En begränsning införs i planen om att sanering måste ske innan bygglov ges.
- Grundläggning får endast ske med plint eller påle vilket medför att sprängning undviks för byggnation.
- Bibehållande av våtmark

### 3 Tidigare beslut och ställningstaganden

Koncessionsnämnden beslutade 1982 (Dnr Å 76/71) att bolaget Vieille.

Montagne skulle vidta åtgärder vid upplag av avfallsand till följd av gruvdriften

Bolaget tog då i samråd med Länsstyrelsen i Örebro Län fram ett detaljerat program för åtgärder som i stort gick ut på att ytan skulle gröngöras, befintliga diken skulle rensas och hålla öppna samt åtgärder mot vattnet dvs strandskoning.

Detta skulle formuleras i ett kontrollprogram och inges till Länsstyrelsen för bedömning. Länsstyrelsen beslutade 1984 (11.189-1905-82) att godkänna bolagets åtgärdsplan vari golfbanan ingick som ett alternativ, se bild 2. Länsstyrelsen samrådde i frågan med Statens naturvårdsverk.

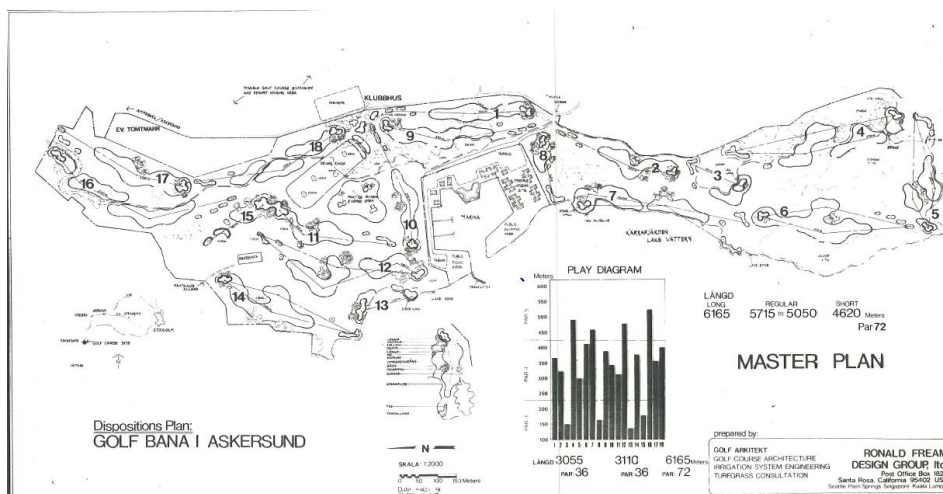


Bild 2 Bilaga till bolagets åtgärdsplan

### 4 Rådande förhållanden

Nedan beskrivs de förhållanden som bedömts ha betydelse för miljöpåverkan.

#### 4.1 Allmänt

Området ligger vid Vätterns strand söder om Ämmebergs samhälle, se bild 3. Området har sedan mitten på 1980 talet nyttjats för golfbaneverksamhet. Stor del av planområdet utgörs av avfallssand från gruvbolagets Vielle Montagnes gruvverksamhet. Sanden har deponerats mellan åren 1860-1970 och innehåller generellt höga halter av metallerna Zink, bly, kadmium och arsenik. Området är undersökt i omgångar framförallt kring Rosthyttan vilket beskrivs mer under kapitlet om markföroreningar denna MKB

Golfbanan har under åren vuxit fram och omfattar idag 18 hål. Banan är populär och har ett stort antal besökare varje år.

I anslutning till golfbanan finns också ett klubbhus med restaurang samt en båthamn.

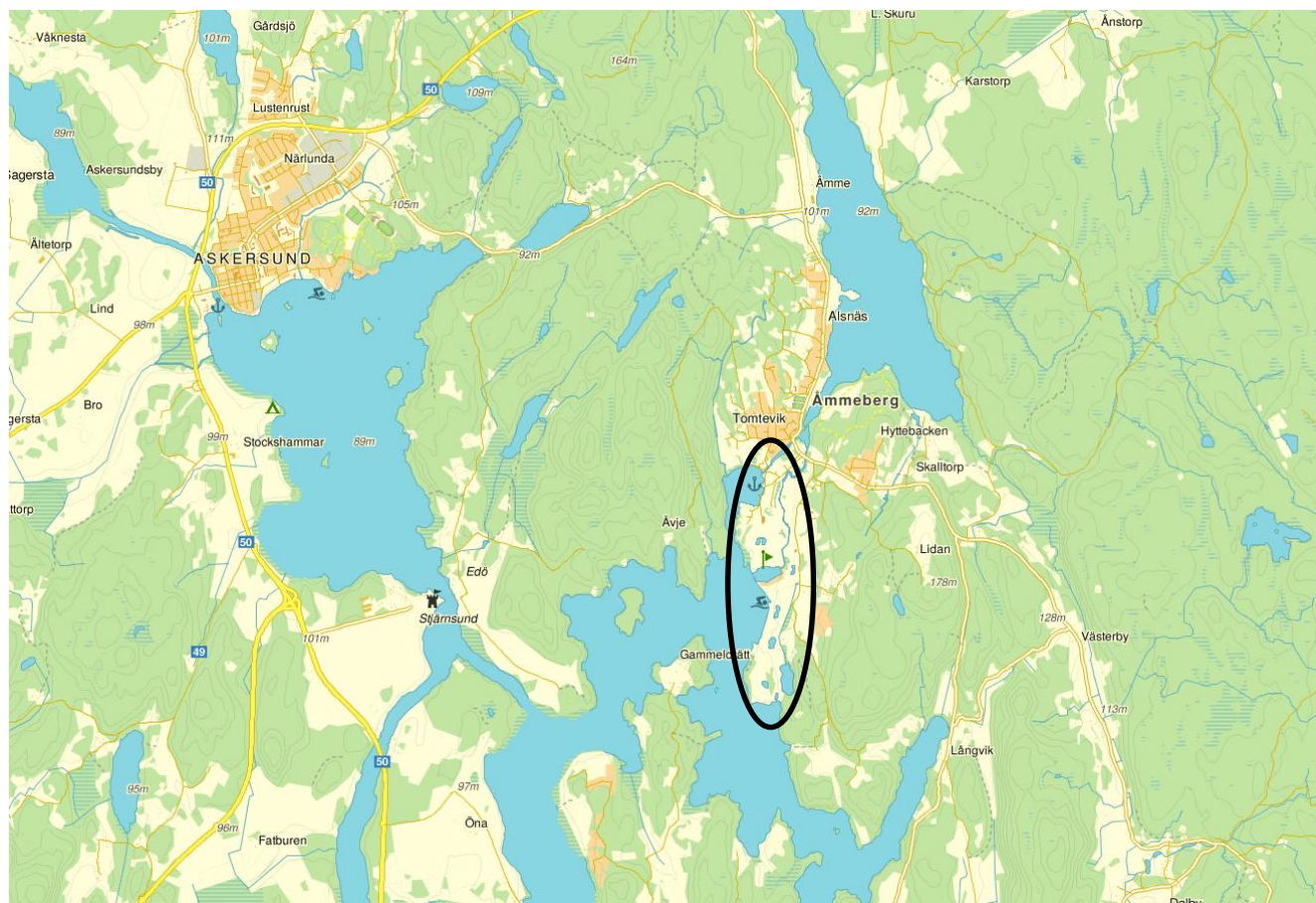


Bild 3 Lokalisering (Hitta.se)



### 4.2 Planförhållanden

I den gällande fördjupningen av översiktsplanen "Vättern och dess stränder" från 1997 pekas golfbanan ut som en stor tillgång för de rörliga friluftslivet.

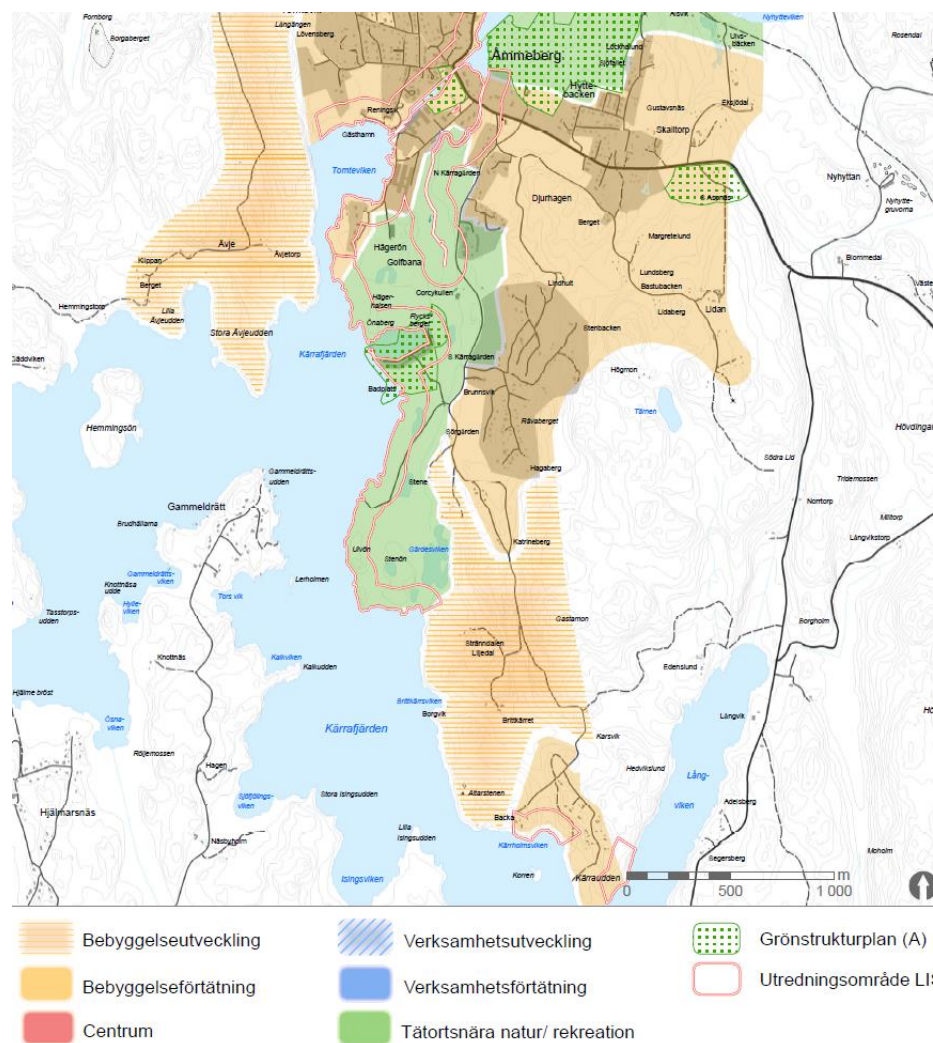
I den kommande översiktsplanen pekas planområdet ut som ett tätortsnära rekreationsområde och i kommunens plan för landsbygdsutveckling i strandnära lägen sk LIS-plan, anges också de södra delarna av området som lämpliga för strandnära bebyggelse, se bild 4.

I den nya översiktsplanen framhåller kommunen också golfbanan som en av de viktigaste framgångsfaktorerna för tätorten Ämmeberg som under de senaste åren haft en stark tillväxt.

De centrala delarna av golfbanan kring hamnområdet berörs av en grönstrukturplan som pekar ut båtliv och rekreation som särskilt viktig.

LIS-planen och den nya Översiktsplanen är förnärvarande ut på granskning och antagande väntas i hösten 2015.

I anslutning till planområdet finns också ett antal detaljplaner som bland annat medger bostäder, se planbeskrivning.



**Bild 4** Översiktsplanens ställningstaganden

### 4.3 Strandskydd

Strandskydd gäller i stort sett för hela planområdet då skyddet gäller kring Vättern inkl. hamnområdet, vattenhinder samt kring Gärdesviken med 100 meter. För att möjliggöra utveckling av golfbanans verksamhet har sk LIS-område införts där utökade dispensmöjligheter införs. Lis-områdets utbredning framgår av bild 5 nedan.



Bild 5 LIS-plan

### 4.4 Riksintressen

Planområdet berörs av det allmänna riksintresset för det rörliga friluftslivet enligt miljöbalken kapitel 4 §2 enligt nedan, se bild 6:

Område av riksintresse enl 4 kap MB där turismens och friluftslivets, främst det rörliga friluftslivets, intressen ska beaktas vid bedömning av tillätlighet av exploateringsföretag eller andra ingrepp i miljön

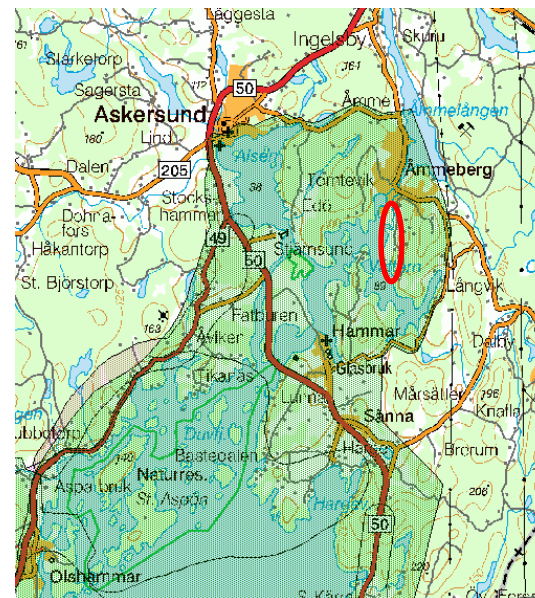


Bild 6 Riksintresse miljöbalken 4 kap §2  
Källa: Länsstyrelsens Gisportal

### 4.5 Miljökvalitetsnorm

Miljökvalitetsnormen för Kärrafjärden anger måttlig ekologisk status samt ej god kemisk status, se bild 7 nedan. Motiveringen till detta kopplas till höga halter av tungmetallerna zink, bly och arsenik vilket kopplas till ett pågående läckage från bland annat Rosthyttan.

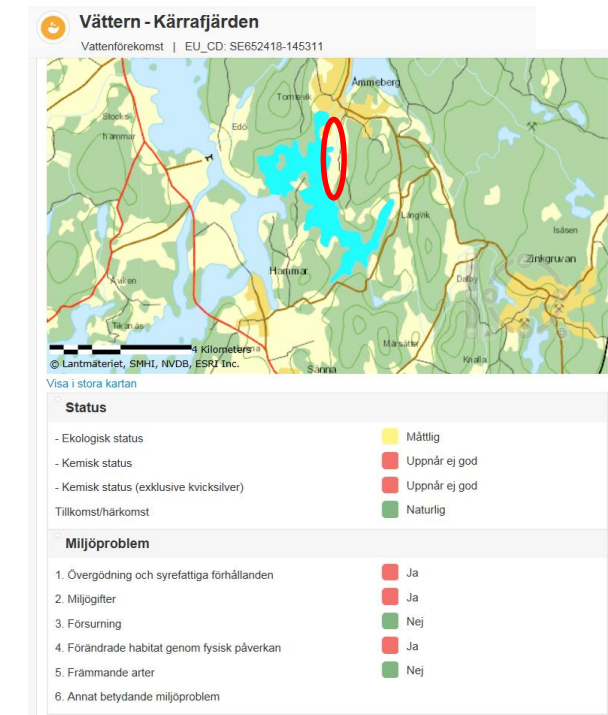


Bild 7 Miljökvalitetsnorm Kärrafjärden

#### 4.6 Markanvändning

Markanvändningen inom planområdet domineras ytmässigt av golfbana.

I övrigt utgörs området av naturmark samt liten del öppet vattenområde, se bild 8.

Bebyggda ytor finns vid klubbhusområdet inklusive parkering.

Planområdets omgivning domineras av naturmark och öppet vatten. I norr finns industrimark och centralt angränsar planområdet till hamn med bostäder samt en kommunal badplats.



Bild 8 Områdesöversikt befintliga förhållanden

### 4.7 Mark och vatten

I Åmmeberg förekom anrikning av malm i den s k Rosthyttan från mitten av 1860-talet till 1970-talet. Restprodukterna från verksamheten, bestående av anrikningssand, deponerades i Vättern söder om Rosthyttan och bildade ett utfyllnadsområde. Golfbanan är till stora delar lokaliserad på detta utfyllnadsområde. I övrigt utgörs marken inom detaljplaneområdet naturmark med berg i dagen samt områden med kärrtorv.

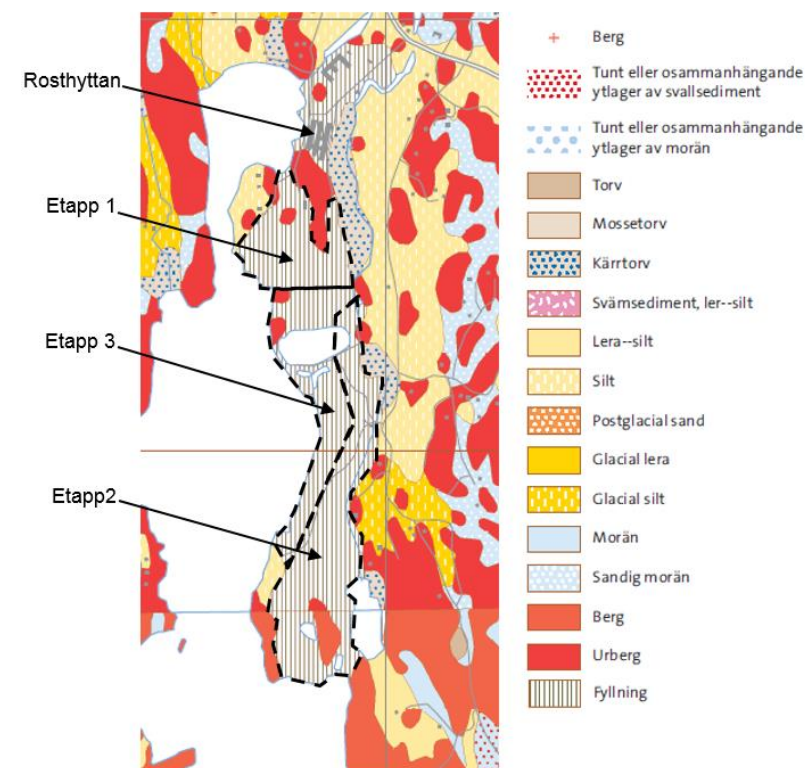
Rosthyttan och delar av golfbanan har varit föremål för flera miljötekniska markundersökningar. Dessa finns sammanfattade i Swecos huvudstudie från 2014. I skrivande stund finns endast ett utkast av huvudstudien. Vid utförda undersökningar har prover uttagits på mark, grundvatten, ytvatten och sediment inom och i anslutning till området. I marken har mycket förhöjda halter av metaller (arsenik, bly, kadmium och zink) påvisats både i rosthytteområdet och på golfbanan. Föroreningarna är kopplade till anrikningssanden och mäktigheten på denna är generellt 1-3 meter, som mest uppgår den till fem meter. I den södra delen av detaljplaneområdet har inga prover uttagits. Eftersom området också utgörs av ett utfyllnadsområde är det dock högst

troligt att förhöjda halter även förekommer här. Tidigare undersökningar har visat att den äldre anrikningssanden med de högsta halterna av föroreningar generellt överlagras av floatationsavfall som innehåller lägre halter. I mindre områden har dock äldre anrikningssand påvisats i eller nära markytan. I den södra delen av detaljplaneområdet som inte är undersökt är det oklart vilka halter som förekommer i markytan.

På Hägerön som ligger nordväst om detaljplaneområdet har ingen deponering av sand utförts. Trots detta har förhöjda halter av metaller påvisats i området. De förhöjda halterna tros ändå härröra från anrikningssanden som genom vinderosion har transporterats till detta område. Med anledning av detta skulle anrikningssand även kunna blåst in över andra områden där deponering inte har skett.

I utkanten utfyllnadsområdet i den nordöstra delen av detaljplaneområdet finns en bäck där en del av flödet från sjön Åmmelången rinner. Flödet regleras i en damm i den norra delen av detaljplaneområdet. Bäckens mynnar i småbåtshamnen som omringas av detaljplanerområdet. Även i den södra delen av utfyllnadsområdet finns ett vattendrag som avgränsar området från övrig mark öster.

I bild 9 visas ett utdrag från SGUs jordartskarta där utfyllnadsområdet kan urskiljas. Området fylldes ut i omgångar och i figuren visas även de olika utfyllnadssetapperna (1-3) med utgångspunkt från Vätternvårdsförbundets rapport 68 från 2001. Totalt bedöms ca 6 miljoner ton har deponerats inom området.



**Bild 9** Utdrag från jordartskartan över området som visar de utfyllda delarna. Etappindelningen har markerats på kartan.

Anrikningssanden som deponerades i den första etappen i ett område intill Hägerön runt 1860-talet hade högst bly- och zinkhalter men allteftersom tekniken förbättrades kunde halterna i anrikningssanden gradvis minskas.

På 1930-talet infördes en ny teknik i form av flotationsprocess och halterna i anrikningssanden kunde minskas ytterligare. Halterna i det zinkkoncentrat som bildades vid anrikningen steg dock från 38-40% till ca 54%. Anrikningssanden deponerades i ett område längs Vätterns strandlinje söder om Hägerön, etapp 2.

Den nya flotationstekniken gjorde att den gamla deponisanden från etapp 1 kunde återanrikas, vilket skedde mellan 1937-1965. Vid återanrikningen erhöles 0,13 miljoner ton zinkkoncentrat och 1,0 miljoner ton anrikningssand som deponerades i den västra delen av detaljplaneområdet, etapp 3.

I slutet av verksamhetstiden mellan 1973-1976 deponerades anrikningssanden i etapp 1-området där sand uttagits för återanrikning.

I tabell 1 redovisas vilka halter anrikningssanden innehöll vid de olika etapperna.

**Tabell 1. Halter av bly och zink i anrikningssanden vid olika utfyllnadsetapper**

Utfyllnadsområde	Bly (%)	Zink (%)
Etapp 1	1,5-2, efter teknikförbättring 0,8-1	13-14, efter teknikförbättring 6-7
Etapp 2	0,8-1	0,4-0,6
Etapp 3	0,7-1,3	3-7

I grundvattnet inom undersökt område är halterna av metaller mycket förhöjda. Lakteter visar att jorden lakar mycket höga halter av metaller enbart vid lakning med vatten. Utifrån utförda undersökningar har bedömningen gjorts att metallerna återfinns i jämvikt med en mineralfas som under tusentals år kommer att bestämma metallhalten i grund- och lakvatten. Det finns dock stora osäkerheter kring detta på grund av att egenskaperna hos den sorberande fasen också måste tas hänsyn till. Det finns också en risk att redoxpotentialens påverkan har underskattats. Vid en pH-sänkning skulle utlakningen öka väsentligt. En sänkning är dock inte troligt eftersom anrikningssanden uppvisar en god buffertförmåga.

Transport av metaller inom området sker med grundvattnet som strömmar ut i bäcken eller direkttransport av lösta metaller ut i Kärrafjärden. I riskbedömningen har uppskattningen gjorts att

läckaget av zink från bäcken är ca 2000-4000 kg/år. Från marken i den delen av golfbanan som omfattas av undersökningarna har uppskattningen gjorts att 250-500 kg zink tillförs småbåtshamnen varje år. Det finns dock stora osäkerheter i beräkningarna på grund av att enskilda nederbördstillfällen har en avgörande betydelse för metalltransporten.

Förhöjda halter av metaller har påvisats i både i sedimenten i Kärrafjärden och i ytvattnet. Undersökningar på bottenfauna visar att denna är påverkad, troligtvis av förhöjda metallhalter. I fisk har förhöjda halter av bly och kadmium uppmätts.

Enligt den fördjupade riskbedömningen (Sweco, 2014) finns inga uppgifter om särskilt känsliga eller skyddsvärda marklevande organismer eller växter i området. Markens ekologiska funktioner kan dock förväntas vara kraftigt störda. I en kartläggning av vegetationen som utfördes 2012 noterades symptom för stress på grund av zinköverskott hos växter i en del mindre områden.

## 5 Effekter och konsekvenser

Nedan beskrivs planens förväntade effekter och konsekvenser jämfört med nollalternativet, positiva som negativa.

### 5.1 Strandskydd

#### Ulvön

Nybyggnation av ett 15-tal fritidshus planeras på Ulvön inom strandskyddat område. Kvartersmarken är anpassad till befintliga höjdförhållanden och placerad så att en naturlig passage skapats mellan husen och stranden, se bild 10.

Exploateringen berör ej själva strandremsan men kommer att innebära en påverkan jämfört med nollalternativet på de värden som kan kopplas till att skogen här haft en lång kontinuitet. Påverkan bedöms bli begränsad då planen förbjuder sprängning för grundläggning.

I samband med detaljprojektering bör en inventering göras för att anpassa förlagen byggnation till befintliga förhållanden avseende topografi och naturmiljö. Exploateringsområdet omfattas av ett sk LIS-område som föreslås i den LIS-plan som för närvarande är ute för granskning. Bedömningen nedan baseras på att LIS-planen träder ikraft.

LIS-området ger vid handen att ytterligare ett särskilt skäl kan tillämpas, landsbygdsutveckling. Enligt Boverket kan en sådan utveckling bestå av en anläggning för friluftslivet som behöver ligga vid vattnet eller uppförande av nya bostäder om det behövs för att stärka underlaget för att hålla servicen på orten.

Enligt LIS-planen är syftet med att inrätta ett sk LIS-område här främst att utveckla golfbanans verksamhet och då föreslagen markanvändning utgörs av fritidshusbebyggelse behöver anpassning med tydliga passager skapas i öst-västlig riktning förutom den passage som skapats vid stranden. Exploateringen behöver också en tydlig koppling till golfbaneverksamhetens utveckling.

Dispens bör kunna ges om tydliga passager skapas mellan husen samt att exploateringen tydligt knyts till golfbanans verksamhet.

Förutsättningar för att tillämpa detta skäl bedöms goda om exploateringen tydligt kopplas till golfbanans verksamhet, att tydliga passager skapas och säkerställs mellan husen samt att anpassning till de natur och friluftsvärden som finns på platsen genomförs. Detta

gäller även för de uthyrningsstugor som planeras vid gästhamnen särskilt vad gäller hänsyn till grönstruktur.



Bild 10 Sektion vid stranden Ulvön

#### Övrig kvartersmark

Planen föreslår även att strandskyddet generellt upphävs inom kvartersmarken för byggnader som krävs för att utveckla verksamheten. De byggnationer med hotell, hamn och servicebyggnader som föreslås bedöms ej påverka strandskyddets syften negativt. Det är viktigt att ingrepp i strandremsan görs med hänsyn till känsliga perioder samt tar tillvara friluftslivets intressen med nödvändiga passager.

Förutsättningar för dispens bedöms generellt som goda.

## 5.2 Förorenad mark

### Anläggningskede

Schakt- och anläggningsarbeten av den nya småbåtshamnen i det område där det idag finns en damm innebär att sediment kommer att grumla upp och förutsättningarna för spridning av föroreningar ändras. Schakt i jordmassor bidrar också till en ökad risk för spridning. Effekten av detta blir att läckaget av partikelbundna föroreningar till Vättern tillfälligt ökar. Detta kan innebära en påverkan på vattenkvaliteten i Vättern och därmed det akvatiska livet.

Schaktningen medför också att massor som idag ligger skyddade för exponering kommer upp till ytan. Detta innebär att människor kan komma att exponeras för dessa i större utsträckning. Exponering av de aktuella föroreningarna i höga doser kan innebära risker för hälsan, i vissa fall akuttoxiska risker.

Schaktning av förorenade massor som kan damma kan medföra en partikelbunden transport av föroreningar via luften till andra delar av området. Föroreningarna kan därifrån spridas vidare genom infiltration med nederbörd i marken eller via ytavrinning. Det finns också risk för att människor exponeras för dessa föroreningar.

I förhållande till Nollalternativet kommer riskerna att öka under anläggningskedet. Detta utgörs dock främst en lokal påverkan som sker under en begränsad tid.

För att minska risken för spridning och exponering vid anläggningskedet bör försiktighetsåtgärder vidtas för att förhindra partikelbunden transport via vatten och luft samt att människor exponeras för förorenade massor.

### Driftskede

En av de främsta risker som föreligger under driftskedet är exponering för ytligt förekommande föroreningar. Exponering kan ske genom intag av jord, inandning av damm, hudkontakt, intag av växter, intag av vatten samt intag av fisk från recipienten. Särskilt utsatta är små barn, gravida eller personer med nedsatt fysisk hälsa. Akuttoxiska halter av arsenik har påvisats men även låga doser av bly kan ge skador på nervsystemet, hämrad blodbildning, nedsatt hörsel, njurpåverkan och minskad skelettillväxt hos barn. Utförda biotillgänglighetstester tyder på att biotillgängligheten av metallerna i sanden är låg, det finns dock osäkerheter i dessa tester. (Sweco, 2014)

Vid exploatering av golfbanan med nytt hotell och stugby kommer andelen människor som vistas i området dock att öka, vilket innebär att andelen människor som kan komma att exponeras för föroreningen ökar. Samtidigt föreskriver planen erosionsskydd dvs mark/vegetationstäckning av avfallsanden vilket innebär att risken för exponering bedöms oförändrad eller aningen bättre i förhållande till nollalternativet.

För att minska risken för exponering bör ingen anrikningssand förekomma direkt i markytan utan något täckande vegetationsskikt.

Eventuell ytligt förekommande förorenad jord i de områden där risken för exponering förväntas vara extra hög, vid planerat hotell och stugby samt i småbåtshamnen skall enligt planen undersökas och avlägsnas. Då planen försörjs med kommunalt vatten och avlopp finns ingen risk för exponering via dricksvatten.

Uttag av grundvatten för bevattning av ätliga växter är olämpligt.

### Spridning

De metaller som lakar ut från anrikningssanden transporteras med grundvattnet till olika ytvattendrag med Kärrafjärden som recipient eller direkt ut i fjärden. Effekten av detta är att vattenkvaliteten i Vättern försämras och att det akvatiska livet påverkas negativt. Det går inte att fastslå helt att det är de förhöjda halterna av metaller som bland annat orsakat lägre diversitet hos bottenfaunan eller missbildningar på bottenlevande organismer men mycket tyder på det (Medins 2012). Fiskar i Kärrafjärden har uppvisat förhöjda halter av bly och kadmium i levervävnaden (Medins 2011).

Genom strandskoning minskar risken för erosion och partikelbunden transport av föroreningar till Kärrafjärden medan transporten av lösta metaller är densamma i förhållande till Nollalternativet.

I den norra delen av nya småbåtshamnen som planeras att byggas kommer befintligt vattenyta att avsättas som våtmark/sedimentationsbassäng. Betydelsen av en sådan åtgärd är dock oklar. Idag fungerar våtmarksområdet sannolikt som ett filter innan vattnet når den befintliga småbåtshamnen. För att

minska risken att åtgärden vid gästhamnen, då man öppnar upp och utvidgar vattenytan, medför att metallerna inte fångas upp lika effektivt som i nollalternativet avsätts en yta för att möjliggöra en sådan anläggning.

Utformningen av sedimentationsbassängen bör ske på ett sådant sätt så att så mycket som möjligt av de partikelbundna metallerna stannar kvar här.

Halterna av metaller i anrikningssanden är långt överskridande de generella riktvärdena avseende skydd av markmiljö. Den pågående och planerade verksamheten i form av golfbana ställer inget krav på de markökologiska funktionerna förutom att de ska skapa möjlighet för etablering av framförallt gräsvegetation. Detaljplanen medför inga skillnader för den markökologiska statusen i förhållande till Nollalternativet.

Genomförandet av planen innebär inget fysiskt hinder för framtida sanering av området genom till exempel inbyggnad av föroreningar.



I samband med projektering och byggnation av vägen skall sprängning minimeras.

## 6 Försiktighetsmått och skyddsåtgärder

För att minska risken för direktexponering av föroreningar i avfallssanden bör ytan inventeras och erosionsskyddas vid behov, antingen genom påfyllnad eller vegetationstäckning.

För byggande av fritidshus på Ulvön och vid den nya gästhamnen bör grönsstrukturen och naturmiljön inventeras så att bebyggelsen kan anpassas på bästa sätt.

I detaljprojekteringen skall passager anordnas på lämpliga platser så att allmänheten säkras tillgång till stranden, se bild 11.

I samband med schakt vid gästhamn skall åtgärder vidtas för att minimera grumling och spridning av föroreningar till omgivande miljön.

Riskbedömning inför byggnation av fritidshusområden skall innefatta möjligheten till odling.



Bild 11 Illustration vid Ulvön med passager

## 7 Miljömål

### Giftrfri miljö

*"Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna."*

I de områden där föroreningar i förhöjda halter förekommer ytligt föreligger en risk för människors hälsa vid exponering. Föroreningarna har också påverkan på den biologiska mångfalden och ekosystemen i såväl marken som ytvattenrecipienten. Uppmätta halter i marken är mycket förhöjda i förhållande till bakgrundsnivåerna.

Marken i området ska enligt detaljplanen vara erosionsskyddad. Detta ger även ett visst skydd mot exponering eftersom föroreningarna avskiljs med ett vegetationstäck. För den partikelbundna transporten till Kärrafjärden ska minska skonas strandlinjen. Detta påverkar dock inte transporten av lösta metaller.

Eftersom marken i området till största del utgörs av ett gruvavfall är ett eftersträvande av att nå bakgrundshalter i princip omöjligt utan att avlägsna

samtlig anrikningssand. Avlägsnande av samtliga förorenade massor inom området bedöms inte möjligt på grund av såväl tekniska som ekonomiska skäl. Borttransport, deponering och återfyllnad med exempelvis jungfruliga massor ligger i konflikt med andra miljömål däribland *begränsad klimatpåverkan*.

Vid genomförandet av planen kommer risken för människors hälsa att öka i samband med schaktning och friläggning av förorenade massor. Under driftskedet kommer däremot risken för människors hälsa vara densamma som idag och miljömålet påverkas därmed inte av planens genomförande.

### Levande sjöar och vattendrag

*"Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas."*

Nybyggnation planeras ske inom strandskyddat område. Naturliga passager ska därför säkerställas mellan husen och stranden för att undvika konflikt med friluftslivet. Idag utgör

golfbanan en tillgång för det rörliga friluftslivet i Åmmeberg. Planen skapar möjligheter för ytterligare rekreation vid sjön samt ger ökad kontakt med nuvarande båtliv. Under förutsättning att exploateringen utförs med friluftslivets intressen i beaktning kommer planens genomförande att främja friluftslivet i området vilket ligger i linje med riksintresset.

Av hänsyn till strändernas naturmiljö förordas en inventering i samband med detaljprojektering för att anpassa planerad byggnation till naturmiljöns rådande förhållanden. Detta möjliggör bevarandet av befintliga naturvärden och medför att planen ligger i linje med målet.

Vättern utgör dricksvattentäkt för cirka 250 000 människor. Under anläggningsfasen finns en risk att det läcker ut föroreningar i sjön som kan få konsekvenser för vattnets kvalitet. Det är därför bra att försiktighetsåtgärder vidtas i samband med saneringsåtgärden för att minimera eventuella negativ påverkan på sjöns ekologiska och kemiska status.

## 8 Riksintressen

Planen följer de intentioner som anges i riksintresset och innebär att allmänhetens tillträde till området säkerställs för en överskådlig framtid vilket gynnar de rörliga friluftslivet kring Vättern. Det är därvidlag viktigt att de skydd som planen föreslår, med avseende på förekommande markföroreningar, genomförs och vidmakthålls så att allmänheten kan vistas i området utan hälsorisk.

Planen innebär att vissa byggåtgärder vidtas inom eller i anslutning till riksintresset som temporärt kommer att störa friluftslivet och kanske också begränsa tillgången. Då dessa åtgärder är tillfälliga och i grunden syftar till att främja allmänhetens tillgång till stranden samt öka områdets kontakt med båtlivet bedöms inte riksintresset påverkas avsevärt negativt varken på kort eller lång sikt.

## 9 Miljö kvalitetsnormer

Enligt VISS är den ekologiska statusen i Kärrafjärden måttlig bland annat på grund av förhöjda halter av särskilt förorenande ämnen, arsenik och zink. Ytvattnet uppnår inte god kemisk ytvattenstatus. Detta beror också på förekomst av förhöjda metallhalter, bly och kadmium.

Planens genomförande medför ingen försämring för varken den ekologiska eller den kemiska statusen. För att normerna ska uppfyllas krävs att någon åtgärd genomförs avseende läckaget från de källor som påverkar Kärrafjärden.

## 10 Uppföljning

Enligt miljöbalken skall kommunen så tidigt som möjligt skaffa sig kunskap om den betydande miljöpåverkan som planen faktiskt medför. Detta innebär förutom att följa upp de miljöaspekter som redan identifierats även upptäcka annan oidentifierad miljöpåverkan.

De miljöaspekter som föreslås följas upp efter det att planen genomförts är följande:

- Miljö kvalitetsnormer för ytvatten
- Status på erosionskydd

På vilket sätt uppföljningen skall gå till bör formuleras i ett kontrollprogram som följer respektive detaljplan. Kontrollprogrammet skall omfatta kontroll på längre sikt. Vid framtagandet av kontrollprogrammet skall så långt som möjligt redan befintliga kontroll- och övervakningsprogram nyttjas.

---

# RAPPORT-UTKAST

---

ZINKGRUVAN MINING AB

## Huvudstudie Rosthytteområdet

UPPDRAGSNUMMER 1553403000

---



---

UTKAST

ÖREBRO

2014-10-07

**SWECO ENVIRONMENT AB**  
**ÖREBRO VATTEN OCH MILJÖ**

1 (110)

Sweco  
Grubbensgatan 6

SE-702 25 Örebro, Sverige  
Telefon +46 (0)19 168100  
Fax +46 (0)19 168149  
www.sweco.se

Sweco Environment AB  
Org.nr 556346-0327  
Styrelsens säte: Stockholm

David Ekholm

Örebro Vatten & Miljö  
Telefon direkt +46 (0)19 168131  
Mobil +46 (0)708 482729  
david.ekholm@sweco.se

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>5</b>
1.1	Bakgrund	5
1.2	Uppdraget	5
1.3	Huvudstudiens syfte och mål	5
1.4	Omfattning och avgränsning	5
1.5	Organisation och arbetsformer	5
<b>2</b>	<b>Områdesbeskrivning</b>	<b>6</b>
2.1	Läge	6
2.2	Fastighetsförhållanden	6
2.3	Markanvändning	8
2.4	VA-försörjning	9
2.5	Planförhållanden	9
2.6	Geohydrologiska förhållanden	10
2.6.1	Topografi	10
2.6.2	Nederbörd och avdunstning	10
2.6.3	Geologi	10
2.6.4	Ytvatten	11
2.6.5	Grundvatten	14
2.7	Ekologisk status	16
2.8	Skydds- och bevarandeintressen	16
<b>3</b>	<b>Historik</b>	<b>16</b>
<b>4</b>	<b>Föroreningssituationen</b>	<b>17</b>
4.1	Jord	17
4.1.1	Avfallstyper	17
4.1.2	Totalhalter	18
4.1.3	Utbredning	20
4.1.4	Mängd	22
4.1.5	Syrabildande förmåga	23
4.1.6	Lakbarhet	24
4.2	Grundvatten	31
4.2.1	Halter	32
4.2.2	Kemi och jämviktsförhållanden i grundvatten	36
4.3	Utlakning från avfallet – grov konceptuell modell	38
4.4	Ytvatten	39
4.5	Transport av metaller	41
4.6	Recipientförhållanden	44

2 (110)

RAPPORT-UTKAST  
2014-10-07

HUVUDSTUDIE ROSTHYTTEOMRÅDET

---

4.6.1	Flöden och halter	44
4.6.2	Transport av metaller	48
4.7	Sediment	48
4.8	Prognos	52
<b>5</b>	<b>Riskbedömning</b>	<b>53</b>
5.1	Syfte med riskbedömningen	53
5.2	Allmänt om risker	53
5.3	Övergripande åtgärds mål	55
5.4	Konceptuell exponeringsmodell	56
5.4.1	Skyddsobjekt	57
5.4.2	Känslighet och skyddsvärde	57
5.4.3	Spridningsvägar och spridningsrisker	58
5.4.4	Exponeringsanalys	58
5.4.5	Aktuella/styrande element	59
5.4.6	Metallers farlighet och toxicitet	60
5.5	Risker för människors hälsa – långtidsexponering	62
5.5.1	Inledning	62
5.5.2	Exponeringstider	62
5.5.3	Exponeringsvägar och referensvärden	64
5.5.4	Justering utifrån biotillgänglighet	65
5.5.5	Platsspecifika riktvärden för Rosthytteområdet	66
5.5.6	Jämförelse med uppmätta halter	67
5.5.7	Egenskapsområden och representativa halter	68
5.5.8	Risk för människors hälsa – golfbanan	75
5.5.9	Risk för människors hälsa – industriområdet	76
5.5.10	Risk för människors hälsa – Ämmebergs hamn	77
5.5.11	Risk för människors hälsa – boende på Hägerön och Hyttbacken 2:71	78
5.5.12	Risk för människors hälsa – vid eventuell förändrad markanvändning	79
5.6	Risker för människors hälsa - akuttoxicitet	80
5.6.1	Akuttoxicitet som begrepp – humanrisker	80
5.6.2	Intag av jord - mängder	80
5.6.3	Intag av jord - barn som uppvisar pica-beteende	80
5.6.4	Referensvärden för akuttoxicitet – oralt intag hos människor	81
5.6.5	Bedömning av risk för akuttoxiska effekter vid intag av jord i Rosthytteområdet	84
5.7	Risker för människors hälsa – ytvatten	85
5.7.1	Riskbedömning med avseende på intag av dricksvatten och bad	85
5.7.2	Riskbedömning med avseende på intag av fisk och kräftor	86
5.8	Risker för markmiljön	88
5.9	Risker för ekosystemet i recipienten	89
5.9.1	Fisk	89
5.9.2	Växtplankton	92
5.9.3	Bottenfauna	92

---

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

---

5.9.4	Vattenkvalitet	95
5.9.5	Sediment	99
5.9.6	Sammanfattande bedömning av risk – ekosystemet i recipienten	100
5.10	Risker för djur som dricker vatten i området	101
5.11	Sammanfattning – riskbedömning	102
5.11.1	Människors hälsa	102
5.11.2	Miljön	102
5.12	Bedömning av sanerings- och riskreduktionsbehov	104
<b>6</b>	<b>Åtgärdsutredning</b>	<b>106</b>
<b>7</b>	<b>Riskvärdering</b>	<b>106</b>
<b>8</b>	<b>Referenser</b>	<b>107</b>

### **Bilagor**

Fältrapport

Deponering och utbredning av gruvavfall

Historik

*Föreliggande rapport utgör ett utkast till huvudstudierapport. Utkastet har upprättats som underlag för Länsstyrelsens granskning av riskbedömningen, d.v.s. en del av huvudstudien. I utkastet saknas bl.a. åtgärdsutredning och riskvärdering och kapitel 1-4 kommer att kompletteras och revideras i ett senare skede.*

## 1 Inledning

### 1.1 Bakgrund

I Åmmeberg förekom anrikning av malm från mitten av 1860-talet till 1970-talet. Restprodukterna från verksamheten deponerades i Vättern och det landområde som idag i stort utgör Askersunds golfbana skapades.

Den våtanrikningsmetod som användes från verksamhetens start 1863 baserades på gravitationsanrikning fram till 1931 då flotationsanrikning av malmen introducerades. Skillnaden mellan dessa båda metoder är påtagliga vad gäller möjligheten att utvinna värdemetallerne zink, bly och silver. Restprodukten från gravitationsanrikningen, "vaskmull" (eller anrikningssand), innehöll resthalter av zink och bly som inledningsvis kunde vara så höga som 13-14 % Zn och 1,5-2,0 % Pb. Alltefter som vaskverkstekniken förfinades och nedkrossningen av malmen kunde drivas längre kunde halterna i anrikningssanden successivt sänkas ner mot nivåer runt 6-7 % Zn och 0,8-1,0 % Pb. Genom flotationsmetodiken, som introducerades på 30-talet, kunde resthalterna av metaller i anrikningssanden sänkas till nivåer långt under 1 % (Mellberg, 2008). Mellan 1864 och 1929 rostades styckemalm och slig från anrikningsverket i den s.k. rosthyttan. Avfall från rostningen deponerades i anslutning till rosthyttan.

Stora delar av de restprodukter från den allra äldsta malmanrikningsverksamheten som deponerades kunde återanrikas under perioden 1935 -1965. I ett område kring den gamla rosthyttan finns emellertid restprodukter med relativt högt metallinnehåll kvar. Provtagningar av yt- och grundvatten som har genomförts visar att läckaget av zink och kadmium från området kring den f.d. rosthyttan utgör en betydande del av den totala belastningen på recipienten Kärrafjärden/Vättern.

### 1.2 Uppdraget

Sweco Environment har fått i uppdrag av Zinkgruvan Mining att upprätta en huvudstudie omfattande riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering avseende gruvavfall i området kring den gamla rosthyttan i Åmmeberg.

### 1.3 Huvudstudiens syfte och mål

### 1.4 Omfattning och avgränsning

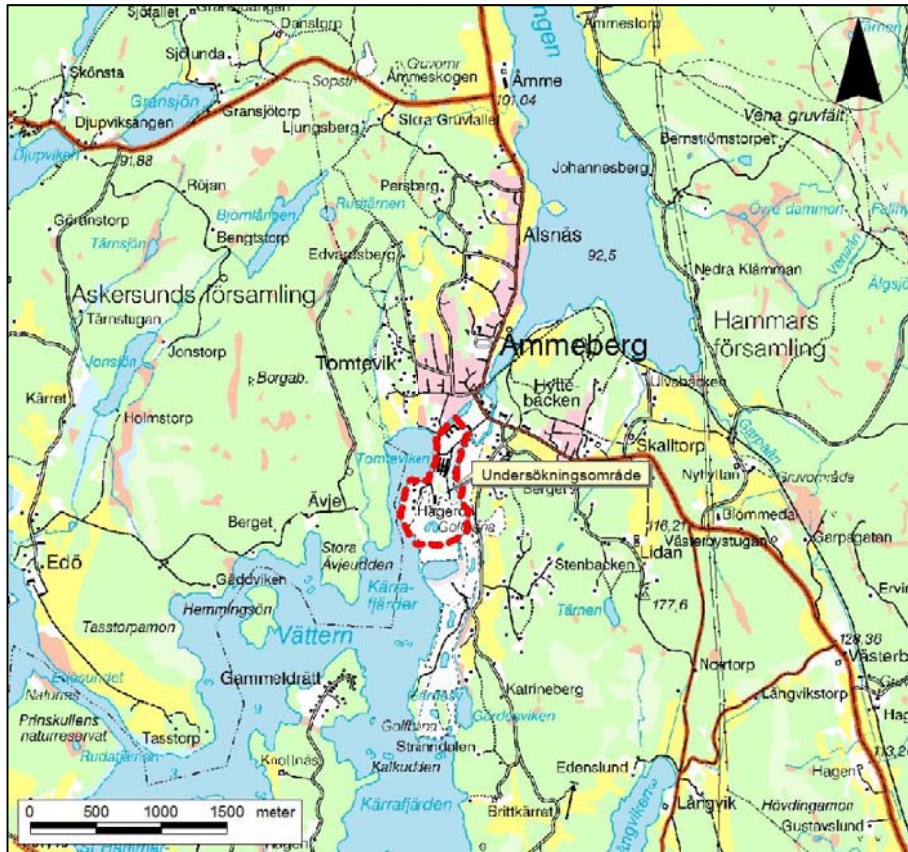
### 1.5 Organisation och arbetsformer



## 2 Områdesbeskrivning

### 2.1 Läge

Undersökningsområdet är beläget i de södra delarna av Åmmeberg samhälle, Askersunds kommun, Örebro län, och omfattar ca 25 ha, se *Figur 2.1* nedan.



*Figur 2.1. Översikt undersökningsområdet*

### 2.2 Fastighetsförhållanden

Undersökningsområdet berör följande fastigheter:

Fastighet	Fastighetsägare
Hyttebacken 2:1-8	
Hyttebacken 2:1-9	
Hyttebacken 2:50	
Hyttebacken 2:51	
Hyttebacken 2:52	
Hyttebacken 2:53	
Hyttebacken 2:64	

Hyttebacken 2:65	
Hyttebacken 2:69	
Hyttebacken 2:71	
Hyttebacken 2:74	
Hyttebacken 2:75	
Norra Kärra 5:43	
Tomtevik 1:149	
Tomtevik (ouredd)	

En fastighetskarta över undersökningsområdet redovisas i *Figur 2.2*.



**Figur 2.2.** Fastighetskarta över undersökningsområdet (gränsen för undersökningsområdet markerad med röd prickad linje).

## 2.3 Markanvändning

Markanvändningen inom och i direkt anslutning till undersökningsområdet illustreras i *Figur 2.3*.

I de centrala delarna av undersökningsområdet finns tre avlånga byggnader (Sjöladan, Rosthyttan och Åladan). Den mellersta (Rosthyttan) och den östra byggnaden (Åladan) används för industriell verksamhet (fläktillverkaren Removex), medan den västra (Sjöladan) används för förvaring av båtar.



*Figur 2.3. Markanvändning inom och i närheten av undersökningsområdet.*

I den norra delen av undersökningsområdet, inkl. det f.d. anrikningsverket, bedrivs industriell verksamhet.

Undersökningsområdets östra och södra del berör Askersunds golfbana.

Den nordvästra delen av undersökningsområdet utgörs av Åmmebergs hamn, en mindre hamn för fritidsbåtar.

På Hägerön i sydväst finns ett mindre bostadsområde och i den norra delen av undersökningsområdet finns ett bostadshus (det tidigare gruvkontoret).

Inom undersökningsområdet finns inga badplatser, men i Tomteviken badas det från båtbyggor. Söder om marinan, ca 400 m söder om undersökningsområdet finns en kommunal badplats.

## 2.4 VA-försörjning

Industrin, golfklubben och bostäderna i området har kommunalt dricksvatten.

På Hägerön finns det en enskild brunn i form av en stensatt jordbrunn. Enligt uppgift från fastighetsägaren används brunnen inte, varken för dricksvattenförsörjning eller bevattning.

## 2.5 Planförhållanden

För området Åmmeberg finns gällande översiktsplan (ÖP 1990) samt fördjupad översiktsplan (Fördjupning av översiktsplanen för Askersunds kommun avseende Åmmeberg, 2003-02-07).

Översiktsplanen från 1990 berör inte Åmmeberg mer än översiktligt. Undersökningsområdet ligger inom vad som anges vara intresseområde för naturvården.

Den fördjupade översiktsplanen för Åmmeberg berör främst områden av intresse för exploatering med avseende på privatbostäder i anslutning till tätorten.

Följande detaljplaner berör eller ligger i närheten av undersökningsområdet

- Detaljplan för Åmmeberg, del av Tomtevik 1:8 m.fl. (Kanalområdet) i Askersunds kommun, laga kraft 1983-09-23, möjliggör småindustri och bostäder. I detaljplanen anges markanvändningen för fastigheten Hyttbacken 2:71 (det gamla kontoret) som "Samlingslokaler, Kulturresevat".
- Detaljplan för Åmmebergs hamn, i Askersunds kommun, laga kraft 2003-07-11, möjliggör hamnverksamhet och bostäder.
- Detaljplan för del av Kärra norra 5:1, Askersunds kommun, laga kraft 1989-10-31, möjliggör uppförande av bostäder med servicebyggnad till småbåtshamn.

För närvarande arbetar Askersunds kommun med Översiktsplan 2014-2025. Enligt kommunens hemsida (besökt 2014-09-09) är översiktsplanen under bearbetning inför antagande. I översiktsplanen anges att Åmmebergs Vättern-nära läge, med golfbana, båthamn, hotell och skola, ger orten goda utvecklingsmöjligheter. Golfbanan har för avsikt

att utöka sin verksamhet och planläggning pågår för nya bostäder och hotell i samband med detta. Kommunen avser att möjliggöra för den utveckling av Åmmeberg som privata aktörer initierar. I översiktsplanen är Golfbanan markerad som "Tätortsnära natur/rekreation". Industriområdet, Åmmebergs hamn och Hägerön är, liksom hela Åmmeberg, markerade som "Bebyggelseförtätning". Enligt muntliga uppgifter från Kenneth Berglund, Askersunds kommun, kommer emellertid markanvändningen i industriområdet och hamnen i översiktsplanen att ändras till "Verksamhetsförtätning".

Vidare arbetar Askersunds kommun med Planprogram för Norra Kärra 5:43 m.fl., Askersunds Golfbana, Åmmeberg. Enligt kommunens hemsida (2014-09-09) är detaljplanen i startskedet. Planens syfte är att säkra golfbanans framtid genom detaljplaneläggning och möjliggöra för de byggnationer som är nödvändiga för verksamhetens utveckling, som t.ex. nytt hotell och övernattningsstugor. Vidare en ny pay-and-play bana som är öppen för alla samt anläggning av bryggor samlad för att minimera intrånget på strandskyddet. Planområdet berör en stor del av undersökningsområdet (den del som utgörs av golfbana).

## 2.6 Geohydrologiska förhållanden

### 2.6.1 Topografi

Stora delar av undersökningsområdet, inkl. industriområdet i norr och golfbanan, är relativt flackt och markytans nivå är ca +90. Norr och söder om Rosthyttan finns höjdområden med berg i dagen, där markytan som når som mest +103.

Öster om undersökningsområdet stiger markytan, för att vid Berget ca 700 m öster om undersökningsområdet, nå nivån ca +140.

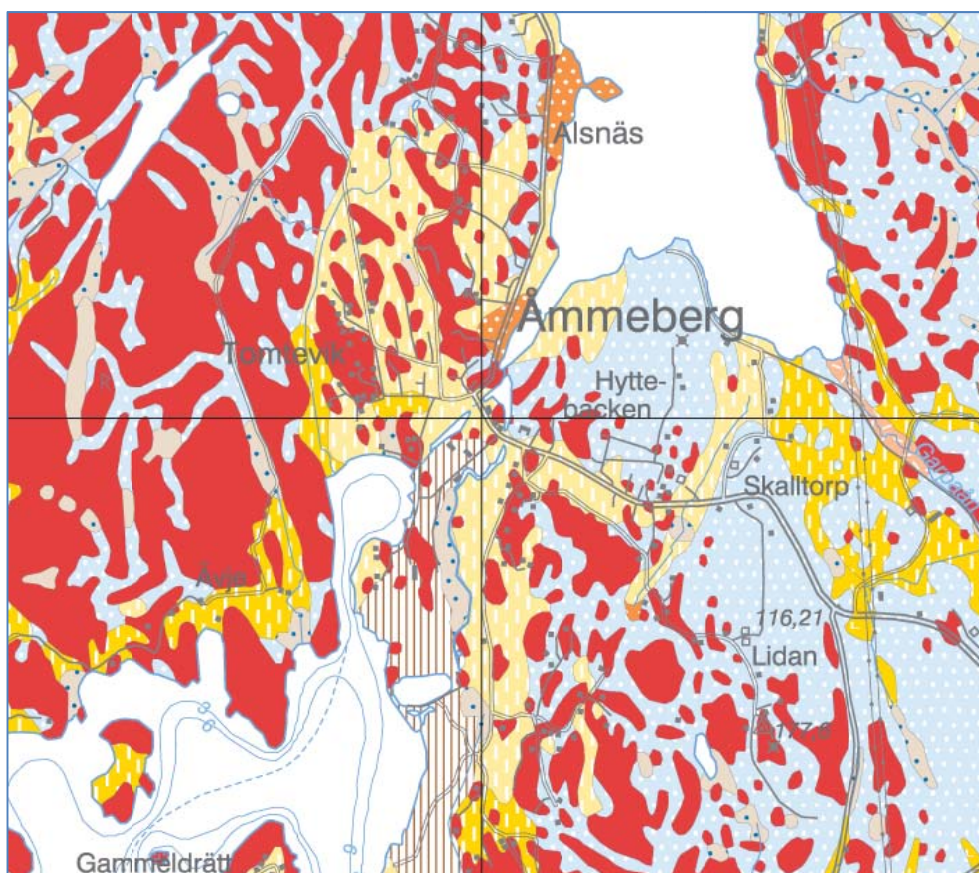
### 2.6.2 Nederbörd och avdunstning

Årsmedelnederbörden för perioden 1961-90 vid SMHIs mätstation nr 8549 i Zinkgruvan var 700 mm. Den absoluta (korrigerade) nederbörden har av SMHI beräknats till 750 mm (SMHI, 2003). Medeltemperaturen, T, under samma period och i samma station uppmättes till 5,4°C (SMHI, 2001).

Avdunstningen, E, kan beräknas med Tamms formel ( $E=221,5+29 \cdot T$ ) till 378 mm/år. Den effektiva nederbörden (d.v.s. samlad yt- och grundvattenavrinning) skulle därmed uppgå till ca 360 mm/år.

### 2.6.3 Geologi

Enligt SGU:s jordartskarta utgörs jordlagren i undersökningsområdet av fyllning, förutom längs en remsa strax väster om bäcken som löper längs undersökningsområdet östra kant, där jordlagren utgörs av kärrtorv. Öster om bäcken samt på Hägerön utgörs jordlagren av silt. Berg i dagen förekommer i höjdområdena söder respektive norr om Rosthyttan samt på Hägerön.



Figur 2.4. Jordartskarta (©SGU).

Genomförda borrhningar visar att det i de flesta punkter inom undersökningsområdet överst förekommer fyllning i form av gruvavfall (anrikningssand). Ställvis påträffas tegel, trä och slagg i gruvavfallet. Gruvavfallets mäktighet är i de flesta punkter mellan 1 och 3 m och som mest 11 m. Gruvavfallet underlagras i flera punkter av silt, lera, gyttja eller torv med någon meters mäktighet.

#### 2.6.4 Ytvatten

##### Regionalt

Sydväst om undersökningsområdet ligger Kärrafjärden. Kärrafjärden har sitt största tillflöde vid Åmmeberg i fjärdens norra del, där utloppet från Åmmelången mynnar via Tomteviken. Mellan Åmmelången och Tomteviken löper en kanal. Flödet via kanalen regleras i två dammar. Medelvattenflödet från Åmmelången via kanalen är  $1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  (VBB, 1975). Vattennivån i kanalen är ca +93 till +93,5 uppströms den södra dammen och ca +89 nedströms (vilket är samma vattennivå som den i Tomteviken),

Ett visst flöde från Ämmelången sker även via en bäck som löper i östra kanten av undersökningsområdet och som mynnar i Kärrafjärden vid Marinan. Flödet via bäcken regleras i en damm.

I södra delen av Kärrafjärden mynnar Salaån, som upprinner vid Zinkgruvan. Flödet i Salaån är i medel 0,3-0,4 m<sup>3</sup>/s.

Kärrafjärden avrinner västerut genom sundet mellan Stora Ävjeudden och Gammel-drättsudden och mynnar i Vättern.

#### Lokalt

Som beskrivs ovan avrinner ett delflöde från Ämmelången via en bäck. Flödet i bäcken regleras i en damm ca 200 nordost om undersökningsområdet. Bäckens rinner söderut längs undersökningsområdet östra kant för att mynna i Kärrafjärden vid "Marinan", se *Figur 2.5*.

Bäckfåran var tidigare belägen ca 50 m väster om den nuvarande bäckfåran längs en del av sträckan. Den gamla bäckfåran utgör idag mindre våtmarksområden. Våtmarkerna dräneras i huvudsak via ledningar till bäcken.

Inom industriområdet i norr samt inom industriområdet vid den f.d. rosthyttan avleds takvatten och en del övrigt dagvatten via dagvattenledningar. Från industriområdet i norr avleds dagvatten dels via ledningar som mynnar i kanalen strax innan Tomtevikens och dels via en ledning som mynnar i bäcken öster om undersökningsområdet. Från industriområdet vid den f.d. rosthyttan avleds dagvatten österut och mynnar troligen i våtmarken för att sedan rinna via ledningar till bäcken.

Inom delar av golfbanan finns dräneringsledningar i mark, vilka dränerar ytligt grundvatten mot våtmarkerna, den korvformade dammen söder om nya anrikningsverket eller bäcken.



Figur 2.5. Översikt - ytvatten.



### 2.6.5 Grundvatten

De grundvattenförande formationer som förekommer inom undersökningsområdet är främst gruvavfallet (anrikningssanden). De naturliga jordlagren under gruvavfallet, främst torv, lera och silt, har begränsad genomsläpplighet. Viss grundvattenströmning kan ske i sprickor i berggrunden.

Som redovisats ovan förekommer mindre höjdområden med berg i dagen norr och söder om den f.d. rosthytan. Dessa höjdområden utgör grundvattendelare. Grundvattnets strömningsriktning i den östra delen av undersökningsområdet är således huvudsakligen östlig och i den västra delen västlig.

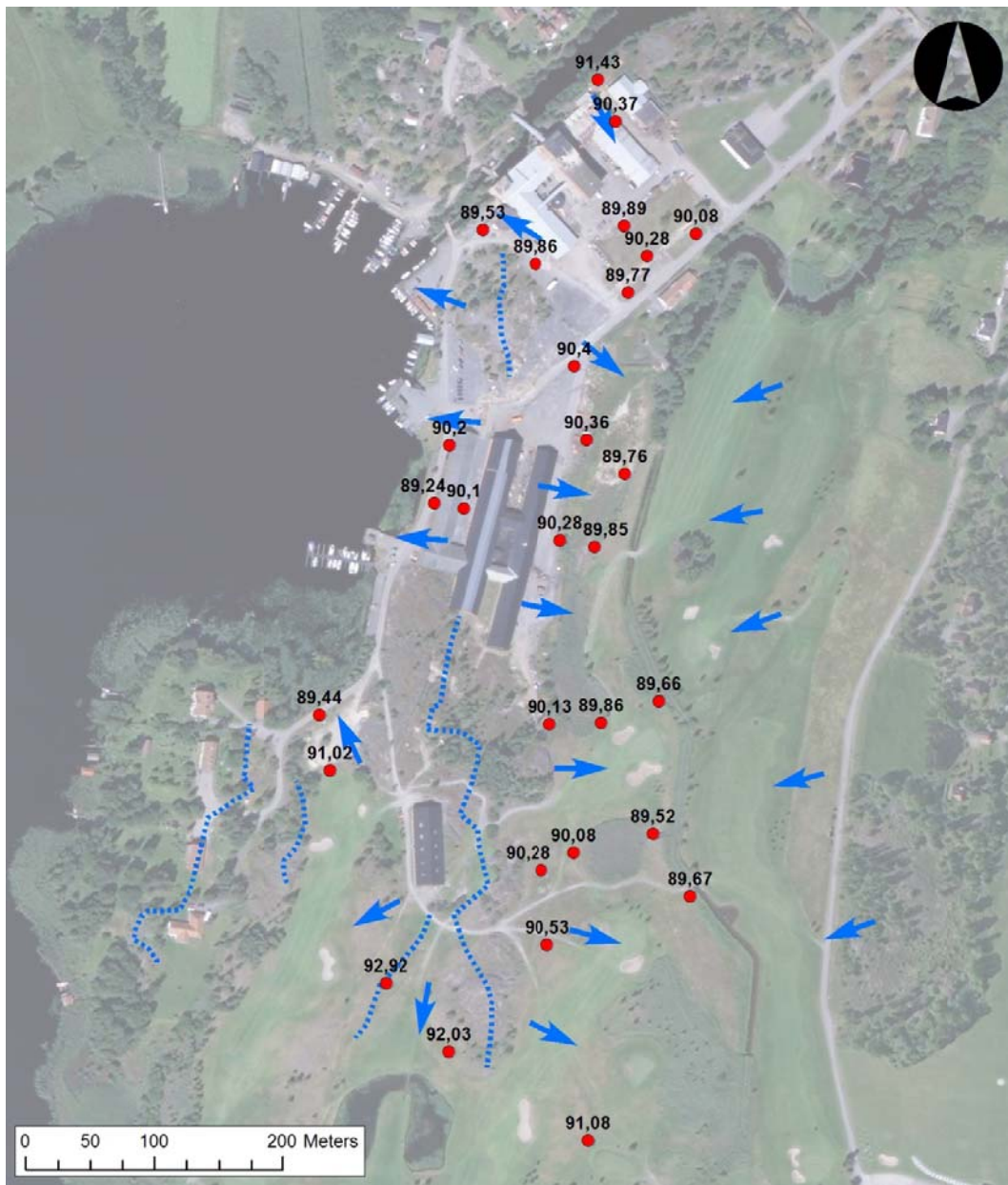
Grundvattennivån i jordlagren (gruvavfallet) inom undersökningsområdet är belägen 0-2,5 m under markytan, vilket innebär att delar av gruvavfallet är beläget under grundvattenytan.

I *Figur 2.6* redovisas grundvattendelare, grundvattennivåer samt en bedömning av grundvattnets strömningsriktning inom undersökningsområdet.

En stor del av grundvattnet på den östra sidan av höjdområdet strömmar ut i de förekommande våtmarkerna eller leds till våtmarkerna via dräneringsledningar i mark inom golfbanan. Från våtmarkerna avleds merparten av vattnet via ledningar direkt till bäcken. Resterande del av grundvattnet på den östra sidan undersökningsområdet strömmar ut i diket.

Bäcken tillförs även grundvatten från golfbanan och höjdområdet öster om undersökningsområdet.

Grundvatten i den västra delen av undersökningsområdet strömmar antingen ut i Tomteviken eller mot söder/sydväst för att strömma ut i Kärrafjärden.



**Figur 2.6.** Grundvattennivåer (nov 2012), grundvattendelare (prickad linje) samt illustration av grundvattnets strömningsriktning.

## 2.7 Ekologisk status

*Kommer att beskrivas. Se kapitel 5.8 och 5.9.1-5.9.3.*

## 2.8 Skydds- och bevarandeintressen

I anslutning till undersökningsområdet finns två områden av riksintresse. Det ena, med beteckningen RK 05 Åmmeberg, omfattar hela undersökningsområdet inklusive närområden. Motiveringen för riksintresset är, enligt Länsstyrelsen Örebro län, följande: "Industrimiljö, gruv- och bruksort från 1800-talets mitt, delvis med belgisk-influerad arkitektur (Gruvmiljö)".

Det andra riksintresset reglerar skydd av främst det rörliga friluftslivet enligt Miljöbalken 4:2. Paragrafen styr främst exploatering, i vilken friluftslivet särskilt skall beaktas och inte får förhindras.

Vättern omfattas av förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

*Skydds- och bevarandeintressen kommer att beskrivas mer ingående.*

## 3 Historik

*Historiken beskrivs i bilaga. Här kommer en sammanfattning av bilagan att infogas.*

## 4 Föroreningsituationen

I följande kapitel presenteras föroreningsituationen dels inom undersökningsområdet (avfall, grundvatten och ytvatten) och dels i recipienten Kärrafjärden (ytvatten och sediment).

### 4.1 Jord

#### 4.1.1 Avfallstyper

Inom undersökningsområdet har det deponerats olika typer av avfall under olika tidsperioder. De olika avfallstyperna bedöms vara:

- Avfall från mekanisk anrikning (ca 1860-1870). Styckemalm som krossats/malts innan den mekaniska anrikningen i det första anrikningsverket. Delar av styckemalmen hade blivit lätt rostad i Zinkgruvan. Malmen innehåller huvudsakligen zinkblände (ZnS) och blyglans (PbS) med mycket små mängder pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) och magnetkis (FeS). De huvudsakliga mineralerna i detta avfall är ZnS, PbS och möjligen mindre mängder oxider (ZnO, PbO) och karbonater ( $\text{ZnCO}_3$ ,  $\text{PbCO}_3$ ).
- Avfall från gravimetrisk anrikning (ca 1870-1930). Styckemalm som krossats/malts innan den gravimetriska anrikningen. Delar av styckemalmen hade blivit lätt rostad i Zinkgruvan. Halterna av zink och bly i avfallet var som högst under perioden 1870-1900 och sjönk därefter. I stort ungefär samma innehåll som avfallet från den mekaniska anrikningen; d.v.s. ZnS, PbS och möjligen mindre mängder oxider (ZnO, PbO) och karbonater ( $\text{ZnCO}_3$ ,  $\text{PbCO}_3$ ).
- Avfall från flotationsanrikningen (ca 1930-1976). Malm som hade krossats/malts innan flotationsanrikning i det första anrikningsverket. I stort ungefär samma innehåll (dock lägre metallhalter till följd av effektivare anrikningen) som avfallet från den gravimetriska anrikningen; d.v.s. ZnS, PbS och möjligen mindre mängder oxider (ZnO, PbO) och karbonater ( $\text{ZnCO}_3$ ,  $\text{PbCO}_3$ ).
- Avfall från Rosthyttan (ca 1860-1930). Avfall från rostning av styckemalm och slig/koncentrat. Efter rostningen rensades schaktugnarna från en rest huvudsakligen bestående av kol, tegelrester och en mindre mängd ”slag”. Avfallet, exkl. kol och infodringsmaterial (tegel) kan uppskattas till ca 1% av det genomsatta tonnaget och utgör därmed en relativt liten del av det deponerade materialet i Åmmeberg. De huvudsakliga mineralerna i den rostade styckemalmen och sligen som följde med avfallet är sannolikt oxider (ZnO, PbO) och karbonater ( $\text{ZnCO}_3$ ,  $\text{PbCO}_3$ ) och möjligen mindre mängder ZnS, PbS.
- Återanrikat avfall från området under olika tidsperioder (ca 1900-1930, 1930-1980). Under den första perioden återanrikades avfall från gravimetrisk anrikning i det första anrikningsverket i det nya anrikningsverket. Under den andra perioden återanrikades deponerat avfall från mekanisk anrikning och gravimetrisk anrikning (lätt rostad innan anrikningen) genom flotation i det nya

anrikningsverket. Malmen i området innehåller huvudsakligen zinkblände (ZnS) och blyglans (PbS) med mycket små mängder pyrit (FeS<sub>2</sub>) och magnetkis (FeS). De huvudsakliga mineralerna i detta avfall är därmed ZnS, PbS och möjligen mindre mängder oxider (ZnO, PbO) och karbonater (ZnCO<sub>3</sub>, PbCO<sub>3</sub>).

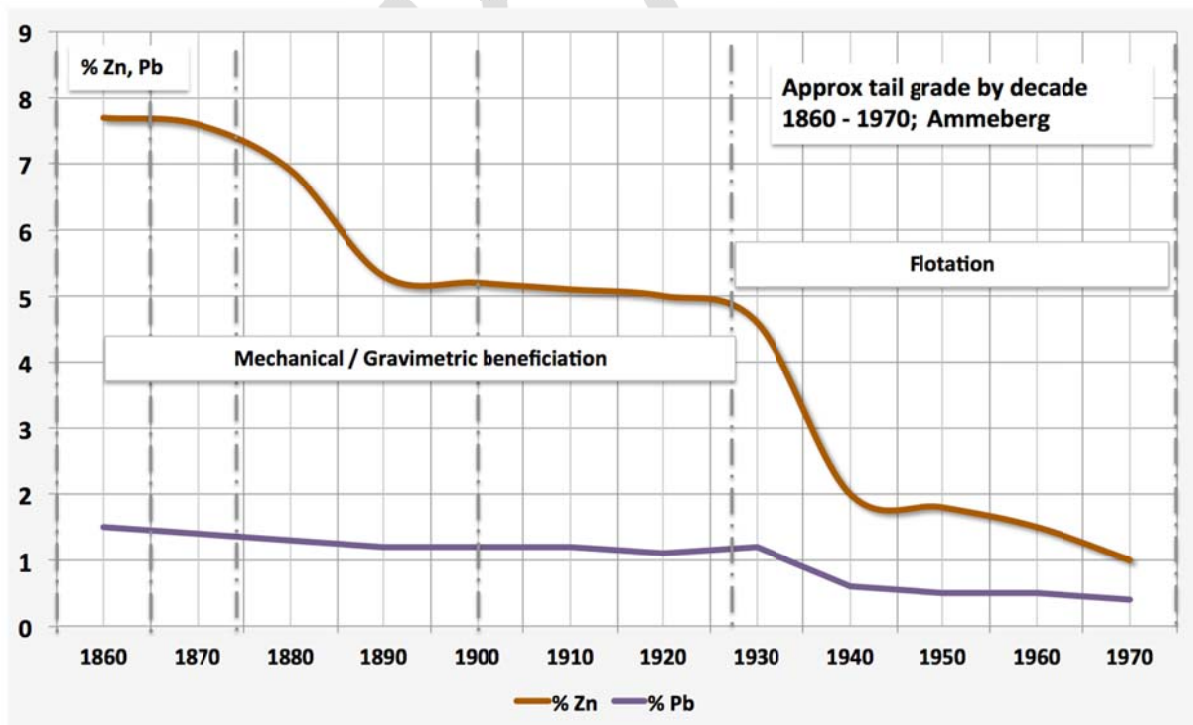
Som kan utläsas av ovan har avfallen från hela driftperioden (ca 1860-1980) samma innehåll, förutom vad gäller halterna av metaller (främst zink och bly). Sulfidmineralen bedöms alltså uteslutande bestå av zinkblände (ZnS) och blyglans (PbS). Vidare kan det förekomma mindre mängder oxider (ZnO, PbO) och karbonater (ZnCO<sub>3</sub>, PbCO<sub>3</sub>).

Det enda avfall som avviker är avfallet från rosthyttan som huvudsakligen innehåller tegel, slagg och kol samt en liten del rostad styckemalm eller rostad koncentrat. Rostningen bedöms ha inneburit att avfallet i stället för zinkblände (ZnS) och blyglans (PbS) innehåller oxider (ZnO, PbO).

#### 4.1.2 Totalhalter

Metallhalterna i den deponerade anrikningssanden i Åmmeberg är en funktion av vilken anrikningsprocess som användes vid tiden för deponering samt graden av omanrikning av materialet när äldre processer ersattes med nyare, alternativt förbättrad utrustning.

I diagrammet nedan visas, baserat på tillgänglig driftstatistik, utvecklingen av halterna i anrikningssanden för driftperioden 1860 - 1970 (genomsnittshalter per decennium). Driftstatistiken är i delar ofullständig men tillräckligt bra för att redovisa utvecklingen över tid.



18 (110)

RAPPORT-UTKAST  
2014-10-07

HUVUDSTUDIE ROSTHYTTEOMRÅDET

**Figur 4.1.** Utveckling av halterna (vikt-%) i anrikningssanden för driftperioden 1860 - 1970 (genomsnittshalter per decennium). Upprättad av Stefan Månsson.

Den tidiga våtmekaniska processen gav ett avfall med i genomsnitt ca 8 vikt-% zink och ca 1,5 vikt-% Pb. Med förbättrad anrikningsutrustning för gravimetrisk anrikning i slutet av 1800-talet ökade utbytena och halterna i avfallet sjönk till ca 5 vikt-% zink och ca 1 vikt-% bly.

Införandet av flotation som anrikningsmetod 1932 innebar att utbytet ökade markant och halterna sjönk under 1940-talet till ca 2 vikt-% zink resp. ca 0,5 vikt-% bly. Ytterligare förbättringar av utrustning och metoder medförde mot slutet av perioden ytterligare sänkningar av halten ned till ca 1 vikt-% zink och ca  $\leq 0,5$  vikt-% bly.

Via detaljerade undersökningar kan konstateras att haltvariationen i det deponerade materialet är betydande, framförallt beroende av överlagringar av material från olika tidsepoker men även omanrikning.

Anrikningssand med halter överstigande 15 vikt-% zink har identifierats i några få mindre delområden. Materialet ligger på ett djup mellan 3 till 6 meter under nuvarande markyta och deponerades under den tidiga driftsperioden. I ett område utgörs materialet med de höga zinkhalterna av sand som anrikats vid utloppet av en ledning från anrikningsverket.

Under 2002-2013 har jordprov uttagits i 194 st punkter inom undersökningsområdet. På nästintill samtliga prov har mätningar av metallhalter gjorts med XRF och ett drygt 50-tal jordprov har analyserats vid laboratorium. Statistiska sammanställningar av resultat från mätningar med XRF och analyser vid laboratorium redovisas i *Tabell 4.1* respektive *Tabell 4.2*. I sammanställningen ingår inte resultat från analyser av jordprov från det närliggande bostadsområdet Hägerön.

**Tabell 4.1.** Statistisk sammanställning av resultat från laboratorieanalys på jordprov uttagna i Rosthytteområdet 2002-2013 (n = 55\*)

		Medel	Median	95:e perc	Max
TS	%	84	82	99	100
TOC	% TS	0,42	0,34	0,79	0,84
As	mg/kg TS	32	26	58	406
Ba	mg/kg TS	30	28	49	53
Be	mg/kg TS	0,7	0,7	1,2	1,3
Cd	mg/kg TS	47	14	192	270
Co	mg/kg TS	8	7	18	42
Cr	mg/kg TS	11	10	26	40
Cu	mg/kg TS	81	44	219	1290
Fe	mg/kg TS	15539	15450	23360	33500
Hg	mg/kg TS	0,6	0,5	2,2	3,6
Mn	mg/kg TS	555	532	1099	1950
Ni	mg/kg TS	8,2	7,4	16	26
P	mg/kg TS	355	344	430	440

Pb	mg/kg TS	7091	2850	15520	101000
Sr	mg/kg TS	8,8	9,3	12	12
V	mg/kg TS	13	12	29	48
Zn	mg/kg TS	35617	11300	133000	166000

\* Totalt har 67 jordprov analyserats vid laboratorium. I tabellen redovisas en sammanställning av resultat för analyser av prov som har uttagits i områden där anrikningssand har deponerats. Övriga prov har uttagits där anrikningssand inte bedöms ha deponerats.

Vid mätning med XRF erhöles förutom för t.ex. bly och zink resultat även för bl.a. arsenik och kadmium. Korrelationen mellan XRF-mätningarna och laboratorieanalyserna var emellertid mycket dålig för arsenik, varför arsenikhalterna från XRF-mätningarna inte redovisas. Vad gäller kadmium är XRF-instrumentets detektionsgräns hög, varför resultat från XRF-mätningarna inte redovisas. Korrelationen mellan kadmium- och zinkhalterna i jord är emellertid god, varför kadmiumhalter i jord har kunnat uppskattas utifrån zinkhalterna.

**Tabell 4.2.** Statistisk sammanställning av resultat från XRF-mätningar på jordprov uttagna i Rosthytteområdet 2002-2013 (n = 1473)

		Medel	Median	95-perc	Max
Bly	mg/kg	3 213	1 800	9 900	53 000
Zink	mg/kg	20 686	3 300	110 000	390 000

#### 4.1.3 Utbredning

I *Figur 4.2* redovisas en bedömning av utbredningen av avfall från den gravimetriska och våtmekaniska anrikningen samt av avfall från rosthytan. Utbredningen har bedömts utifrån ritningar, flygfoton från 40-, 50- 60- och 70-talet samt resultaten från undersökningarna i undersökningsområdet. I figuren redovisas även den högsta uppmätta halten av zink i respektive provpunkt.

Mäktigheten hos avfallet från den gravimetriska och våtmekaniska anrikningen eller från rosthytan uppgår i merparten av området till mellan 1 och 3 m och som mest till ca 5 m. Förutom i några få mindre områden överlagras avfall från den gravimetriska och våtmekaniska anrikningen och från rosthytan av flotationsavfall.

Utifrån historiska flygfoton över området bedöms det inte ha skett någon utfyllnad med gruvavfall på Hägerön. Jordlagren på Hägerön har emellertid förhöjda halter av bl.a. zink, kadmium, bly och arsenik jämfört med halter i jordprov från delar av undersökningsområdet som inte bedöms innehålla avfall från anrikningen. Däremot är halterna i de flesta prov lägre än i sand från flotationsanrikningen vilket indikerar att anrikningssand har blåst in över Hägerön och blandats med de naturliga jordlagren. En relativt hög halt zink (ca 4%) i ett prov, från provpunkten närmast golfbanan, indikerar emellertid att anrikningssand kan ha använts för att fylla ut lågpunkter inom Hägerön.

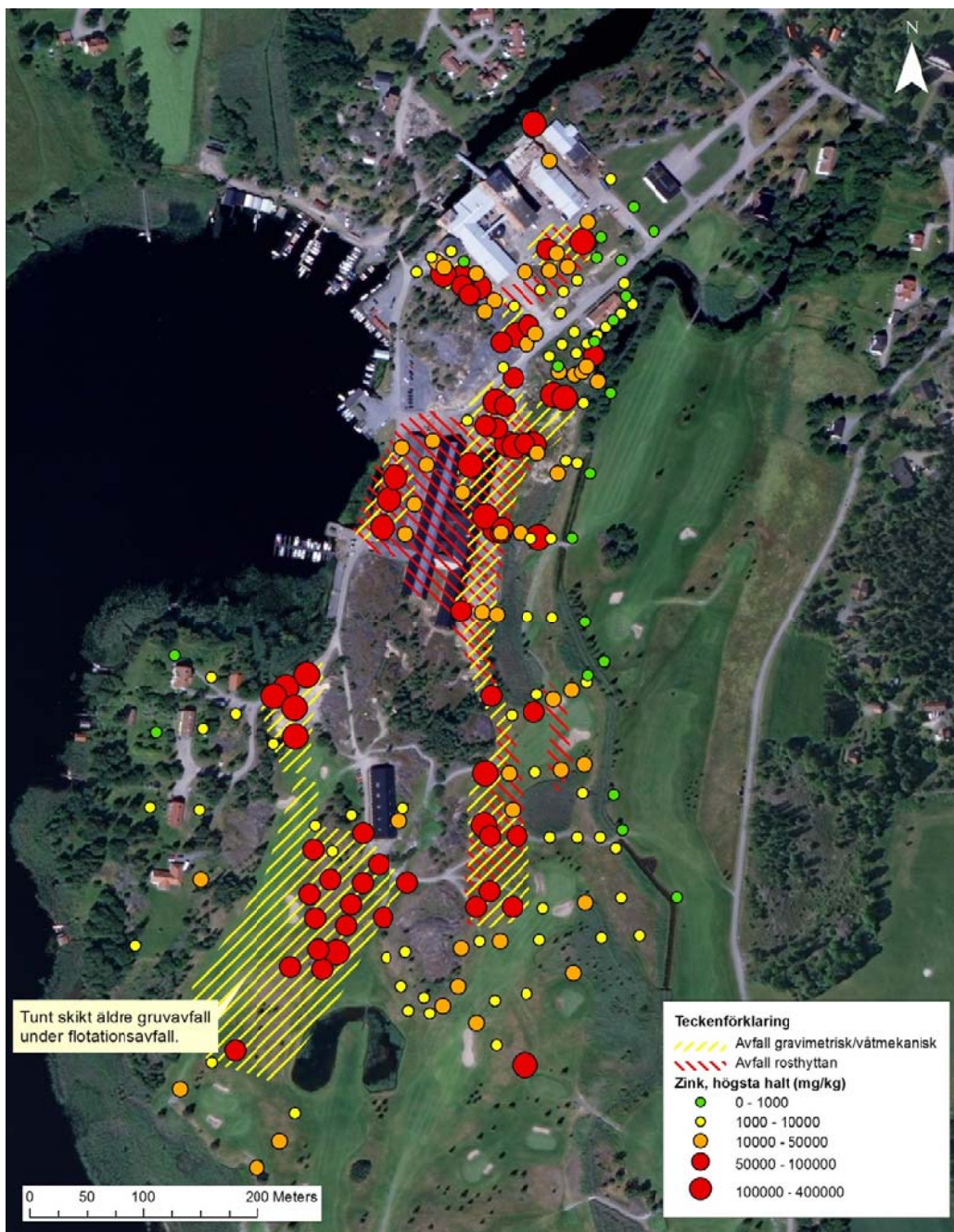
Även på fastigheten Hyttbacken 2:71, där det gamla kontoret ligger, har det påträffats förhöjda halter av metaller, trots att det utifrån historiken framgår att det inte har

förekommit någon deponering eller liknande. Även här kan anrikningssanden ha spridits med vind och det kan ha förekommit användning av metallhaltig jord för utfyllnad.

En mer ingående redogörelse för bedömningarna avseende utbredningen redovisas i bilaga X.

UTKAST





**Figur 4.2.** Bedömd utbredning av avfall från gravimetrisk och våtmekanisk anrikning samt av avfall från rosthyttan. Illustration av högsta uppmätta zinkhalt i jordproven från respektive provpunkt.

#### 4.1.4 Mängd

Kommer att bedömas i ett senare skede

#### 4.1.5 Syrabildande förmåga

Med tanke på att allt gruvavfall inom området härrör från hantering av sulfidhaltigt material har materialens potentiellt syrabildande förmåga undersökts.

Fyra prover (C4 (2,5 m), 1223 (0,6-0,9 m), 1242 (0,7-1 m) och 12106 (4-4,3 m)) från undersökningsområdet har skickats för ABA-analys (Acid Base Accounting) för att bedöma materialens potentiella framtida syrabildning. Samtliga fyra prov bedöms utgöras av avfall från mekanisk och/eller gravimetrisk anrikning samt sannolikt rester (motsvarande koncentrat) från flotationsanrikning (gäller C4, 2,5 m). Inga av dessa prover bedöms innehålla avfall från rosthyttan och bedöms därför utgöra ett värsta fall med avseende på syrabildande potential (eftersom avfall från rosthyttan innehåller betydligt mindre sulfid som följd av rostningen).

Utifrån total- eller sulfidsvavel beräknas den potentiella syrabildningen utifrån antagandet att svavlet förekommer som svavelkis ( $\text{FeS}_2$ , pyrit). Den buffrande potentialen beräknas från titrering av materialet med saltsyra. Den syrabildande respektive buffrande potentialen jämförs sedan för att skatta materialets nettosyrabildande potential.

Utifrån total- respektive sulfidsvavel och buffrande potential erhålls syrabildande och buffrande potential för de fyra proverna enligt *Tabell 4.3*. Karbonatinnehållet i proverna ligger mellan 0,6 och 2,1 %.

**Tabell 4.3.** Syrabildande respektive buffrande potential (kg  $\text{CaCO}_3$ /ton) beräknat utifrån både total- och sulfidsvavel samt den nettoneutraliserande potentialen (NNP).

Prov	pH	Syrabildande potential (tot-S)	Syrabildande potential (sulfid-S)	Buffrande potential	NNP (tot-S)	NNP (sulfid-S)
C4 (2,5 m)	7,1	229	211	36	-193	-175
1223 (0,6-0,9 m)	6,8	59,7	56,6	4	-56	-53
1242 (0,7-1 m)	6,6	184	178	0	-184	-178
12106 (4-4,3 m)	7,4	182,5	181	13	-170	-168

Sammantaget antyder ABA-beräkningarna att de fyra proven kan vara nettosyrabildande då den största andelen av svavlet fortfarande utgörs av sulfider samtidigt som den buffrande potentialen är tämligen låg.

Uppmätta pH i materialen (se bl.a. *Tabell 4.3* och *Tabell 4.7*) samt i grundvattnet (se *Tabell 4.11*) indikerar emellertid inte någon omfattande pågående syraproduktion, vilket kan förklaras av ett antal olika faktorer: (i) materialen befinner sig under grundvattenytan med låg syrehalt, vilket minskar oxidationen, (ii) sulfiderna föreligger huvudsakligen som blyglans ( $\text{PbS}$ ) och zinkblände ( $\text{ZnS}$ ) samtidigt som halterna svavelkis ( $\text{FeS}_2$ ), magnetkis ( $\text{FeS}$ ) och kopparkis ( $\text{CuFeS}_2$ ) är mycket låga. Sulfider förekommande som blyglans och zinkblände tillför ingen betydande syrabildande förmåga. Vid mycket höga halter zink och

bly kan det dock inte uteslutas att hydrolysen av metallen bidrar till syrabildning ( $Zn^{2+} + H_2O \Rightarrow ZnOH^+ + H^+$ ). Geokemiska beräkningar indikerar dock att zinks hydrolysis inte ens kan förbruka den alkalinitet som finns i grundvattnet.

Utifrån kännedom om de mineraliseringar som har brutits i området utgörs sulfiderna sannolikt huvudsakligen av blyglans och zinkblände, som inte är syrabildande. För att bekräfta hypotesen har ett antal prover skickats för röntgendiffraktionanalys (XRD) där mineralsammansättningen kan bestämmas.

Resultatet från XRD-analyserna på utvalda prover återfinns i *Tabell 4.4*.

**Tabell 4.4:** Resultat från XRD-analyser på ett antal utvalda prover.

	Mikroklin	Kvarts	Zinkblände	Glimmer	Klinoklor	Hornblände
<b>C4, 2,2 m</b>	46,0	22,2	20,2	7,9	3,0	(0,7)
<b>1241, 0,7-1 m</b>	40,0	38,9	10,6	5,6	4,0	(0,9)
<b>12106, 4,9-5,2 m</b>	43,5	33,3	14,7	7,6	(0,2)	(0,7)
<b>1223, 0,9-1,2 m</b>	44,3	34,8	8,1	7,0	4,6	1,2

Mikroklin  $KAlSi_3O_8$  (en fältspat); Kvarts  $SiO_2$ ; Zinkblände  $ZnS$ ; Glimmer skiktssilikat; Klinoklor  $(Mg,Fe,Al)_6[(Al,Si)_4O_{10}](OH)_8$ ; Hornblände  $NaCa_2(Mg,Fe,Al)_5[AlSi_6O_{22}](OH)_2$

Det enda detekterbara sulfidmineralet i proverna är zinkblände ( $ZnS$ ). Varken pyrit, magnetkis eller blyglans ( $PbS$ ) detekterades. XRD-analyserna bekräftar därmed hypotesen att inga syrabildande mineral förekommer i avfallet och därmed också slutsatsen att avfallet inte är syrabildande. Enligt utförda XRF-analyser på proverna innehåller de 0,7-1,2 % bly (motsvarande 0,8-1,4 %  $PbS$ ) och 8,8-19 % zink. Med tanke på att zinkblände är mer oädel än både blyglans och pyrit är det lite förvånande att i synnerhet inte blyglans detekterades. Detektionsgränsen med XRD för blyglans är dock ungefär 1-2 %. Zink- och blykarbonat förekommer sannolikt också, men under detektionsgräns. Buffrande mineraler utgörs i huvudsak av silikatmineraler.

Övriga detekterbara mineraler i proverna utgörs huvudsakligen av olika silikatmineraler som är tämligen svårvittrade och därmed inte bidrar mycket till buffring.

Samtliga avfallstyper inom området innehåller primärt zink, bly och kadmium. Spårmetallerna föreligger huvudsakligen i sulfidform, sannolikt följt av mindre mängder karbonater. Syragenererande sulfidmineral som svavelkis (pyrit) eller magnetkis har inte kunnat detekteras med XRD-analyser vilket indikerar att det inte finns någon betydande syrabildning inom området. Drygt 150 år efter det att den första anrikningssanden deponerades är grundvattnets pH fortfarande nära neutralt.

#### 4.1.6 Lakbarhet

##### Förändrat pH

Avfallsets potentiella lakbarhet som funktion av förändrat pH har undersökts genom lakförsök på två samlingsprov på jord från området mellan Åladan och bäcken (Karlsson

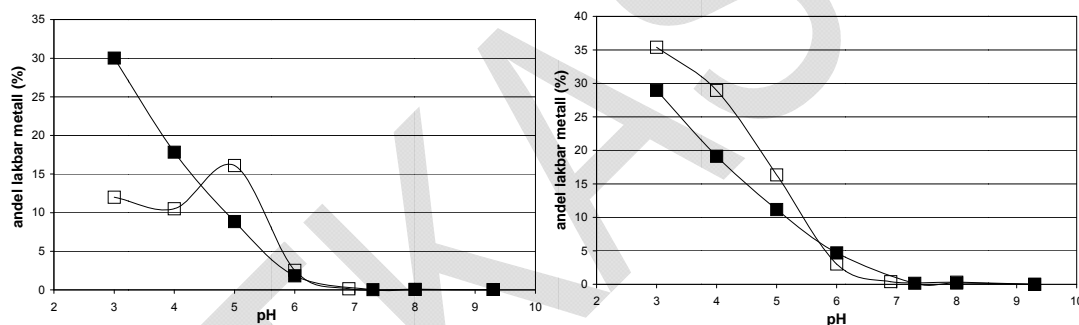
och Karlsson, 2003). De två samlingsproven (SMA bestående av 0201 (1,5 m) och 0205 (2,3 m) samt SMB bestående av 0208 (0,5, 1,5 resp. 2,5 m)) bedöms utifrån provpunkternas lägen och totalhalterna zink bestå av sand från mekanisk/gravimetrisk anrikning.

Materialets naturliga pH befanns vara 6,9 respektive 7,3. Buffringsförmågan var mycket god; 1 100 respektive 1 400 mekv/kg (motsvarande 55 respektive 91 g/kg CaCO<sub>3</sub>). Kadmium börjar mobiliseras redan när pH sjunker till 7, men ökningen blir tydligare vid pH 6. Vid pH 6 ökar även rörligheten för bly och zink.

I Tabell 4.5 redovisas lakbara halter vid naturligt pH och i Figur 4.3 redovisas lakbar andel som funktion av pH för bly och zink.

**Tabell 4.5.** Metallhalten (µg/L) i vattenfasen efter lakning med enbart vatten.

	pH	Al	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
SMA	7.3	11	57	2.6	4.2	87	154	10 300
SMB	6.9	10	438	3.5	6.0	449	1 110	34 900



**Figur 4.3.** Andel lakbart bly (vänster) och zink (höger) som funktion av pH (Karlsson och Karlsson, 2003).

#### Vattenlakning och förändrat redoxstillstånd

I samband med provtagning 2012 uttogs prover (Tabell 4.6) för lakning av avfall från hela undersökningsområdet (Bäckström, 2012). De jordprov som valdes ut för lakförsök 2012 valdes ut för att försöka beskriva förhållandena i olika delar av undersökningsområdet. Dels valdes prov ut från olika delar av området (industriområdet i norr, området kring rosthyttan och golfbanan), dels valdes prov som bedömdes innehålla avfall från olika driftperioder och med varierande totalhalter metaller (anrikningssand från mekanisk/gravimetrisk anrikning, koncentrat, fyllnadsmassor innehållande avfall från rosthyttan och flotationsanrikningssand) och dels valdes prov från olika djup (över/under grundvattenytan). Proverna D2 (1,0 m) och 1219 (0,2-0,5 m) utgörs eventuellt till en viss del avfall från rosthyttan. Övriga prov bedöms inte innehålla avfall från rosthyttan.

**Tabell 4.6:** Beskrivning av prover utvalda för lakförsök; bedömd materialtyp samt totalhalter (mg/kg TS) för bly och zink.

Prov-märkning	Djup (m)	Bedömd materialtyp	Bly (mg/kg)	Zink (mg/kg)
C3	5,8	NO om Rosthyttan. Troligen koncentrat. Under gvy.	19 000	390 000
D2	1,0	O om Rosthyttan. Fyllning, ev. avfall från rosthyttan, ev. anrikningssand (sannolikt flotationssand med tanke på halter). Över gvy.	230	2 500
1219	0,2-0,5	O om Rosthyttan. Fyllning, ev. avfall från rosthyttan, anrikningssand (sannolikt gravitationsavfall med tanke på halter). Över gvy.	11 000	76 000
1219	1,7-2,0	O om Rosthyttan. Anrikningssand (sannolikt gravitationsavfall med tanke på halter). Ev. avfall från rosthyttan. Under gvy.	6 300	71 000
1226	1,8-2,2	N om Rosthyttan. Sannolikt gravitationsavfall. Under gvy.	6 000	98 000
1227	1,1-1,4	N om Rosthyttan. Sannolikt gravitationsavfall. Under gvy.	5 900	93 000
1235	0,2-0,6	Industriområdet (N om Rosthyttan). Troligen gravitationsavfall. Över gvy.	6 200	67 000
1240	0,3-0,6	S om första anrikningsverket. Troligen anrikningssand mekanisk/gravimetrisk. Över gvy	9 100	68 000
1240	1,2-1,4	S om första anrikningsverket. Troligen anrikningssand mekanisk/gravimetrisk. Under gvy	5 900	100 000
1263	0,6-0,8	Golfbanan. Flotationsavfall. Över gvy.	1 200	2 700
1264	0,4-0,9	Golfbanan. Flotationsavfall. Över gvy.	1 300	1 400
1264	3-3,5	Golfbanan. Flotationsavfall. Under gvy.	2 000	5 000

Lakning i destillerat vatten genomfördes i tre steg (L/S 2, L/S 4 och L/S 6) med tillsats av nytt vatten mellan varje steg.

Det som är intressant att notera är att flera av proverna inte har någon nämnvärd minskning av den elektriska konduktiviteten med ökad vattenlakning (ökande L/S-kvot), vilket indikerar att det i dessa prover kan förekomma fasta mineraler som löser upp sig efter hand (jämvikt) och på så sätt kan styra utlakningen.

pH i vattenlaklösningarna är generellt nära neutralt i de flesta proverna (från 6,52 till 8,17 vid L/S 2). I samtliga prover ökar pH vartefter L/S-kvoten ökar. Sannolikt är det de mer sura vittringsprodukterna som sköljs ut först (exempelvis sulfater) medan de jämviktsstyrande fasta faserna (sannolikt karbonater) ställer pH i vattenlösningarna i de efterföljande lakstegen.

Bly lakar i tämligen höga halter från materialen, med en högsta halt överskridande 3 500 µg/l. De lakbara halterna kan jämföras med medel- respektive maxhalten i grundvatten inom området på 229 respektive 1 400 µg/l. Någon tydlig koppling mellan lakbar halt och total halt förekommer dock inte. Det är tydligt att lägre pH ger en högre utlakning. Grovt kan utläsas att för varje enhet som pH sjunker kommer utlakningen av bly öka med en

faktor 10. Detta är en indikation på att det finns relativt tillgängligt bly på de förekommande ytorna (sannolikt adsorberat) alternativt som lösligt karbonat. Det är flera av proverna som har låga haltkvoter i laklösningarna (kvoten mellan L/S 2 och L/S 6 är under 1,5), vilket antyder att en del av blyet förekommer i jämviktsstyrande fasta faser i anriknings-/vasksanden.

Vad gäller zink finns det ingen tydlig koppling mellan totalhalterna i den fasta fasen och den lakbara halten. Däremot är kopplingen mellan pH och den lakbara zinkhalten tydlig; för varje pH-enhet som pH sjunker ökar zinkhalten med en faktor 10.

För vissa prov finns en antydning om att det finns jämviktsstyrande fasta faser i anrikningssanden som bestämmer zinkhalten i lösningen.

Det sker en dramatisk ökning av blyhalten när pH sjunker under 7 medan motsvarande pH för kadmium och zink är mellan pH 7,5 och 8. Erfarenhetsmässigt krävs det ett lägre pH för att blyhalten ska öka jämfört med exempelvis zinkhalten. Frisättning av bly sker normalt 1-2 pH-enheter lägre än vad frisättning av zink gör oberoende av om ytan består av järn eller aluminium (Munk et al., 2002; Bäckström och Sartz, 2011). Kadmium uppvisar ungefär samma frisättningsmönster som zink. Detta betyder att bly i praktiken har en lägre rörlighet än vad kadmium och zink har i den omättade och mättade zonen. I grundvattnet återfinns också en skillnad på ungefär 1 pH-enhet för motsvarande fastläggning mellan bly och zink.

**Tabell 4.7:** pH samt lösta metallhalter för samtliga prover vid L/S 2 (vattenlakning).

Provmärkning	pH L/S 2	Pb (µg/L) L/S 2	Cd (µg/L) L/S 2	Zn (µg/L) L/S 2
C3, 5,8 m	7,22	374	150	21 500
D2, 1,0 m	7,16	2,04	6,19	3 660
1219, 0,2-0,5 m	6,89	397	51,3	32 500
1219, 1,7-2,0 m	6,60	2 120	282	144 000
1226, 1,8-2,2 m	6,79	1 920	3 030	77 200
1227, 1,1-1,4 m	6,79	334	846	27 400
1235, 0,2-0,6 m	6,73	1 320	295	135 000
1240, 0,3-0,6 m	6,65	2 420	408	189 000
1240, 1,2-1,4 m	6,52	3 560	1 980	102 000
1263, 0,6-0,8 m	7,06	342	48,0	27 700
1264, 0,4-0,9 m	7,79	72,2	5,04	526
1264, 3-3,5 m	8,17	36,4	0,25	92,5

För att bedöma materialets potentiella lakbarhet vid förändrad redoxpotential utfördes två typer av batchlakningar (reducerande respektive oxiderande) på de fasta proverna.

Ökad utlakning under reducerande förhållande tyder ofta på att sorbentfaser av järn och/eller mangan går i lösning och frigör metaller associerade till sorbenten. Ökad utlakning under oxiderande förhållanden tyder ofta på en förekomst av sulfidbundna metaller eller metaller bundna till organiskt material.

Utlakningen av bly under olika kemiska förhållanden (vatten, reducerande samt oxiderande) återfinns i Tabell 4.7. Det är tydligt att utlakningen av bly ökar (med ungefär

en faktor 10) när redoxpotentialen manipuleras jämfört med lakning med bara vatten. Detta gäller i synnerhet när redoxpotentialen sjunker, vilket kan tolkas som att en del bly finns fastlagt på sekundära vittringsmineraler av järn och mangan. Järnhalterna är också 100 gånger högre under den reducerande lakningen jämfört med under den oxiderande lakningen. Järnhalterna är dock inte betydande, varför detta sannolikt enbart är en delförklaring. Några betydande mängder blysvulfid finns sannolikt inte kvar då utlakningen under oxiderande förhållanden borde ha blivit högre jämfört med vattenlakningen. Det kan dock inte uteslutas att oxidation av blyglans förhindras av det mer oädla zinkblandet (redoxbuffert) eller att blysvulfat har fällt ut under lakningen. De prov som eventuellt innehåller en del avfall från rosthyttan (D2 (1,0 m) och 1219 (0,2-0,5 m)) lakar något lägre blymängder än de övriga proven under oxiderande förhållanden, vilket skulle kunna vara en indikation på att det ändå förekommer blyglans i de övriga proven.

Det ska dock noteras att blyhalterna redan vid lakning med vatten är betydande (över 3 500 µg/l som högst; se *Tabell 4.7* för halter i lösning). Detta kan jämföras med de maximalt observerade blyhalterna i grundvattnet om 2 800 µg/l (*Tabell 4.11*). Utifrån denna jämförelse är det troligt att de utförda lakningarna tämligen väl speglar förhållandena i grundvattnet. Vid en jämförelse mellan de förekommande totalhalterna och de lakbara mängderna med vatten (*Tabell 4.7*) är det tydligt att utlakning kan pågå oförminskat under flera tusen år om jämvikt antas med relevanta blymineraler (PbCO<sub>3</sub> och/eller PbSO<sub>4</sub>).

**Tabell 4.8:** Totalhalten bly (mg/kg ts) och utlakningen av bly vid L/S 2 (mg/kg ts) i vatten samt under måttligt reducerande respektive måttligt oxiderande förhållanden. Högsta halten för varje prov markerat i grått.

Provmärkning	Totalhalt (mg/kg ts)	Vatten (mg/kg ts)	Reducerande (mg/kg ts)	Oxiderande (mg/kg ts)
C3, 5,8 m	19 000	0,88	9,63	13,2
D2, 1,0 m	230	0,005	0,08	0,13
1219, 0,2-0,5 m	11 000	0,84	43,7	1,70
1219, 1,7-2,0 m	6 300	5,50	21,4	7,48
1226, 1,8-2,2 m	6 000	4,68	24,2	15,3
1227, 1,1-1,4 m	5 900	0,82	9,50	20,5
1235, 0,2-0,6 m	6 200	3,29	26,5	5,99
1240, 0,3-0,6 m	9 100	5,26	9,88	3,87
1240, 1,2-1,4 m	5 900	9,25	33,1	12,9
1263, 0,6-0,8 m	1 200	0,88	13,5	1,90
1264, 0,4-0,9 m	1 300	0,18	3,86	1,30
1264, 3-3,5 m	2 000	0,09	7,18	1,04

**Tabell 4.9:** Utlakningen av kadmium vid L/S 2 i vatten samt under måttligt reducerande respektive måttligt oxiderande förhållanden. Högsta halten för varje prov markerat i grått.

Provmärkning	Vatten (mg/kg ts)	Reducerande (mg/kg ts)	Oxiderande (mg/kg ts)
C3, 5,8 m	0,35	3,87	34,8
D2, 1,0 m	0,01	0,20	0,37
1219, 0,2-0,5 m	0,11	1,14	0,24
1219, 1,7-2,0 m	0,73	1,54	2,36
1226, 1,8-2,2 m	7,38	15,1	41,4
1227, 1,1-1,4 m	2,08	9,07	21,9
1235, 0,2-0,6 m	0,74	2,27	1,19
1240, 0,3-0,6 m	0,89	1,43	3,53
1240, 1,2-1,4 m	5,14	9,45	270
1263, 0,6-0,8 m	0,12	0,59	1,97
1264, 0,4-0,9 m	0,01	1,87	1,28
1264, 3-3,5 m	0,001	0,01	0,99

När det gäller lakningen av kadmium (*Tabell 4.9*) och zink (*Tabell 4.10*) från materialen är det tydligt att utlakningen är högre under oxiderande förhållanden (ungefär 40 ggr högre än vid lakning med vatten och ungefär 5 ggr högre än vid lakning under reducerande förhållanden). Detta indikerar att det förekommer sulfidmineraler innehållande kadmium och zink i avfallet. Ytterligare en delförklaring är att både kadmium och zink binder sämre till sekundära sorbentfaser (exempelvis järn- och manganoxhydroxider) än vad bly gör under rådande pH, vilket leder till en högre grad av desorption från ytorna. Proverna som eventuellt innehåller avfall från rostningen (D2 (1,0 m) och 1219 (0,2-0,5 m)) lakar något mindre kadmium- och zinkmängder under oxiderande förhållanden än de övriga proverna, vilket styrker misstanken att zinkblände förekommer i de övriga proverna. Kadmium förekommer sannolikt inuti zinkbländegittret (en mindre del av zinkatomerna är utbytta mot kadmiumatomer) och inte som ett eget mineral.

**Tabell 4.10:** Totalhalten zink (mg/kg ts) och utlakningen av zink vid L/S 2 (mg/kg ts) i vatten samt under måttligt reducerande respektive måttligt oxiderande förhållanden. Högsta halten för varje prov markerat i grått.

Provmärkning	Totalhalt (mg/kg ts)	Vatten (mg/kg ts)	Reducerande (mg/kg ts)	Oxiderande (mg/kg ts)
C3, 5,8 m	390 000	50,6	1 680	9 950
D2, 1,0 m	2 500	8,12	154	165
1219, 0,2-0,5 m	76 000	69,1	1 390	135
1219, 1,7-2,0 m	71 000	375	2 150	2 060
1226, 1,8-2,2 m	98 000	188	1 790	7 260
1227, 1,1-1,4 m	93 000	67,3	1 680	4 980
1235, 0,2-0,6 m	67 000	338	1 810	625
1240, 0,3-0,6 m	68 000	410	1 940	2 460
1240, 1,2-1,4 m	100 000	265	1 840	8 940
1263, 0,6-0,8 m	2 700	71,7	281	2 550
1264, 0,4-0,9 m	1 400	1,29	168	651
1264, 3-3,5 m	5 000	0,23	31,5	730



Det ska dock noteras att zinkhalterna redan vid lakning med vatten är betydande. Vid en jämförelse mellan de förekommande totalhalterna och de lakbara mängderna med vatten (Tabell 4.9) är det tydligt att utlakning kan pågå oförminskat under flera tusen år om jämvikt antas med relevanta zinkmineraller.

#### Samlad bedömning

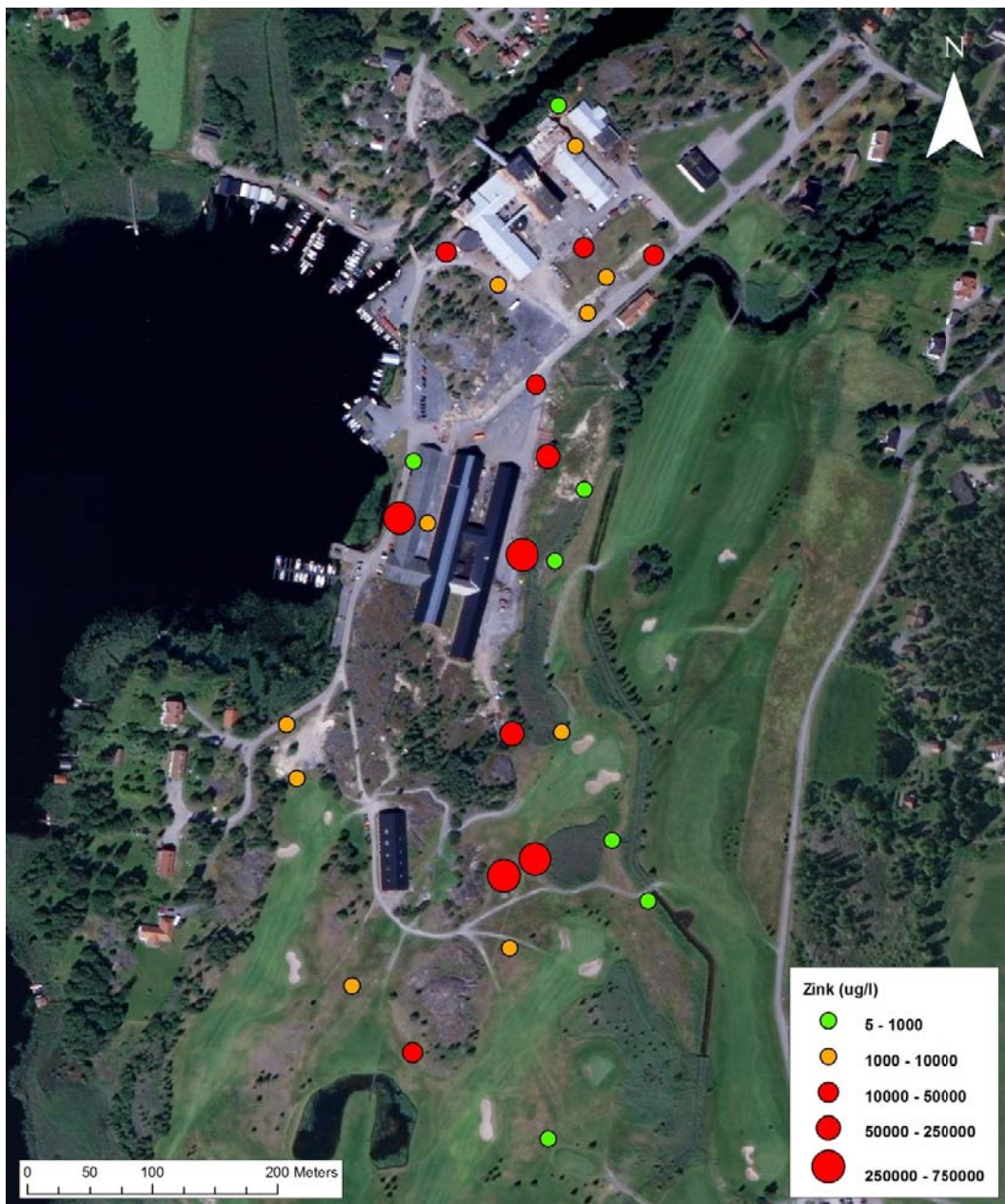
Samtliga undersökta prover lakar mycket höga halter kadmium och zink och höga halter bly enbart vid lakning med vatten. Det finns prover där urtvättning av metallerna sker med ökande vattenvolym, men det finns också prover där det sannolikt finns en fastfas (mineralfas) som ställer den lakningsbara metallhalten. Den erhållna metallhalten kommer därmed inte sjunka förrän den aktuella mineralfasen är upplöst. Det går inte utifrån denna typ av undersökning svara på hur länge en utlakning kan fortskrida men överslagsberäkningar antyder tusentals år med oförändrade metallhalter i lakvattnet.

Vid manipulering av redoxpotentialen (både under reducerande respektive oxiderande förhållanden) ökar utlakningen av samtliga undersökta metaller. Bly ökar mest under reducerande förhållanden medan kadmium och zink ökar mest under oxiderande förhållanden. Sannolikt är bly i högre grad än kadmium och zink bundet till sekundära sorbentfaser bestående av järn- och manganoxhydroxider. Det ska dock inte uteslutas att blyhalterna även vid oxiderande lakning begränsas av nybildad blyulfat (höga sulfathalter generas vid oxidation av sulfidmineraller). Detta är dock en process som också sker under naturliga förhållanden. Utifrån resultaten är det sannolikt att zink och kadmium fortfarande delvis föreligger i sulfidform i avfallen.

Den samlade bedömningen utifrån lakttesterna är att flera av metallerna sannolikt återfinns i jämvikt med en mineralfas som under tusentals år kommer att bestämma metallhalten i grund- och lakvatten. En sänkning av pH skulle öka metallhalten väsentligt. Sannolikheten för en pH-sänkning bedöms dock som mycket låg eftersom den syrabildande förmågan är mycket liten.

## 4.2 Grundvatten

Metallhalterna i grundvattnet uppvisar ett liknande mönster som metallhalterna i jordlagren, d.v.s. där halterna i jord är höga är halterna även i grundvattnet höga. I *Figur 4.4* redovisas en illustration av föroreningssituationen i grundvattnet, i form av zinkhalter i respektive provpunkt vid ett provtagningstillfälle.



**Figur 4.4.** Illustration av zinkhalter i grundvattnet 2012-11-22.

Merparten av det förorenade grundvattnet på östra sidan av undersökningsområdet dräneras till, alternativt strömmar ut i, våtmarkerna. Från våtmarkerna rinner vattnet via dräneringsledningar till bäcken för att mynna i Marinan i Kärrafjärden. En del av det förorenade grundvattnet strömmar direkt ut i bäcken.

Det förorenade grundvattnet i undersökningsområdets västra del strömmar ut i eller dräneras via dagvattenledningar till Tomteviken. Grundvattnet i den sydvästra delen av undersökningsområdet strömmar mot sydväst och Kärrafjärden.

#### 4.2.1 Halter

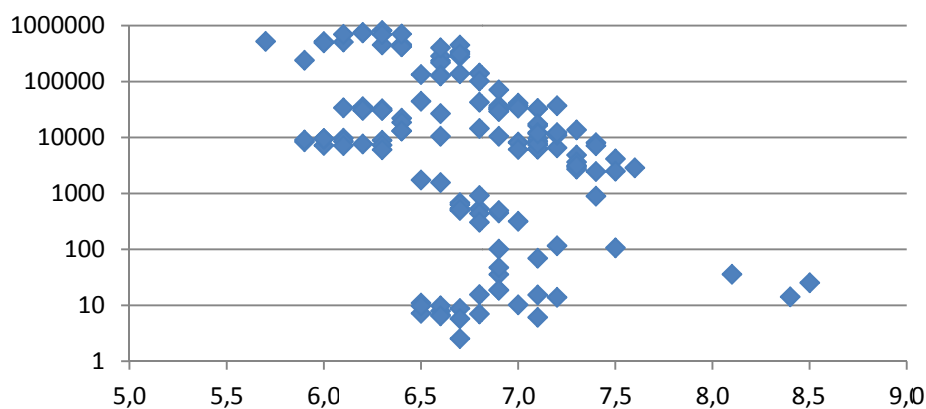
I *Tabell 4.11* redovisas en statistisk sammanställning av halterna i grundvatten för utvalda parametrar.

**Tabell 4.11.** Statistisk sammanställning av resultat från laboratorieanalyser på 151 grundvattenprov från 30 grundvattenrör inom undersökningsområdet. Där halterna har underskridit detektionsgränsen har halva värdet för detektionsgränsen använts i beräkningarna. Proven har filtrerats innan analys m a p metaller.

		Median	Medel	Min	Max
pH		6,8	6,8	5,7	8,5
Alk	mg HCO <sub>3</sub> /l	140	280	19	1 800
Ca	mg/l	189	240	7	670
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	270	560	2,5	2 400
As	µg/l	1,7	2,6	0,5	17
Cd	µg/l	11	85	0,07	570
Ni	µg/l	6	11	0,5	65
Pb	µg/l	0,5	96	0,1	2 800
Zn	µg/l	9 600	95 000	2,5	820 000

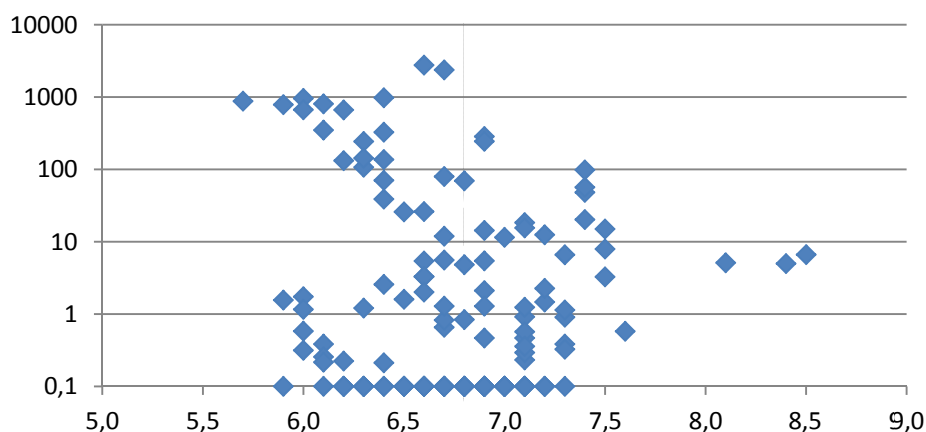
Grundvattnets dominerande katjon är kalcium som förekommer i höga halter medan anjonerna domineras av sulfat. Halterna kalcium varierar mellan 7 och 670 mg/l medan halterna sulfat varierar mellan 3 och 2 400 mg/l. Förekomsten av höga sulfathalter indikerar att vittring av sulfider förekommer.

pH är den enskilt viktigaste parametern som styr spårmetallhalterna i grundvattnen. Det är exempelvis tydligt att zinkhalten ökar kraftigt vid sjunkande pH (ungefär en faktor 10-100 högre zinkhalter för varje pH-enhet lägre). Ökande zinkhalter med sjunkande pH beror i huvudsak på två mekanismer; (i) minskad sorption till andra mineraltyper och (ii) upplösning av karbonatmineraler.



**Figur 4.5.** Zinkhalten (ug/l) mot pH i samtliga grundvattenprov 2012-2013.

Det finns också indikationer på att blyhalten ökar vid sjunkande pH (ungefär en faktor 10-100 för varje pH-enhet). Anledningen till ökade blyhalter med sjunkande pH är desamma som för zink. För bly finns dock ytterligare ett begränsande mineral i form av anglesit ( $PbSO_4$ ) som ofta styr blyhalten i gruvavfallssammanhang. Blyhalter överskridande 2 mg/l får anses ovanligt i sulfathaltiga vatten.

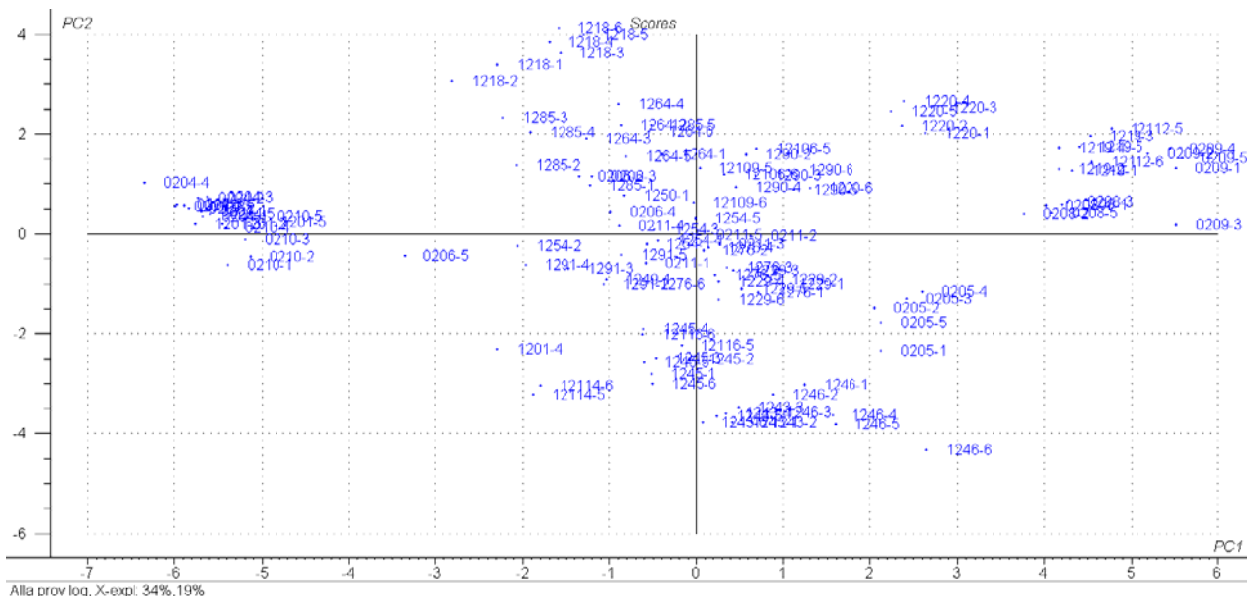


**Figur 4.6.** Blyhalten (ug/l) mot pH i samtliga grundvattenprov 2012-2013.

#### Principalkomponentanalys (PCA) av grundvattenanalyserna

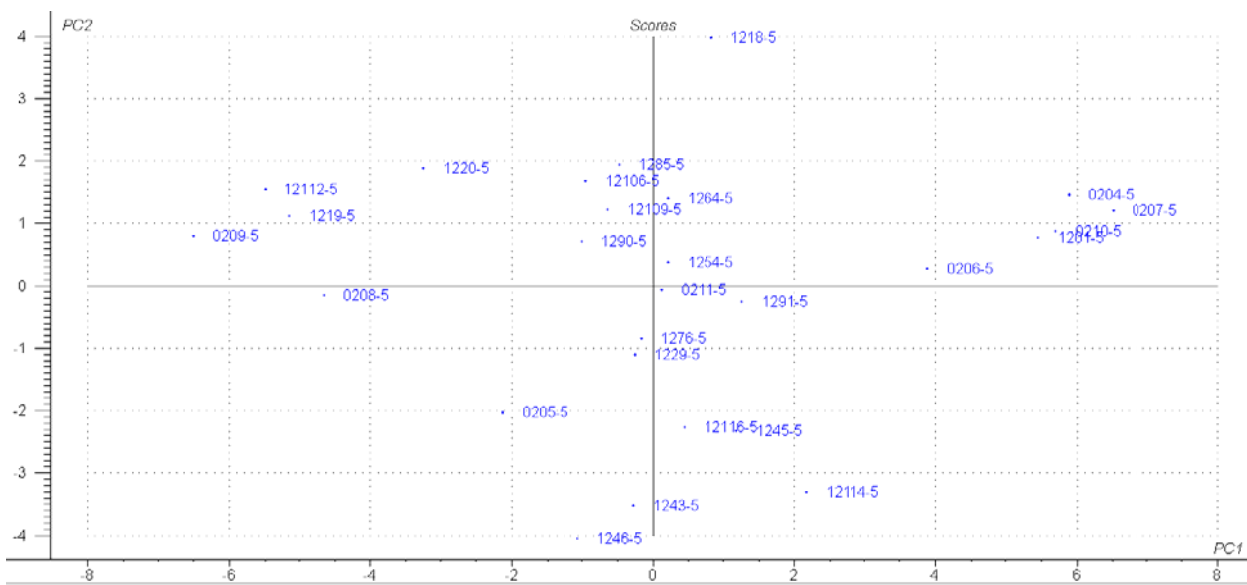
Multivariat statistik har använts för att studera vilka parametrar samt vilka grundvatten som är relaterade till varandra. Inför beräkningarna har samtliga parametrar logaritmerats (utom pH) och normaliserats för att stora koncentrationsskillnader mellan proverna inte ska styra modellen. De olika provtagningsdatumen har ersatts med löpnummer; (1) 120523, (2) 120620, (3) 120724, (4) 120920, (5) 121122, (6) 130117.

Resultaten från den första beräkningen med samtliga prover visar dels på att prover från samma grundvattenrör ligger mycket nära varandra, vilket naturligtvis tyder på liknande kemi under hela året.



**Figur 4.7:** Översiktlig graf med samtliga provtagningspunkter och samtliga provtagningsstillfällen. Krom borttagen. Grafen visar att prover från samma grundvattenrör uppvisar stora likheter. De två första principalkomponenterna förklarar 63 % av den totala variationen i datamaterialet.

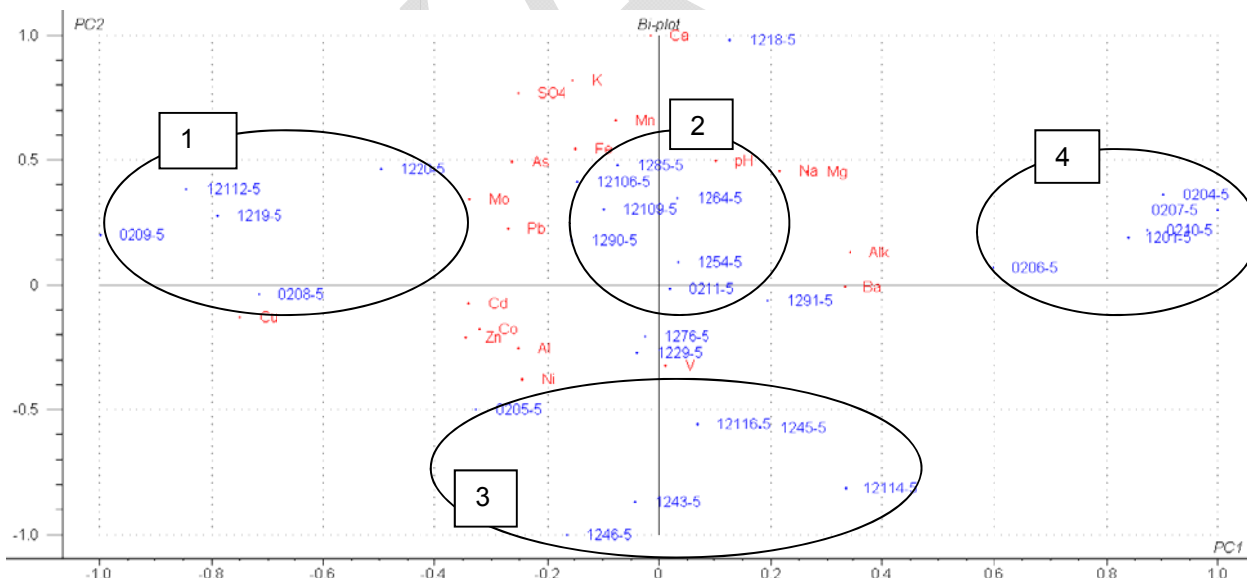
Modellen med samtliga provtagningsstillfällen är dock svårtolkad, varför en beräkning med enbart prover från provtagningsstillfälle 5 (121122) har gjorts (det provtagningsstillfälle med flest analyser). Denna modell (Figur 4.8) visar tydligt på att det finns grupperingar inom grundvattnen. Provpunkter som förekommer nära varandra i figuren har tydliga likheter med varandra, medan provpunkter långt från varandra är olika. Ett exempel på en tydlig gruppering är proverna 1201, 1204, 1207 och 1210.



Tillfälle 5 log, X-expl: 39%, 19%

**Figur 4.8:** Principalkomponentanalys över samtliga prover från provtagningstillfälle 5. De två första principalkomponenterna förklarar 58 % av den totala variationen i datamaterialet.

Figur 4.9 visar på sambandet mellan parametrar och provpunkter.



Tillfälle 5 log, X-expl: 39%, 19%

**Figur 4.9:** Graf visande vilka parametrar som påverkar vilka prover. Enbart prover från provtagningstillfälle 5. Fyra olika grupperingar har identifierats. Grupp 1 och 2 består av grundvatten där det ofta förekommer höga metallhalter i avfallet i kombination med frekventa sulfatmineraljämvikter i grundvattnet. Grupp 3 domineras av grundvatten från områden sannolikt innehållande rostad material medan grupp 4 huvudsakligen består av grundvatten där halterna är lägre i avfallet och karbonatjämvikt ofta föreligger.

Utifrån principalkomponentanalyser har ett antal grupperingar av grundvatten identifierats med likartad sammansättning. Den exakta placeringen av varje provpunkt skall inte tolkas

utan PCA-ploten ska användas för att identifiera prover med liknande sammansättning. Informationen kan användas för att tydligare identifiera områden med likartad kemi.

#### 4.2.2 Kemi och jämviktsförhållanden i grundvatten

##### Redoxstillstånd

Grundvattnets redoxstillstånd är utifrån dess sammansättning svår att tolka. I huvudsak var järnhalterna låga vilket indikerar oxiderande förhållanden. Bara grundvattnet i en punkt (0206) uppvisar hög järnhalt (56,4 mg/l) vilket indikerar låg redoxpotential. Grundvattnet i punkt 0206 har även något lägre sulfathalt än övriga prov vilket bekräftar misstanken om låg redoxpotential.

##### Jämviktsansats

Då halterna av ett flertal element samt sulfat är höga samtidigt som pH är neutralt är det av stort intresse att se om det finns fasta faser som kontrollerar halterna av elementen i grundvattnen. Bedömningar har gjorts utifrån resultat från provtagningar och analyser 2005 respektive 2012.

Eftersom alkaliniteten i prover från 2005 inte finns analyserad har den uppskattats utifrån en funktion baserad på pH och alkaliniteten i liknande material. Svavel antogs förekomma som sulfat. Jämviktsberäkningarna utfördes i programmet PHREEQC. Trots den stora osäkerheten i alkaliniteten erhöles mycket goda resultat med lågt laddningsfel. Resultaten erhålls som SI (saturation index; mättnadsindex) där jämvikt anses föreligga om SI är mellan -1 och 1. Resultaten för de mest relevanta mineralerna redovisas i *Tabell 4.12*.

Det är tydligt att grundvattnet domineras av kalciummineral; jämvikt finns både med kalcit ( $\text{CaCO}_3$ ) och gips ( $\text{CaSO}_4$ ).

**Tabell 4.12.** Mättnadsindex (SI) för de mest relevanta mineralerna i grundvattnen mellan Åladan och bäcken. Mättnadsindex i gult markerar ett grundvatten i jämvikt med förekommande mineral.

	$\text{CaSO}_4$ gips	$\text{CaCO}_3$ kalk	$\text{CdCO}_3$ otavit	$\text{ZnCO}_3$	$\text{PbCO}_3$ cerrusit	$\text{PbSO}_4$ anglesit
0201	-0,35	-1,37	-0,27	-0,76	-1,66	-
0202	-2,15	-0,32	-1,61	-2,21	-3,39	-
0203	-1,72	-2,16	0,02	-0,70	-0,49	-
0204	-1,05	0,18	-1,19	-1,60	-2,51	-
0205	-0,52	-1,62	0,05	-0,27	-1,36	-
0206	-1,39	-0,28	-1,07	-1,80	-3,40	-
0207	-1,58	-0,13	-2,14	-3,15	-3,35	-
0208	-0,53	-2,18	-0,05	-0,53	-0,47	-0,34
0209	-0,11	-1,94	0,10	-0,55	-0,73	-0,43
0210	-2,10	-0,67	-0,62	-3,24	-1,89	-
0211	-0,50	-0,16	-0,87	-0,46	-3,09	-
0212	-2,64	0,00	-1,62	-1,41	-2,98	-

Det är intressant att notera att kadmium, bly och zink också verkar förekomma som karbonatmineral i marken. För kadmium är 7 system av 12 i jämvikt med

karbonatmineralet medan motsvarande siffra för zink och bly är 6 respektive 3. De system som inte anses vara i jämvikt är dock bara svagt undermättade och med tanke på de fel som finns i modellen är det troligt att alla grundvatten är i jämvikt med de olika karbonatmineralerna. Bly är i två system också i jämvikt med sitt sulfatmineral (anglesit,  $PbSO_4$ ).

Motsvarande jämviktsberäkningar har genomförts för resultaten från provtagningen av samtliga grundvattenrör inom området 2012-11-22. Resultaten i form av mättnadsindex återfinns i *Tabell 4.13* nedan.

**Tabell 4.13.** Mättnadsindex (SI) för de mest relevanta mineralerna. Mättnadsindex i gult markerar ett grundvatten i jämvikt med förekommande mineral.

	$PbSO_4(s)$	$PbCO_3(s)$	$CaSO_4(s)$	$CaCO_3(s)$	$ZnCO_3(s)$
1204	-7,68	-2,70	-2,50	1,10	-1,80
1205	-3,36	-1,90	-1,20	-1,30	<b>0,56</b>
1206	-6,07	-2,90	-1,50	<b>0,18</b>	<b>-0,72</b>
1207	-5,98	-2,80	-1,10	<b>0,65</b>	-3,30
1208	-1,56	-1,30	<b>-0,76</b>	-1,90	<b>-0,07</b>
1209	<b>-0,70</b>	<b>-0,92</b>	<b>-0,08</b>	-1,80	-0,48
1210	-5,40	-2,90	-1,00	<b>0,08</b>	-3,00
1211	-5,20	-2,60	<b>-0,85</b>	<b>0,24</b>	<b>0,14</b>
1201 (0212)	-5,20	-2,20	-1,00	<b>0,53</b>	-1,70
1218 (0202)	-4,50	-3,00	<b>0,01</b>	<b>-0,03</b>	-1,80
1219 (0203)	-1,40	-1,50	<b>-0,32</b>	-1,90	<b>-0,23</b>
1220 (0201)	-3,80	-3,00	<b>-0,08</b>	<b>-0,86</b>	<b>-0,14</b>
1229	-3,60	-1,40	-1,40	<b>-0,71</b>	<b>0,31</b>
1243	-5,20	-3,30	-2,30	-1,80	-1,10
1245	-5,20	-3,20	-1,80	-1,10	<b>-0,72</b>
1246	-5,00	-3,30	-2,00	-1,90	<b>-0,52</b>
1254	-5,00	-2,80	-1,10	<b>-0,43</b>	<b>0,45</b>
1264	-4,50	-2,50	<b>-0,36</b>	<b>0,13</b>	<b>-0,69</b>
1276	-4,50	-2,20	<b>-0,87</b>	<b>-0,03</b>	<b>0,26</b>
1285	-3,60	-1,30	<b>-0,75</b>	<b>0,12</b>	-2,30
1290	-4,50	-2,90	<b>-0,13</b>	<b>0,03</b>	<b>0,15</b>
1291	-5,20	-2,70	-1,10	<b>-0,05</b>	<b>-0,09</b>
12109	-4,80	-2,50	<b>-0,58</b>	<b>0,22</b>	<b>-0,05</b>
12112	<b>-0,55</b>	<b>-0,21</b>	<b>-0,07</b>	-1,20	<b>0,24</b>
12114	-4,70	-2,20	-1,90	<b>-0,91</b>	-1,80
12116	-4,70	-3,50	-1,70	-2,00	-1,40

Det är tydligt att de flesta grundvattnen är av typen Ca- $CaCO_3$ - $SO_4$  och jämvikt för kalcit ( $CaCO_3$ ) och gips ( $CaSO_4$ ) förekommer i de flesta grundvatten. När det kommer till spårmetallerna finns indikationer på att zinkkarbonaten ofta styr zinkkoncentrationen.



### 4.3 Utlakning från avfallet – grov konceptuell modell

Den absoluta merparten av anrikningssanden i området innehåller sulfider i form av zinkblände och sannolikt blyglans. Varken zinkblände eller blyglans är syrabildande. Innehållet av svavelkis och magnetkis är obetydligt. Materialen bedöms därmed inte vara syrabildande. Därutöver förekommer mindre mängder avfall från rosthytan, som inte innehåller sulfider och som således inte heller är syrabildande. De höga halterna zink skulle teoretiskt sett kunna ge upphov till viss syrabildning (genom hydrolys), då det buffrande innehållet är lågt. Geokemiska beräkningar visar dock på att den från hydrolysen bildade syran med marginal neutraliseras av den förekommande alkaliniteten i grundvattnet.

För att bekräfta hypoteserna om att spårmetallerna i huvudsak föreligger som sulfider har en enkel överslagsberäkning genomförts där det har antagits att syret förbrukas av sulfiderna när det tränger ner i marken. Nedträngande syre har skattats genom att bedöma porositet, hydraulisk konduktivitet och vattenmättnad för materialet.

Avfallen har en kornstorleksfördelning som bedöms motsvara finsand med en skattad hydraulisk konduktivitet om  $10^{-6}$  m/s och en porositet på 40 %. Torrsubstansen på runt 80 % antyder 20 % vatten och en vattenmättnad om 50 %. I den omättade zonen har ett grovt antagande gjorts om att  $300 \text{ l/m}^2/\text{år}$  infiltrerar materialet och att ungefär  $100 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{år}$  tar sig igenom materialet och oxiderar sulfiderna. För den mättade zonen har det antagits att syre enbart kan transporteras till sulfiderna genom det syre som finns löst i grundvattnet (10 mg/l). Fördelningen mellan bly- och zinkvittring är ansatt utifrån den förekommande fördelningen (räknat i mol) i den fasta fasen. För bly är detta en konservativ bedömning eftersom zinkblände vittrar lättare än blyglans. I *Tabell 4.14* nedan redovisas resultaten för beräkningar av zink- och blyhalter i lakvatten.

**Tabell 4.14:** Beräknade zink- och blyhalter i lakvatten under rådande förhållanden. Mängden syre fördelat mellan blyglans och zinkblände utifrån andel i den fasta fasen.

	Omättad zon Zn	Omättad zon Pb	Mättad zon Zn	Mättad zon Pb
Flöde $\text{O}_2$ ( $\text{mol/m}^2/\text{år}$ )	95	5	0,089	0,005
Oxiderat ZnS/PbS ( $\text{mol/m}^2/\text{år}$ )	47,5	2,5	0,045	0,002
Koncentration (mg/l)	10 400	1 730	9,7	1,6
Koncentration, antaget 99 % sorption (mg/l)	104	17,3	0,098	0,016

De beräknade zinkhalterna i den omättade zonen (104 mg/l) kan jämföras med den högst uppmätta zinkkoncentrationen i grundvattnen om 800 mg/l. Skillnaden bedöms huvudsakligen bero på att fastläggningen för zink till fast material (sorption) vid det aktuella pH är något lägre än det antagna 99 %. Blyhalterna återfinns inte i halter i närheten av den beräknade; detta beror sannolikt delvis på att blyglansvittringen är överskattad samt på att halterna begränsas av lösligheten för cerrusit ( $\text{PbCO}_3$ ) eller anglesit ( $\text{PbSO}_4$ ). Blyhalter överskridande 2 mg/l i sulfathaltiga vatten får anses vara ovanliga till följd av utfällning av blyulfat ( $\text{PbSO}_4$ ).

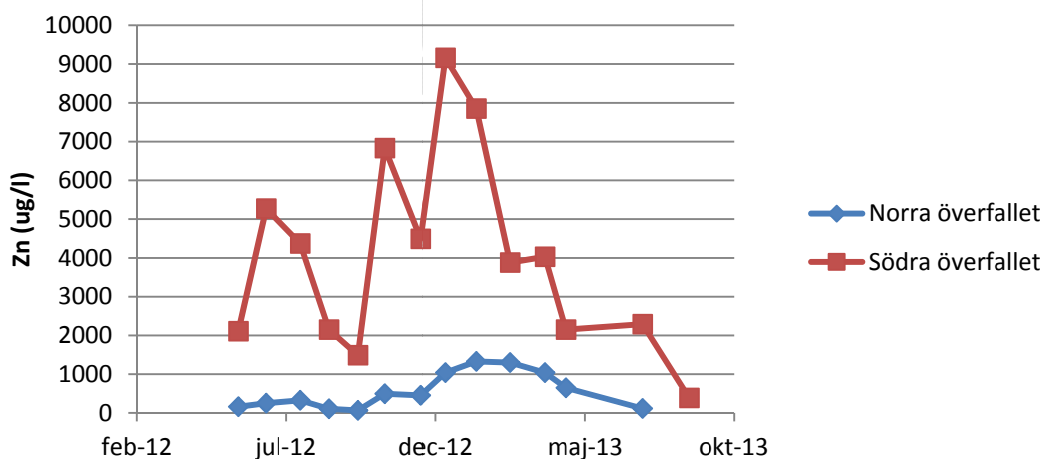
Utifrån ovanstående beräkningar är det tydligt att de största metallmängderna i grundvattnet sannolikt härrör från vittring av sulfider i den omättade zonen. Vittring av sulfider i den mättade zonen är tämligen obetydliga i förhållande till den omättade zonen. Utöver fastläggning via sorption faller sannolikt en stor del av den vittrade zinken och blyet ut som sekundära mineraler (sannolikt huvudsakligen som karbonater med tanke på det rådande pH samt sulfat för bly). Det finns stora osäkerheter i beräkningarna, men resultaten ger ändå en indikation om vilka mekanismer som sannolikt styr i systemet.

Nuvarande mekanismer är sannolikt vittring av sulfider (huvudsakligen i den omättade zonen) med återutfällning av sekundära mineraler (karbonater och sulfater). De sekundära mineralerna styr sedan den rådande halten i grundvattnet genom jämvikt. Fastläggning genom sorption till förekommande ytor i avfallet fastlägger också sannolikt en stor andel av metallerna när grundvattnet passerar genom materialet i den mättade zonen. Fastläggning genom sorption är betydande (runt 99 %) vid pH över 7. Vid lägre pH sjunker sorptionen markant för att kanske enbart vara 50 % vid pH 5. Masstransporten styrs därmed främst av vattenflödet genom materialen inom området.

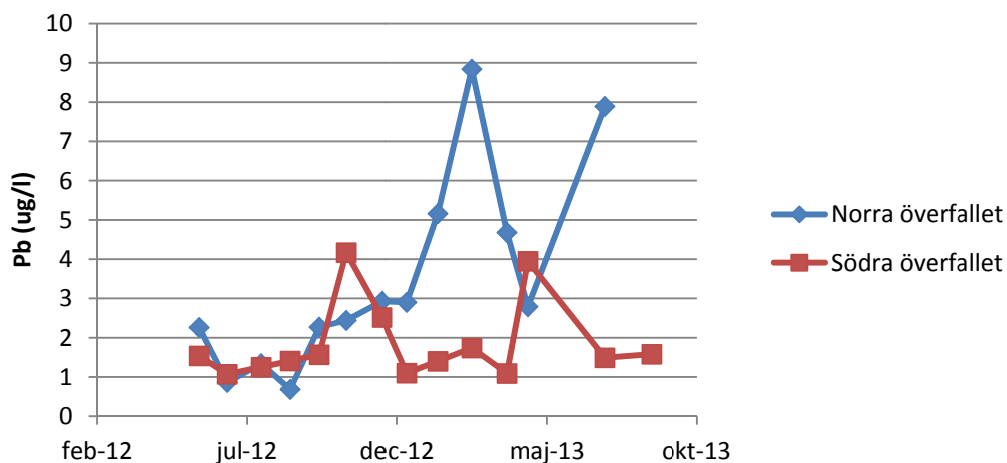
#### 4.4 Ytvatten

Förorenat grundvatten och dagvatten i undersökningsområdet når antingen bäcken i undersökningsområdets östra kant eller Tomtevikens. Grundvatten från undersökningsområdets sydvästra del strömmar direkt ut i Kärrafjärden.

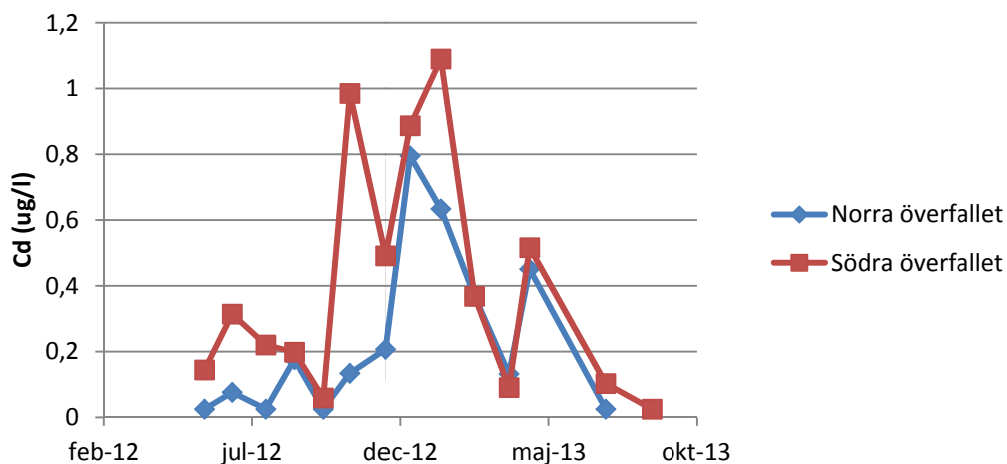
I *Figur 4.10-4.12* redovisas zink-, bly- och kadmiumhalter i bäcken öster om undersökningsområdet mellan maj 2012 och juli 2013.



**Figur 4.10.** Zinkhalter i bäcken öster om undersökningsområdet maj 2012-juli 2013. Filtrerade prov.



Figur 4.11. Blyhalter i bäcken öster om undersökningsområdet maj 2012-juli 2013. Filtrerade prov.



Figur 4.12. Kadmiumhalter i bäcken öster om undersökningsområdet maj 2012-juli 2013. Filtrerade prov.

Av figurerna kan utläsas att det sker en tydlig ökning av zink och kadmium mellan det norra och det södra överfallet. Vad gäller bly sker emellertid ingen tydlig ökning, snarare sjunker halterna mellan norra och södra överfallet vid flera provtagningstillfällen. Jämförelsen visar att det sker ett utläckage av vatten med höga halter av främst zink och kadmium från undersökningsområdet till bäcken.

Att blyhalterna inte ökar i bäcken bedöms bero dels på att bly i högre grad än zink och kadmium fastläggs i marken, vilket medför lägre halter i det grundvatten som strömmar ut till våtmarkerna/bäcken, och dels på att det sker sorption av bly till sedimenterande partiklar i våtmarkerna och bäcken. Järnhalterna i vattnet tillsammans med rådande pH (runt pH 6,8) gör att förutsättningarna för sorption av bly till sedimenterande partiklar

bedöms som goda (Bäckström och Sartz, 2011). Kadmium och zink kräver högre pH för att sedimentera på samma sätt som bly.

Zinkhalterna vid norra överfallet har varierat mellan 70 och 1300 µg/l (filtrerat) under perioden maj 2012-juli 2013, vilket kan jämföras med halterna i Åmmelångens utlopp som varierat mellan 11 och 22 µg/l (ofiltrerat). Kadmiumhalterna vid norra överfallet har varierat mellan <0,05 och 0,5 µg/l (filtrerat) medan halterna i Åmmelångens utlopp har varierat mellan 0,02 och 0,05 µg/l (ofiltrerat). Jämförelsen visar att bäcken tillförs zink och kadmium från undersökningsområdet redan uppströms det norra överfallet. Detaljerade provtagningar mellan dammen och det norra överfallet indikerar att halterna av metaller ökar i bäcken strax nedströms dammen.

I Tomteviken har vattenprov uttagits och analyserats i augusti och november 2012 samt i januari 2013, se bilaga 7 till fältrapporten. Zinkhalterna var 30-100 µg/l, kadmiumhalterna 0,03-0,05 µg/l och blyhalterna 0,7-3 µg/l (filtrerade prov). Zink-, kadmium- och blyhalterna i vattnet från Åmmelången (ofiltrerade), d.v.s. omedelbart uppströms Tomteviken, under samma månader var 10-13 µg/l, 0,02-0,03 µg/l respektive 3-8 µg/l. Jämförelsen indikerar att det sker ett betydande tillskott av främst zink till Tomteviken, med stor sannolikhet från undersökningsområdet.

#### Sammanfattande bedömning

Spårelementen bly, kadmium och zink frigörs huvudsakligen genom oxidation av sulfidmineraler i den omättade zonen. Vid oxidationen frigörs metalljoner och sulfat. En stor andel av de frigjorda metallerna fastläggs sedan som sekundära mineraler (karbonat för zink och karbonat och sulfat för bly) och genom sorption till ytor i marken. I närområdet styr sedan sekundärmineralerna spårelementhalterna i por- och grundvatten. Vid transport genom den mättade zonen fastläggs ytterligare metaller genom huvudsakligen sorption (bly fastläggs i betydligt högre grad än kadmium och zink under rådande pH).

Vid utströmning i dammarna eller i bäcken luftas grundvattnet ytterligare och järminnehållet faller ut som sorbenter lämpliga för sorption av metaller. I synnerhet bly associerar tydligt till sedimenterande partiklar.

#### 4.5 Transport av metaller

Transport av metaller från undersökningsområdet sker genom att grundvatten i undersökningsområdet strömmar ut i bäcken öster om undersökningsområdet eller i Tomteviken i väster. Både bäcken och Tomteviken mynnar i Kärrafjärden.

Förutsatt att det inte sker någon fastläggning/fördröjning av metaller ska transporten av metaller från undersökningsområdet via grundvattnet motsvara summan av transporten via bäcken och transporten via Tomteviken (med avdrag för tillskottet från Åmmelången).

Läckaget av tungmetaller från undersökningsområdet har uppskattats dels utifrån uppmätta halter i grundvattnet och uppskattat grundvattenflöde, dels utifrån uppmätta halter och flöden i bäcken och dels utifrån provtagningar och flödesmätningar i utflödet från Åmmelången och i Tomteviken.

Som underlag för bedömning av grundvattenflödet har grundvattenbildningen uppskattats till 300 mm/år. Därefter har undersökningsområdet indelats i delavrinningsområden inom vilka metallhalterna är snarlika. För varje delområde har medelhalt eller ett haltspann i grundvattnet (för zink, kadmium och bly) beräknats/uppskattats utifrån genomförda provtagningar. Medelhalten/haltspannet inom respektive delområde har multiplicerats med bedömt grundvattenflöde för att erhålla den uppskattade transporten från respektive delområde. Använda medelhalter och uppskattad transport för respektive delområde redovisas i *Figur 4.13*.

Utifrån det bedömda grundvattenflödet och halterna i grundvattnet uppskattas läckaget av zink till mellan 3 000 och 7 000 kg per år, av kadmium till mellan 2 och 4 kg per år och av bly till mellan 2 och 10 kg/år.

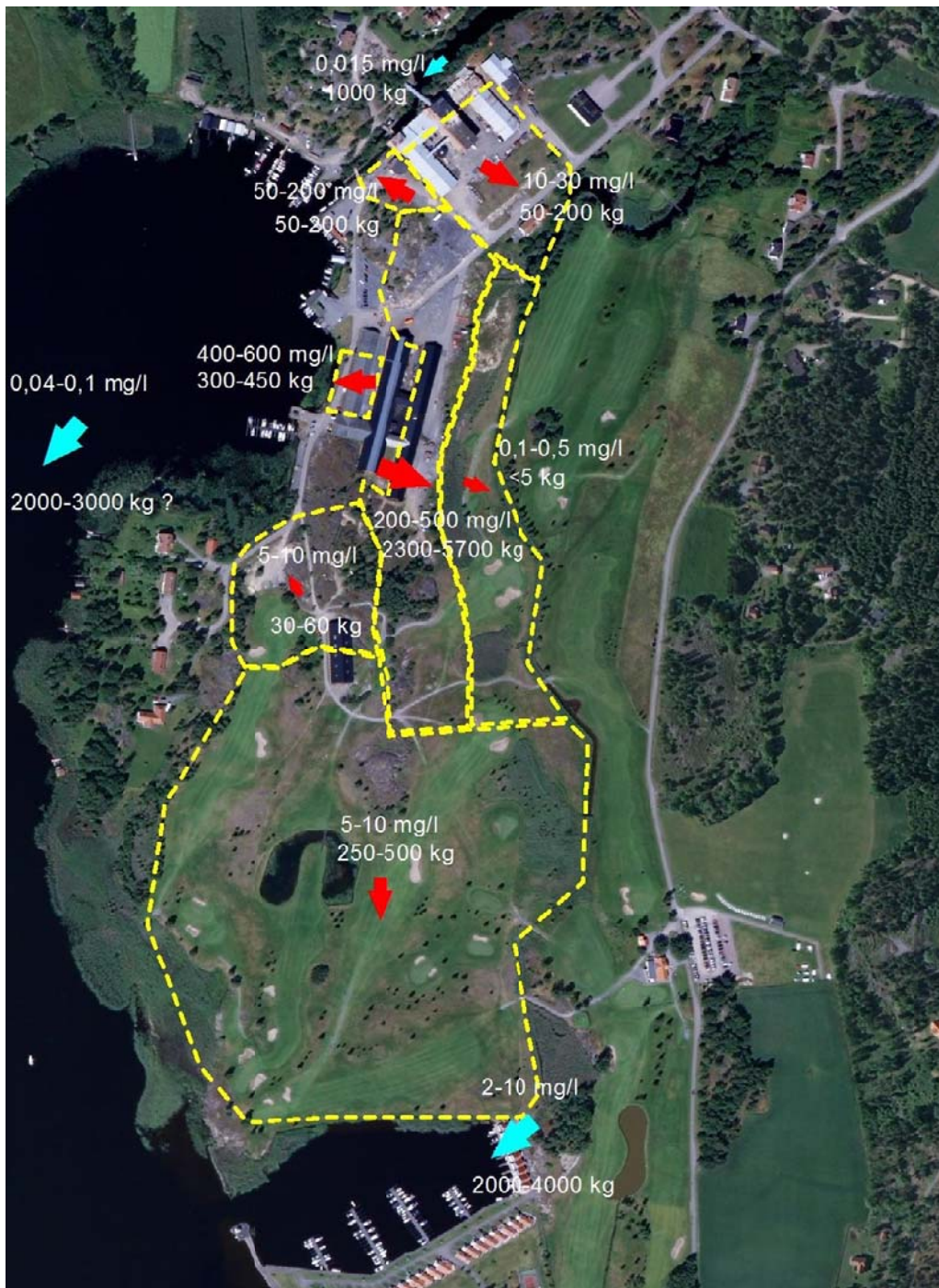
Flödesmätningar och provtagningar i bäcken i undersökningsområdets östra kant har genomförts mellan 2003 och 2013. Mellan december 2003 och augusti 2010 genomförde Zinkgruvan Mining flödesmätningar samt provtagningar och analyser av vatten i bäcken. Vattenproven analyserade m a p zink och bly. Halterna av bly var vid de flesta tillfällen under laboratoriets detektionsgräns, varför transporten av bly inte kan bedömas. Flöden mättes vid två överfall/skibord, ett i höjd med undersökningsområdets norra kant ("norra överfallet") och ett där bäcken mynnar i Marinan ("södra överfallet"). Överfallet nedströms undersökningsområdet ("södra överfallet") togs bort i samband med rensning av diket mitten av augusti 2007. I maj 2012 installerades åter ett överfall i söder. Emellertid rann en del av bäckvattnet vid sidan av det södra överfallet mellan juli 2012 och juli 2013, vilket medförde att flödesmätningarna underskattar det verkliga flödet. I augusti 2013 lades grus/sten runt överfallet så att allt bäckvatten flödar över skibordet.

P.g.a. de osäkra flödesmätningarna efter augusti 2007 har en beräkning gjorts för perioden dec 2003-aug 2007. För denna period kan transporten av zink vid bäckens utlopp i Marinan beräknas till i medel ca 3 000 kg/år. Utifrån relationen mellan zink- och kadmium-/blyhalter i bäcken kan transporten av kadmium uppskattas till storleksordningen 0,2 kg/år och transporten av bly till storleksordningen 1 kg/år.

För en mycket grov uppskattning av transporten av metaller från Tomtevikens har flöden från Åmmelången i augusti och november 2012 samt i januari 2013 multiplicerats med uppmätta halter i Tomtevikens under samma månader. Resultaten indikerar att uttransporten av zink från Tomtevikens är av storleksordningen 2-3 ton/år. Transporten av zink från Åmmelången är ca 1 ton/år, vilket indikerar att Tomtevikens tillförs 1-2 ton zink per år nedströms Åmmelången.

Den uppskattade transporten av metaller från undersökningsområdet via grundvattnet motsvarar således inte exakt den uppskattade transporten via bäcken och Tomtevikens (med avdrag för tillskottet från Åmmelången). Anledningen till det bedöms främst vara att det finns stora osäkerheter i uppskattningarna, t.ex. vad gäller flöden.

Uppskattningarna ovan visar emellertid på ungefär samma uttransport av metaller från undersökningsområdet. Sammantaget bedöms läckaget av zink, bly och kadmium från undersökningsområdet uppgå till 4 000-6 000, 5-10 respektive 2-4 kg/år.



**Figur 4.13.** Illustration av uppskattning av läckage av zink från olika delar av undersökningsområdet samt av bedömd metalltransport från Ämmelången, via Tomteviken samt vid bäckens utlopp i Marinan.

#### 4.6 Recipientförhållanden

Mätningar i recipienten (i huvudsak Kärrafjärden) och i dess tillflöden ger dels en bild över hur området påverkar recipienten men också om det finns andra källor för recipienten.

##### 4.6.1 Flöden och halter

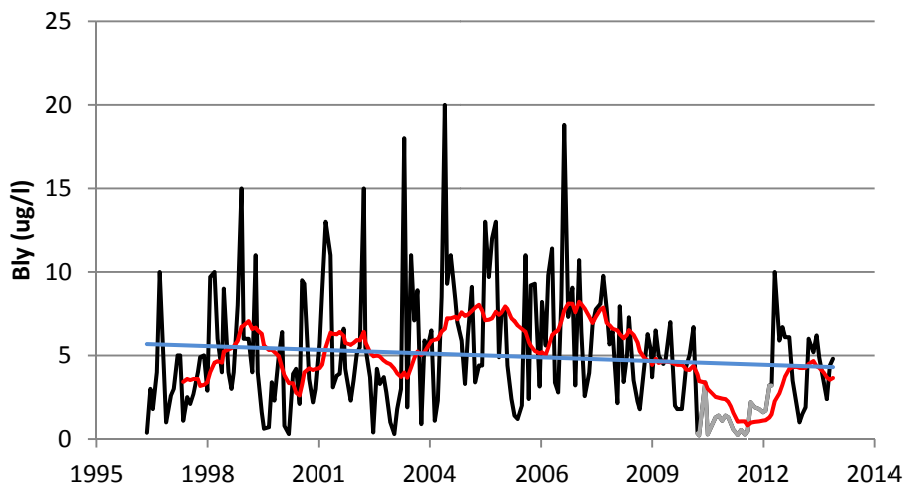
Provtagningar av ytvatten i anslutning till undersökningsområdet utförs genom Vätternvårdsförbundets försorg.



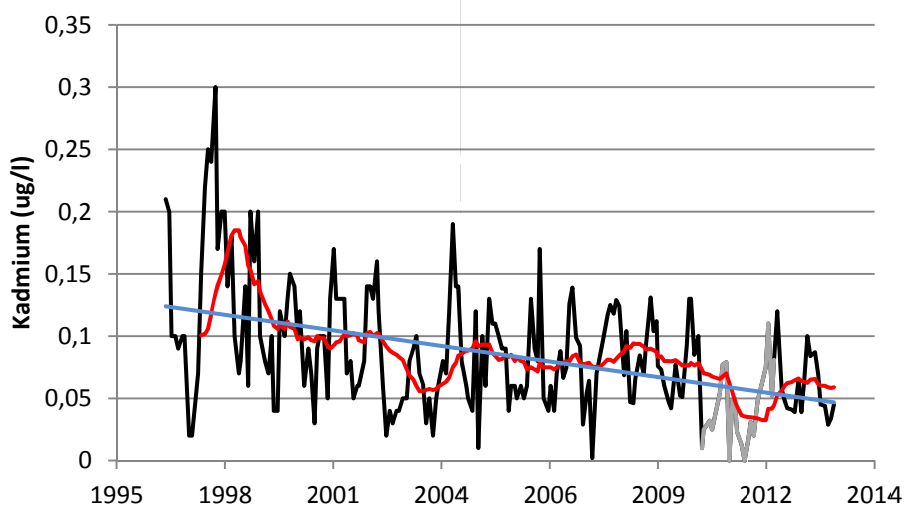
Figur 4.14. Provpunkter nära undersökningsområdet enligt recipientkontrollen för Norra Vättern.

Inom ramen för recipientkontrollen i norra Vättern tas prov i utflödet från Kärrafjärden (pkt 1271). Vattenproven filtreras vanligtvis inte innan analys, men mellan sommaren 2010

och sommaren 2012 filtrerades proven innan analys med avseende på metaller. I *Figur 4.15-4.17* redovisas uppmätta halter bly, kadmium och zink under perioden 1997-2013.

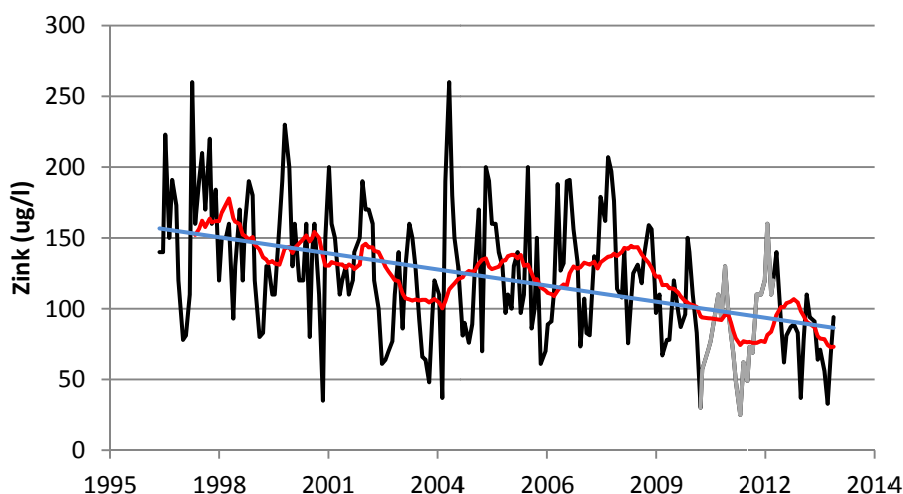


**Figur 4.15.** Blyhalter i Kärrafjärdens utlopp (pkt 1271) jan 1997 – dec 2013. Grå linje visar halter i filtrerade prov. Röd linje visar 12 månaders glidande medelvärde (för ofiltrerade prov). Blå linjär trendlinje avser ofiltrerade prov.



**Figur 4.16.** Kadmiumhalter i Kärrafjärdens utlopp (pkt 1271) jan 1997 - dec 2013. Grå linje visar halter i filtrerade prov. Röd linje visar 12 månaders glidande medelvärde (för ofiltrerade prov). Blå linjär trendlinje avser ofiltrerade prov.





**Figur 4.17.** Zinkhalter i Kärrafjärdens utlopp (pkt 1271) jan 1997 - dec 2013. Grå linje visar halter i filtrerade prov. Röd linje visar 12 månaders glidande medelvärde (för ofiltrerade prov). Blå linjär trendlinje avser ofiltrerade prov.

Som kan utläsas av *Figur 4.16* är zinkhalten i Kärrafjärden idag lägre än 100 µg/l (ofiltrerade prov). I början av 70-talet, när anrikningen var i drift, var zinkhalten i Kärrafjärden ca 400 µg/l och i slutet av 70-talet, då verksamheten hade upphört, var halten ca 150 µg/l. I mitten av 80-talet skedde en haltökning, sannolikt beroende av muddring av sedimenteringsdammen (nuvarande marinan). Effekten av ökningen varade till mitten av 90-talet då halten åter var ca 150 µg/l. Sedan dess har det skett en gradvis haltminskning. En trolig orsak till haltminskningen är minskad utlakning från sedimenten. Utlakningsexperiment som har utförts på sedimentprov indikerar en minskad utlakning av zink och kadmium mellan 1976 och 1993, se kapitel 4.5.

Vad gäller kadmium har halterna, på samma sätt som zink, sjunkit gradvis från mitten av 90-talet fram till idag. Blyhalterna uppvisar emellertid inte samma sjunkande trend som zink och kadmium.

I *Tabell 4.15* redovisas en sammanställning av resultat för provtagningar i Åmmelångens avflöde, i Salaån samt i utflödet från Kärrafjärden för de senaste åren.

**Tabell 4.15.** Halter (medel) bly, kadmium och zink i provpunkterna 1170 (Åmmelångens utlopp), 1220 (Salaåns utlopp) och 1271 (Kärrafjärdens utlopp). Från Medins (2010, 2012 och 2013). Samtliga halter anges i enheten µg/l.

	Bly					Kadmium					Zink				
	07-09	10#	11*	12**	13	07-09	10#	11*	12**	13	07-09	10#	11*	12**	13
1170-Åmmelången	5,0	3,4	2,1	4,2	4,7	0,027	0,027	0,032	0,026	0,025	14	13	11	13	13
1120-Salaån	5,0	5,2	2,2	3,2	4,5	0,16	0,17	<0,059	0,11	0,16	128	158	97	147	158
1271-Kärrafjärden	6,1	2,6	1,0	4,3	3,7	0,08	0,07	<0,036	0,06	0,06	130	91	76	107	73

46 (110)

RAPPORT-UTKAST  
2014-10-07

HUVUDSTUDIE ROSTHYTTEOMRÅDET

# proven filtrerades från sommaren 2010 \* filtrerade prov \*\* proven filtrerades fram till sommaren 2012.

Resultatet visar att kadmium- och zinkhalterna är betydligt högre i Kärrafjärdens utlopp än i Åmmelången, men lägre än halterna i Salaån. Blyhalterna i Kärrafjärdens utlopp är lägre än i Åmmelången och i Salaån, vilket indikerar betydande fastläggning av bly i Kärrafjärdens sediment.

I *Tabell 4.16* redovisas utvalda resultat från provtagningar i Kärrafjärden under 2012 och 2013. Vid dessa provtagningar uttogs prov i ett antal punkter i Kärrafjärden. Proven uttogs på tre djup, vid ytan, vid botten samt mellan ytan och botten. Resultaten visade bl.a. på liknande halter av bly, kadmium och zink i plan i samtliga provtagningspunkter i Kärrafjärden, att halterna av zink och kadmium samt till viss del bly är högre i bottenvattnet än i ytan under perioder då sjön är skiktad samt att bly till stor del är partikelbundet. Vidare visar resultaten att halterna i Kärrafjärden, i hela vattenmassan under den del av året då vattenmassan är omblandad samt ovanför språngskiktet under den del av året då ett sådant är utbildat, är ungefär desamma som halterna i Kärrafjärdens utflöde.

**Tabell 4.16.** Resultat från provtagningar i Kärrafjärden 2012-2013.

	Kärrafj 4		
	0,5 m	8 m	15 m
	12-08-15	12-08-15	12-08-15
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0319	0,0274	0,109
Pb µg/l	0,575	0,369	0,522
Zn µg/l	70,6	106	220
	12-11-01	12-11-01	12-11-01
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0167	0,0187	0,0133
Pb µg/l	0,957	1,02	1,11
Zn µg/l	67,2	70,7	66,7
	13-01-23	13-01-23	13-01-23
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0467	0,0864	0,0469
Pb µg/l	1,27	1,12	4,63
Zn µg/l	61,8	165	178
Filtr. 0,45 µm	NEJ	NEJ	NEJ
Cd µg/l	0,0502	0,102	0,221
Pb µg/l	1,56	3,35	33,3
Zn µg/l	53,4	180	269
	13-04-02	13-04-02	13-04-02
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0506	0,134	0,217
Pb µg/l	1,01	1,02	0,594
Zn µg/l	83,7	236	272

#### 4.6.2 Transport av metaller

I samband med recipientundersökningarna har budgetberäkningar genomförts för Kärrafjärden i syfte att bedöma vikten av okända metallkällor till Vättern.

**Tabell 4.17.** Transporter in och ut ur Kärrafjärden 2009-2012.  
(från Medins, 2010, Medins, 2011, Medins, 2012, Medins, 2013 och Medins 2014).

			2009 <sup>□</sup>	2010 <sup>#</sup>	2011 <sup>*</sup>	2012 <sup>**</sup>	2013
1170 Åmmelångens avlöde	Cd	kg	1,7	1,7	1,4	1,5	1,2
	Pb	kg	325	168	105	255	177
	Zn	ton	0,84	0,77	1,79 <sup>*</sup>	0,8	0,59
1220 Salaån vid Verkabro	Cd	kg	1,6	1,9	0,7	1,5	2,1
	Pb	kg	64	58	33	38	48
	Zn	ton	1,45	1,52	1,22	1,7	1,57
1271 Kärrafjärden utflöde	Cd	kg	6,3	5,7	2,2	4,4	3,6
	Pb	kg	400	166	88	312	186
	Zn	ton	9,17	7,4	6,31	7,9	4,6
Differens Kärrafjärden (1271-(1170+1220))	Cd	kg	3	2,1	0,1	1,4	0,3
	Pb	kg	11	-60	-50	19	-39
	Zn	ton	6,9	5,1	3,3 <sup>*</sup>	5,4	2,44

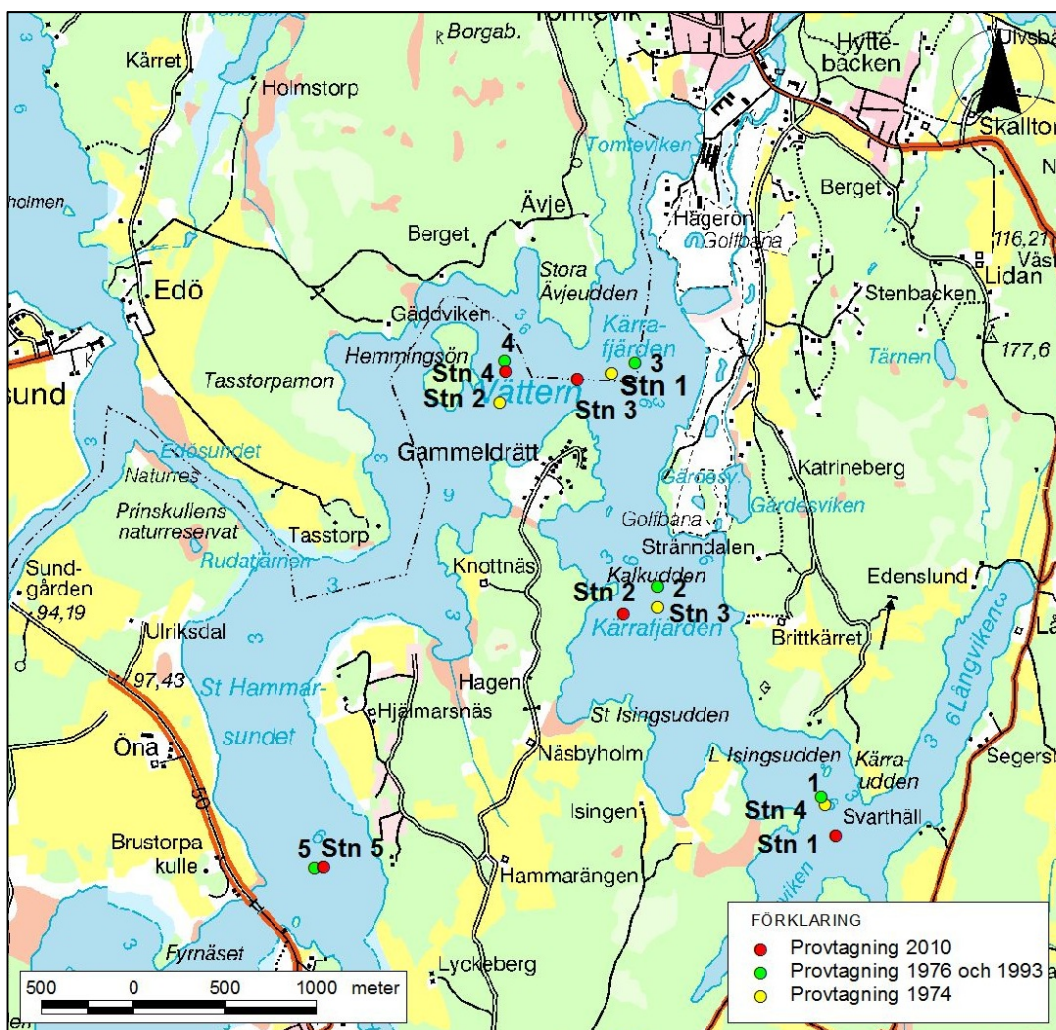
□ ofiltrerade prov # proven filterades från sommaren 2010, innan dess ofiltrerade prov \* filtrerade prov

\*\* proven filterades fram till sommaren 2012, därefter ofiltrerade prov

Resultaten som presenteras i *Tabell 4.17* visar tydligt på att det finns andra källor för zink och kadmium till Kärrafjärden än Åmmelången och Salaån. De "saknade mängderna" kadmium och zink stämmer relativt väl med de uppskattade mängder som transporteras från Rosthytteområdet. Vad gäller bly utgör det uppskattade mängderna som transporteras från Rosthytteområdet bara en mycket liten del av transporten från Kärrafjärden.

#### 4.7 Sediment

Provtagningar av ytsediment i Kärrafjärden har utförts ett antal gånger mellan 1974 och 2010. Provpunkter redovisas i *Figur 4.19* och resultaten presenteras i *Tabell 4.18-4.22*.



Figur 4.18. Provpunkter för sediment.

Tabell 4.18. Metallhalter i sediment i Kärrafjärden 1974 (Uppsala sedimentkonsult, 1974)

Station	Nivå	Pb	Zn
		(ppm)	(ppm)
stn 1 (15 m)	0-1 cm	5 800	29 150
	9-10 cm	18 000	77 700
stn 2 (8 m)	0-1 cm	8 500	24 400
	9-10 cm	35 000	66 000
stn 3 (12 m)	0-1 cm	4 400	15 700
	9-10 cm	2 500	7 830
stn 4 (7 m)	0-1 cm	10 700	17 050
	9-10 cm	8 400	14 200

**Tabell 4.19.** Metallhalter i sediment i Kärrafjärden 1976 (Borg, et al., 1977)

Station	Nivå	GF	Cd	Pb	Zn
(Vattendjup)		% av TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
1 (7 m)	0-2 cm	9	4,1	2 014	3 110
	2-4 cm	8,1	21	11 279	17 939
2 (12 m)	0-2 cm	1,8	25,1	439	17 375
	2-4 cm	1,5	36	496	24 017
2 (14 m)	0-2 cm	1,2	20,9	3 630	16 585
	2-4 cm	0,8	41,1	6 718	29 557
3 (14,5 m)	0-2 cm	2	41,3	589	28 791
	2-4 cm	0,9	34,3	6 582	31 250
4 (9 m)	0-2 cm	5,6	24,6	847	21 356
	2-4 cm	4,5	40,7	9 681	32 222
5 (9 m)	0-2 cm	8,8	116,1	5 363	10 861
	2-4 cm	7,6	57,9	4 519	74 183

**Tabell 4.20.** Metallhalter i sediment i Kärrafjärden 1993 (Göthberg et al., 1994)

Station	Nivå	GF	Cd	Pb	Zn
(Vattendjup)		% av TS	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1 (7,5 m)	0-1 cm	11	27	6930	11780
2 (12 m)	0-1 cm	10,9	36	5330	16410
3 (14 m)	0-1 cm	11,8	37	6740	21710
4 (7 m)	0-1 cm	9,8	22	10990	23300
5 (7 m)	0-1 cm	9,3	22	1460	5200

**Tabell 4.21.** Metallhalter i ytsediment i Kärrafjärden (provpunkt 1270) 2001-02-13. (Medins, 2007).

Nivå	TS	GF	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
	%	% av Ts	mg/kg TS							
0-1 cm	5,2	17,3	48	5 840	29	290	27	0,4	13	15 000
1-3 cm	8	15,3	55	6 580	32	315	29	0,4	14	17 200
3-5 cm	11,8	13,3	50	6 170	31	313	28	0,4	15	17 100

**Tabell 4.22.** Metallhalter i sediment i Kärrafjärden 2010 (Medins, 2011).

Station	Nivå	GF	Cd	Pb	Zn
		% av TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Station 1	0-2 cm	14,9	23	5 300	8 100
	4-6 cm	12,1	27	6 000	9 200
	8-10 cm	9,7	30	7 600	12 000
	18-20 cm	8,9	18	3 500	8 100
	28-30 cm	14,1	1,6	110	740
Station 2	0-2 cm	12,8	30	5 000	12 000
	4-6 cm	10	33	5 300	13 000
	8-10 cm	2,5	28	3 500	19 400
	18-20 cm	1,1	56	8 300	36 400
	28-30 cm	3,3	57	13 000	33 600
Station 3	0-2 cm	15,1	30	5 600	13 000
	4-6 cm	13,5	29	5 700	14 000
	8-10 cm	11,8	36	6 100	15 000
	18-20 cm	0,4	39	4 100	24 000
	28-30 cm	0,3	52	9 300	34 000
Station 4	0-2 cm	11,8	24	7 400	14 000
	4-6 cm	9,5	27	8 900	19 000
	8-10 cm	5,9	29	11 000	26 000
	18-20 cm	5,7	89	11 000	44 000
	28-30 cm	5,8	19	4 300	10 000
Station 5	0-2 cm	7,8	13	920	3 000
	4-6 cm	8,8	21	1 700	4 200
	8-10 cm	7,7	42	3 900	11 000
	18-20 cm	6,5	74	4 400	15 000
	28-30 cm	4,3	1	79	300

Det är tydligt att halterna bly, kadmium och zink i Kärrafjärdens sediment är kraftigt förhöjda jämfört med halter i övriga Vättern. T.ex. visar sedimentprov uttagna i andra delar av Vättern zinkhalter mellan 300 och 800 mg/kg, blyhalter mellan 60 och 200 mg/kg TS och kadmiumhalter mellan 2 och 4 mg/kg TS (Lindeström, 2001).

Utlakningsexperiment utförda med ytsediment från Kärrafjärden provtagna 1976 och 1993 visar att utlakningen av zink och kadmium från sedimenten var 80% respektive 70% lägre 1993 än 1976. Undantaget var station 4 där utlösningen av zink, kadmium och sulfat var lika hög som tidigare. Trots minskad utlösning av metaller var sedimentens metallinnehåll i stort sett oförändrat mellan 1976 och 1993. Tre troliga styrfaktorer identifierades; ytsedimentens innehåll av organiskt material, hastigheten hos sulfidoxidationen samt vattnets pH. Halten organiskt material var högre 1993 än 1976 vilket sannolikt innebär att sedimentens metallbindande förmåga (sorptionsförmåga)

samtidigt ökade, 1993 var också sulfidoxidationen betydligt lägre än den var 1976 vilket indikerades av minskad sulfatavgång. Detta medför dels minskad generering av metaller från svårslösliga metallsulfider och dels minskad bildning av svavelsyra vilket sannolikt också ökar sedimentens metallbindande förmåga och kan vara en viktig förklaring till att ett omvänt förhållande förelåg mellan pH respektive utlösning av zink och kadmium (Göthberg et al., 1994).

Sedimentens ökade innehåll av organiskt material bedöms vara en huvudförklaring till det observerade minskade läckaget från sedimenten. Sannolikt fungerar det ytliga organiska lagret (ovan ett tydligt sulfidiskt sediment) som en sorbent för de metaller som diffunderar från sedimenten. Vidare är det sannolikt att det organiska skiktet på sedimentytan förhindrar inträngning av syre från ovanliggande vatten. Antingen sker detta genom en fysikalisk mekanism eller så förbrukas syret i kontakt med det organiska materialet. När mängden syre som når det reducerade sedimentet minskar minskar också oxidationen av syrebildande mineraler vilket i sin tur får som följd att sulfathalterna minskar och att pH inte sjunker.

#### 4.8 Prognos

Utifrån genomförda överslagsberäkningar bedöms de största metallmängderna som läcker från området härröra från vittring av sulfider i den omättade zonen. Vittring av sulfider i den mättade zonen är tämligen obetydliga i förhållande till den omättade zonen. Utöver fastläggning via sorption faller en stor del av den vittrade zinken och blyet ut som sekundära mineraler (sannolikt huvudsakligen som karbonater med tanke på det rådande pH). Detta betyder att rådande halter i grundvattnet huvudsakligen styrs av jämvikter med de förekommande mineralerna. Efter uppemot 150 års vittring i den omättade zonen finns huvuddelen av de vittrade metallerna kvar i den fasta fasen som sekundära mineraler. Detta betyder att även om syretillflödet upphörde helt och vittringen av sulfiderna upphör kommer jämviktsstyrd utlakning hålla metallhalterna i grundvattnet kvar på samma nivå som idag under hundratals år. Det är först när poolen av sekundära mineraler har lösts upp och transporterats bort som halterna skulle sjunka väsentligt.

Om avfallet i den omättade zonen exponeras för mer syre än idag, t.ex. vid en uppgrävning av material, kan vittringen av sulfider öka, men utlakningen bedöms inte förändras. Detta eftersom sekundärmineraler kommer att begränsa halterna till de nivåer som redan råder idag. Däremot skulle en ökad utlakning erhållas om material med nuvarande placering under grundvattenytan skulle grävas upp och exponeras för syre.

En sänkning av pH skulle öka metallhalterna i grundvattnet väsentligt. Sannolikheten för detta bedöms dock som liten eftersom materialet i sig är buffrande med oxider och karbonater. Detta gäller i synnerhet för det material som har blivit rostat.

Den samlade bedömningen är att halterna i lak- och grundvatten inte kommer att förändras under hundra- till tusentals år.

## 5 Riskbedömning

### 5.1 Syfte med riskbedömningen

Syftet med riskbedömningen för Rosthytteområdet är att klargöra huruvida metaller och andra ämnen inom området och i nedströms liggande recipienter innebär risker för människors hälsa och/eller miljön.

Vidare syftar riskbedömningen till att utreda om behov av riskreduktion föreligger samt, om så är fallet, vad som krävs för att minska riskerna till en sådan långsiktigt hållbar nivå att området inte längre utgör någon risk för människa och miljö.

Målsättningen med riskbedömningen är även att den ska fungera som ett underlag för åtgärdsutredningen.

### 5.2 Allmänt om risker

Risken för att det ska uppstå hälso- och/eller miljöskador kring ett förorenat område är beroende av:

- de på platsen förekommande föroreningarnas farlighet (farligheten bestäms av ämnens kemiska och fysikaliska egenskaper) och föroreningsnivåer, d.v.s. föroreningshalter och föroreningsmängder.
- områdets spridningsförutsättningar
- områdets känslighet (d.v.s. sannolikheten att människor ska exponeras för föroreningarna) och skyddsvärde (dvs. förekomsten av värdefull miljö i omgivningarna).

För att en förorening ska utgöra en *risk* måste ett antal förutsättningar definitionsmässigt vara uppfyllda. Dels måste det finnas ett skyddsvärt objekt (t.ex. människor) och dels ett potentiellt farligt ämne (ett ämne med en inneboende farlighet för skyddsobjektet) i en sådan mängd att skada kan åsamkas skyddsobjektet. Vidare måste det finnas en möjlighet för skyddsobjektet att komma i kontakt med det farliga ämnet. Saknas någon av dessa förutsättningar föreligger ingen signifikant risk. Risken blir t ex mycket liten för ett ämne med låg farlighet, även om skyddsobjektet kan komma i kontakt med ämnet. På samma sätt blir risken liten om skyddsobjektet inte kan komma i kontakt med ämnet, även om ämnet har hög farlighet.





**Figur 5.1.** En risk föreligger när föroreningar kan frigöras från en källa och spridas till ett skyddsobjekt. (Från NV 5977).

Till stöd för bedömning av föroreningshalter i mark har Naturvårdsverket arbetat fram generella riktvärden för ett flertal ämnen (Naturvårdsverket, 2009). De generella riktvärdena är framtagna genom beräkning av referensvärden för ett antal exponeringsvägar för både människor och miljö.

När de generella riktvärdena inte bedöms vara tillämpliga kan en fördjupad riskbedömning utföras. I den fördjupade riskbedömningen tas hänsyn till det aktuella områdets specifika förutsättningar och de frågeställningar som bedöms som relevanta. För Rosthytteområdet bedöms de generella riktvärdena inte vara tillämpliga för att bedöma risken, främst eftersom den generella modellen bedöms vara alltför osäker för att bedöma spridning.

I en fördjupad riskbedömning beräknas ofta s.k. platsspecifika riktvärden. Platsspecifika riktvärden innebär s.k. "baklängesräkning". Man börjar med att definiera hur mycket en människa och miljön kan exponeras för utan risk för effekter. Sedan räknar man baklänges, utifrån en stor mängd antaganden, och erhåller en halt i jord som skulle ge upphov till denna exponering. Detta blir det platsspecifika riktvärdet som jämförs med de uppmätta halterna i området.

Platsspecifika riktvärden är t.ex. ett bra verktyg för områden där den tänkta åtgärden är urschaktning av de förorenade massorna, och där föroreningshalterna varierar över området, där vissa delar är rena, vissa är måttligt förorenade och andra kraftigt förorenade. Då kan de platsspecifika riktvärdena bl.a. ligga till grund för mätbara åtgärds mål.

Vad gäller Rosthytteområdet gjordes bedömningen i ett tidigt skede att områdets eventuella påverkan på ekosystemet i Kärrafjärden var en av de viktigaste frågeställningarna som riskbedömningen skulle ge svar på. Att bedöma påverkan på Kärrafjärden genom att räkna baklänges och erhålla en "acceptabel halt" i jord bedömdes vara mycket osäkert med tanke på det stora antal antaganden som görs i en baklängesräkning.

För att bedöma Rosthytteområdets eventuella påverkan på ekosystemet i Kärrafjärden görs i stället en jämförelse mellan uppmätta halter i Kärrafjärden och relevanta ytvattenkriterier.

Även riskerna för människor vid intag av dricksvatten, bad i, eller intag av fisk från Kärrafjärden har bedömts utifrån uppmätta halter i ytvattnet.

Risker för människor förknippade med direkt exponering för metaller i jord, t.ex. genom inandning av damm, intag av jord och hudkontakt, har dock bedömts genom att platsspecifika riktvärden har beräknats (genom baklängesräkning) och jämförts med uppmätta halter i jord.

### 5.3 Övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen utgörs av områdets framtida markanvändning, eller vilken funktion området ska kunna ha, speciella mål för de skyddsvärda objekten, etc.

Följande övergripande åtgärds mål har formulerats av Zinkgruvan Mining:

- Golfbanan ska kunna användas för friluftsliv (som golfbana) utan risk för människors hälsa.
- Industriområdet ska kunna användas för industriverksamhet utan risk för människors hälsa.
- Ämmebergs hamn, inkl. området kring Sjöladan, ska kunna användas för rekreation utan risk för människors hälsa
- Närområdet, d.v.s. området utanför golfbanan/industriområdet/hamnen ska kunna användas som bostadsområde, utan risk för människors hälsa.
- Växter och djur ska kunna etableras i närområdet utan risk att påverkas av metallerna i jordlagren inom undersökningsområdet.
- Växter, framförallt gräs, ska kunna etableras på golfbanan
- Läckaget av metaller från Rosthytteområdet ska inte medföra någon negativ påverkan\* på det befintliga ekosystemet i Kärrafjärden.
- Läckaget av metaller från Rosthytteområdet ska inte förhindra en normal konsumtion av fisk och kräftor från Kärrafjärden och angränsande delar av Störvättern.
- Läckaget av metaller från Rosthytteområdet ska inte påverka möjligheterna att använda Störvättern som råvattentäkt för dricksvattenförsörjning.

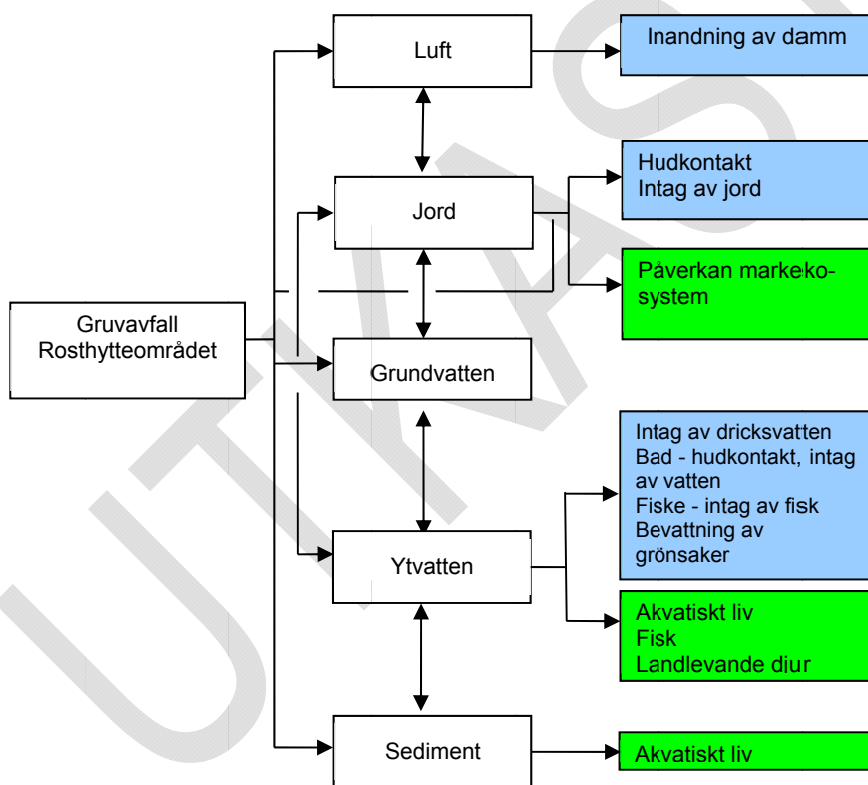
\* Med negativ påverkan avses här stadigvarande, mätbara och signifikanta avvikelser från vad som kan anses vara normalt i fråga om förekomsten av arter och individer, biomassa och tillväxt, samt hälsotillstånd och missbildningar hos växter och djur.

## 5.4 Konceptuell exponeringsmodell

En konceptuell modell för riskbedömningen för Rosthytteområdet har upprättats. I den konceptuella modellen har följande identifierats:

- skyddsobjekt för vilka riskerna skall bedömas
- känslighet och skyddsvärde
- möjliga spridningsvägar och möjlig exponering
- element som är styrande för risken

I *Figur 5.2* presenteras en sammanställning och grafisk illustration av den platsspecifika, konceptuella modellen.



**Figur 5.2.** Konceptuell modell för riskbedömning av Rosthytteområdet, med skyddsobjekt samt spridnings- och exponeringsvägar. Grön färg avser "miljö" och blå färg avser människor.

#### 5.4.1 Skyddsobjekt

Följande skyddsobjekt har identifierats inom och i närheten av undersökningsområdet:

- Människor som vistas i området (t.ex. golfspelare)
- Människor som arbetar i området
- Permanentboende inom området och i närområdet
- Människor som äter fisk från Kärrafjärden, eller badar i Kärrafjärden och Tomteviken
- Människor som dricker vatten från Vättern
- Markmiljön inom området
- Markmiljön i närområdet
- Djur som dricker vatten i området
- Ekosystemet i nedströms liggande ytvatten (främst Kärrafjärden)

Grundvattnet i undersökningsområdet betraktas inte som ett skyddsobjekt. Anledningen till det är dels att grundvattnet inte används för dricksvattenförsörjning, bevattning av odlingar eller liknande och dels att det inte är definierat som grundvattenförekomst. Vidare utgörs en stor del av området av områden som tidigare har varit sjö och som har fyllts ut med gruvavfall. Förekommande grundvatten är således inte att betrakta som naturligt.

#### 5.4.2 Känslighet och skyddsvärde

Undersökningsområdet används delvis som golfbana, delvis som industriområde och delvis som hamn. I norra delen finns ett bostadshus. Grundvattnet används inte som dricksvatten. Känsligheten för människor bedöms som måttlig till stor, förutom vid bostadshuset där känsligheten bedöms som mycket stor.

Skyddsvärdet för markmiljön inom undersökningsområdet bedöms vara litet. Stora delar av området utgörs av tidigare sjö som har fyllts ut med gruvavfall. Den växtlighet som finns på området växer i tillförd mulljord eller liknande. Övriga delar utgörs av ett industriområde där markytorna är asfalterade eller utgörs av grusytor.

Skyddsvärdet för markmiljön utanför området bedöms som måttligt till stort.

Kärrafjärden är den huvudsakliga recipienten för läckage av metaller från Rosthytteområdet. I Kärrafjärden finns bl.a. abborre, gös, gers, mört, siklöja, braxen, löja, björkna, nors och gädda. Kärrafjärden används för fiske och bad. Sammanfattningsvis bedöms Kärrafjärden ha stort skyddsvärde och känsligheten bedöms vara måttlig till stor.

Vättern används som råvattentäkt för flera orters dricksvattenförsörjning, bl.a. Askersund, och är av riksintresse för yrkesfisket. Norra delarna av Vättern är av riksintresse för naturvården och Natura 2000-område. Dessutom är norra Vättern av riksintresse för friluftslivet. I Vättern finns bl.a. nissöga, stensimpa, storröding, hornsimpa, harr och öring

(Vätternvårdsförbundet, 2008). Sammanfattningsvis bedöms Vättern ha mycket stort skyddsvärde och känsligheten bedöms vara mycket stor.

#### 5.4.3 Spridningsvägar och spridningsrisker

Spridningsvägar och spridningsrisker diskuteras och redovisas i samband med redogörelsen för föroreningsituationen inom området.

#### 5.4.4 Exponeringsanalys

I den konceptuella modellen (se *Figur 5.2*) har en bedömning gjorts av vilka exponeringsvägar som är aktuella för Rosthytteområdet och Kärrafjärden med avseende på människors hälsa och miljö samt hur metaller kan spridas från området.

Permanentboende inom undersökningsområdet kan exponeras genom intag av jord, inandning av damm, hudkontakt och intag av växter. Permanentboende intill undersökningsområdet kan exponeras för metaller i jord inom undersökningsområdet främst genom inandning av damm som sprids från undersökningsområdet.

Golfbanan beträds i huvudsak i samband med golfspel. Därmed vistas relativt många människor, inklusive barn, tillfälligtvis inom området. Banskötare vistas på golfbanan under arbetstid. Inom Åmmebergs hamn förekommer uppställning av båtar och området används för rekreation. Inom industriområdet vistas människor under arbetstid. Exponering för metaller kan främst ske genom inandning av damm, hudkontakt och intag av jord.

Vad gäller metaller i recipienterna nedströms Rosthytteområdet kan människor främst exponeras vid intag av dricksvatten (från Vättern), bad och när de äter fisk fångad i recipienterna.

Akvatiska organismer kommer i kontakt med lösta och partikulära metaller i ytvatten. Uptag kan t.ex. ske via föda, genom hud, gälar etc. Hur mycket som tas upp beror på ämnenas förekomstformer och deras biotillgänglighet. Det är främst vattenlevande organismer som exponeras för metaller i ytvatten, men även landlevande organismer t ex fåglar och vilt kan exponeras.

#### 5.4.5 Aktuella/styrande element

För att få en första uppfattning om styrande element har uppmätta halter i jordprov jämförts med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, se *Tabell 5.1*. Halterna i tabellen är de som har uppmätts vid analys av 55 st jordprov på laboratorium. Metallhalter i betydligt fler jordprov har mätts med XRF-instrument. Vid analys på laboratorium erhålls emellertid resultat för betydligt fler parametrar än vid XRF-mätning, varför resultaten från laboratorieanalyserna har använts för att få en första uppfattning om vilka element som är styrande.

**Tabell 5.1.** Jämförelse mellan Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark och halter i jord enligt laboratorieanalyser (n=55). KM = känslig markanvändning. MKM = mindre känslig markanvändning.

		Generella riktvärden		Halter i jord (n=55*)			
		KM	MKM	Medel	Median	95:e perc	Max
As	mg/kg TS	10	25	32	26	58	406
Ba	mg/kg TS	200	300	30	28	49	53
Be	mg/kg TS			0,7	0,7	1,2	1,3
Cd	mg/kg TS	0,5	15	47	14	192	270
Co	mg/kg TS	15	35	8	7	18	42
Cr	mg/kg TS	80	150	11	10	26	40
Cu	mg/kg TS	80	200	81	44	219	1290
Fe	mg/kg TS			15539	15450	23360	33500
Hg	mg/kg TS	0,25	2,5	0,6	0,5	2,2	3,6
Mn	mg/kg TS			555	532	1099	1950
Ni	mg/kg TS	40	120	8,2	7,4	16	26
P	mg/kg TS			355	344	430	440
Pb	mg/kg TS	50	400	7091	2850	15520	101000
Sr	mg/kg TS			8,8	9,3	12	12
V	mg/kg TS	100	200	13	12	29	48
Zn	mg/kg TS	250	500	35617	11300	133000	166000

\* Totalt har 67 jordprov analyserats vid laboratorium. I tabellen redovisas en sammanställning av resultat för analyser av prov som har uttagits i områden där anrikningssand har deponerats. Övriga prov har uttagits där anrikningssand inte bedöms ha deponerats.

Utifrån jämförelsen i tabellen ovan har följande ämnen bedöms vara de aktuella/styrande elementen i både jord, grundvatten och ytvatten:

- Arsenik (As)
- Bly (Pb)
- Zink (Zn)
- Kadmium (Cd)

Vad gäller arsenik har risker kopplade till exponering för ytvatten inte gjorts, eftersom halterna av arsenik i yt- och grundvatten är relativt låga.

#### 5.4.6 Metaller farlighet och toxicitet

De element som har konstaterats i höga halter i Rosthytteområdet är huvudsakligen av metallerna arsenik, kadmium, bly och zink. Nedan presenteras en kort sammanfattning för varje metall med avseende på farlighet, toxiska egenskaper och risk för akuttoxicitet:

##### **Arsenik**

Arsenik är ett ämne som förekommer naturligt i berggrunden. I områden där det förekommer sulfidrika bergarter, som exempelvis vissa skiffrar, kan halterna av arsenik i både jord och grundvatten ställvis vara höga.

Arsenik förekommer vanligen i två olika oxidationsformer, As(V) och As(III), varav As(III) är den mest toxiska. As(V) reduceras dock vanligen till As(III) i människokroppen om det sker ett upptag av arsenik. Människor exponeras för oorganisk arsenik via dricksvatten, mark och luft och olika organiska arsenikföreningar framförallt via fisk och skaldjur. Förekomst av arsenik i mark kan medföra intag av arsenik i form av jord alternativt inandning eller intag av damm. Arsenik är akuttoxiskt och dödligt i höga doser. Vissa undersökningar pekar på att akuta effekter utifrån arsenikförorening kan uppstå vid halter omkring 100 mg/kg TS, varför detta är angivet i Naturvårdsverkets litteratur som den akuttoxiska halten för arsenik.

##### **Bly**

Bly är en metall som under lång tid använts i olika produkter och för en mängd olika ändamål, ex mynt, färgpigment, vattenledningssystem, tillsats ämne i bensin samt i batterier. Bly anses vara en global miljöförorening som förekommer allmänt i miljön (luft, mark, vatten och föda). (Källa [www.imm.ki.se](http://www.imm.ki.se))

Blyexponeringen har minskat under senare år, framför allt p g a att bly i bensin förbjudits samt att det skett en urfasning av bly när det gäller tillverkning av konservburkar. Den största exponeringen sker dock via mat och dryck. För små barn kan intag av blyförorenad jord samt inandning av damm vara en betydande exponeringskälla. (källa [www.imm.ki.se](http://www.imm.ki.se))

Bly i miljön är starkt adsorberat till sediment och partiklar vilket innebär en reducerad tillgänglighet för organismer. På grund av den låga lösligheten hos de flesta blysalter tenderar bly att fällas ut som fasta faser. Bioackumulerbarheten är generellt mycket lägre vid närvaro av organiskt material, sediment och/eller partiklar. I akvatiska system är nästan allt bly hårt bundet till sedimenten. Endast en mindre del löses i vattnet, vilket även gäller för porvattnet. (källa [www.inchem.org](http://www.inchem.org))

Redan vid små doser ger bly skador på nervsystemet. Det är främst effekter på hjärnans utveckling hos foster och barn som uppmärksammas. Andra effekter som kan uppträda vid låg exponering är hämmad blodbildning, nedsatt hörsel, njurpåverkan och minskad skelettillväxt hos barn.

## Zink

Zink är en för människan essentiell metall. Den ingår i flera enzymer. Zink har betydelse för RNA-syntesen. Det är viktigt för reproduktionen; sperma innehåller hög halt zink. Metallen är också viktig för sårhäkning.

Zink har generellt sett en låg toxisk effekt på däggdjur, men i mycket höga halter kan zink orsaka blodbrist och skador på bukspottkörteln. Zink kan i höga halter ha en giftverkan för såväl vattenlevande organismer som växter.

## Kadmium

Kadmium erhålls nästan alltid som en biprodukt vid zinkframställning. Livsmedel utgör huvudkällan för människors kadmiumintag. Kadmium kan ansamlas i kroppen och medföra försämrad njurfunktion, skelettskador och nedsatt fortplantningsförmåga (EG 466/2001). Enligt WHO:s organ IARC är kadmium ett sannolikt cancerogent ämne för människor.



## 5.5 Risker för människors hälsa – långtidsexponering

Nedan redovisas vilka eventuella risker som gruvavfallet inom Rosthytteområdet bedöms utgöra för människors hälsa genom direkt exponering. Hälsorisker förknippade med bad i och intag av fisk från Kärrafjärden samt intag av dricksvatten från Vättern bedöms i kapitel 7. En bedömning av akuttoxiska risker redovisas i kapitel 5.6.

### 5.5.1 Inledning

Naturvårdsverket har utarbetat en modell för att ta fram riktvärden för jord. Modellen presenteras i Naturvårdsverkets rapport 5976.

Utifrån modellen har Naturvårdsverket tagit fram generella riktvärden för förorenad mark. I riktvärdesmodellen görs beräkning av hälsoriskbaserat riktvärde, riktvärde för skydd av markmiljön och riktvärde för skydd mot spridning till grundvatten respektive ytvatten separat. Ett slutligt riktvärde väljs sedan som det lägsta av de framräknade värdena.

Det hälsoriskbaserade riktvärdet beräknas genom att hänsyn tas till olika exponeringsvägar. Dessa är för Rosthytteområdet intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, intag av växter, bad, intag av fisk och intag av dricksvatten. Risker förknippade med bad, intag av fisk och intag av dricksvatten bedöms separat i kap 5.7. Exponering genom inandning av ångor bedöms inte vara aktuellt eftersom de styrande elementen är arsenik, bly, kadmium och zink. Eftersom människor även exponeras för ämnen som inte härstammar från det undersökta området, s.k. bakgrundsexponering, justeras de hälsoriskbaserade riktvärdena för vissa ämnen.

För Rosthytteområdet har hälsorisker bedömts genom att halter i jord har jämförts med platsspecifika riktvärden. De platsspecifika riktvärdena gäller enbart för skydd av människors hälsa och långtidsexponering och har beräknats med hänsyn tagen till

- Bedömda exponeringstider – beroende av markanvändningen i olika delar av undersökningsområdet har en bedömning gjorts av hur mycket tid människor vistas i området.

- Aktuella exponeringsvägar – beroende av markanvändningen i olika delar av undersökningsområdet har en bedömning gjorts av hur människor kan exponeras för föroreningar i jord
- Biotillgänglighet.

### 5.5.2 Exponeringstider

Naturvårdsverkets generella riktvärden har tagits fram för två olika markanvändningar:

- **Känslig markanvändning, KM**, där markkvaliteten inte begränsar val av markanvändning. Alla grupper av människor (barn, vuxna, äldre) kan vistas permanent inom området under en livstid.
- **Mindre känslig markanvändning, MKM**, där markkvaliteten begränsar val av markanvändning till t.ex. kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna

antas vara personer som vistas i området under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt.

I Naturvårdsverkets rapport 4889 fanns även generella riktvärden för markanvändningen "Park":

- **Park** – Marken används t.ex. för vandring, promenader och lek. Det antas att barn och vuxna vistas i området tillfälligtvis eller kortare tidsperioder varje dag.

Exponeringstider som har legat till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM samt de tidigare generella riktvärdena för Parkmark redovisas i *Tabell 5.2*.

**Tabell 5.2.** Exponeringstider som ligger till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM samt för Naturvårdsverkets tidigare generella riktvärden för Parkmark.

Exponeringsväg	Exponeringstid KM (dagar/år)	Exponeringstid MKM (dagar/år)	Exponeringstid Park (dagar/år)
Direkt intag av förorenad jord	365 (barn) 365 (vuxna)	60 (barn) 200 (vuxna)	20 (barn) 20 (vuxna)
Hudkontakt	120 (barn) 120 (vuxna)	60 (barn) 90 (vuxna)	20 (barn) 20 (vuxna)
Inandning av damm	365 (barn) 365 (vuxna)	60 (barn) 200 (vuxna)	20 (barn) 20 (vuxna)

Inom den del av undersökningsområdet som används för industriell verksamhet bedöms människor vistas i den omfattning som legat till grund för de generella riktvärdena för MKM. Detsamma bedöms gälla för banskötare på golfbanan.

Vad gäller golfspelare och andra som vistas på golfbanan samt människor som vistas i hamnområdet (för rekreation o. dyl.) bedöms antagandena som låg till grund för de tidigare riktvärdena för Parkmark ge en indikation om rimliga exponeringstider, även om det sannolikt kan finnas de som spenderar mer tid än 20 dagar per år på golfbanan.

Hägerön och det gamla kontoret på Hyttbacken 2:71 används för permanentboende. Här bedöms människor vistas i den omfattning som legat till grund för de generella riktvärdena för KM.

Utifrån ovan har det beräknats platsspecifika riktvärden för tre olika exponeringstider; enligt KM, MKM och Parkmark. De platsspecifika riktvärdena med exponeringstider enligt KM har sedan använts för att bedöma risk för människor som bor på Hägerön och Hyttbacken 2:71. De platsspecifika riktvärdena med exponeringstider enligt MKM har använts för att bedöma risk för människor som arbetar på industriområdet och golfbanan. Vad gäller övriga som vistas på golfbanan (främst golfspelare) samt människor som

vistas i hamnområdet har risker bedömts genom att jämföra halter i jord med både de platsspecifika riktvärdena för exponering enligt MKM och Parkmark.

### 5.5.3 Exponeringsvägar och referensvärden

Enligt kap 5.4.4. bedöms permanentboende inom undersökningsområdet kunna exponeras för föroreningar i jord genom intag av jord, inandning av damm, hudkontakt och intag av växter. Permanentboende intill undersökningsområdet kan i första hand exponeras genom inandning av damm som sprids från undersökningsområdet.

Inom industriområdet, golfbanan och hamnområdet bedöms människor kunna exponeras för föroreningar i jord genom intag av jord, inandning av damm och hudkontakt.

Med exponeringstider enligt ovan har referensvärden för respektive exponeringsväg beräknats. Referensvärdena för skydd av människors hälsa är beräknade utifrån att exponering för enstaka ämnen inom ett förorenat område inte ska överskrida det tolerabla dagliga intaget av ämnet (TDI). TDI är en uppskattning av den mängd av ett ämne som kan intas dagligen under en livstid utan påvisbara hälsoeffekter.

De beräknade referensvärdena för respektive exponeringsväg har sedan sammanvägts och därefter justerats för bakgrundsexponering. Beräkningarna har gjorts enligt Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden, utan justering av andra parametrar än exponeringstid för "Parkmark".

I *Tabell 5.3* nedan presenteras referensvärden för skydd av människors hälsa med exponeringstider enligt KM, sammanvägda värden samt värden efter justering för bakgrundsexponering.

**Tabell 5.3.** Referensvärden för skydd av människors hälsa med exponeringstider enligt känslig markanvändning (KM). Halter i mg/kg TS. (Naturvårdsverket, 2009). ej begr = ej begränsande. Två värdesiffror. Styrande exponeringsväg har understrukits.

	Intag av jord	Hudkontakt	Inandning damm	Intag av växter	Sammanvägt	Justerat, andra källor
Arsenik	4,8	33	360	<u>0,9</u>	0,74	0,74
Bly	<u>440</u>	16 000	27 000	1 300	320	64
Kadmium	25	9100	270	<u>3,9</u>	3,3	0,67
Zink	38 000	ej begr.	ej begr.	<u>6 800</u>	5 700	2 900

I *Tabell 5.4* nedan presenteras referensvärden för skydd av människors hälsa med exponeringstider enligt MKM, sammanvägda värden samt justerade värden.

**Tabell 5.4.** Referensvärden för skydd av människors hälsa med exponeringstider enligt mindre känslig markanvändning (MKM). Halter i mg/kg TS. (Naturvårdsverket, 2009). ej begr = ej begränsande. Två värdesiffror. Styrande exponeringsväg har understrukits.

	<b>Intag av jord</b>	<b>Hud- kontakt</b>	<b>Inandning av damm</b>	<b>Samman- vägt</b>	<b>Justerat, andra källor</b>
Arsenik	<u>33</u>	110	2 000	25	25
Bly	<u>4 000</u>	80 000	150 000	3 700	740
Kadmium	<u>230</u>	46 000	1 500	200	39
Zink	<u>340 000</u>	ej begr.	ej begr.	330 000	160 000

I Tabell 5.5 presenteras referensvärden för skydd av människors hälsa med exponeringsantaganden enligt Parkmark.

**Tabell 5.5.** Enligt NV:s modell beräknade referensvärden för skydd av människors hälsa med exponeringstider enligt Parkmark. Halter i mg/kg TS. ej begr = ej begränsande. Två värdesiffror. Styrande exponeringsväg har understrukits.

	<b>Intag av jord</b>	<b>Hud- kontakt</b>	<b>Inandning av damm</b>	<b>Samman- vägt</b>	<b>Justerat, andra källor</b>
Arsenik	<u>180</u>	440	20 000	130	130
Bly	<u>12 000</u>	240 000	ej begr.	11 000	2 300
Kadmium	<u>680</u>	140 000	15 000	650	130
Zink	ej begr.	ej begr.	ej begr.	980 000	490 000

Som kan utläsas ur Tabell 5.4 och 5.5 är den begränsande exponeringsvägen, vid exponeringstider enligt MKM eller Parkmark, intag av jord för arsenik, bly och kadmium. Farligheten hos zink är liten för människor.

För känslig markanvändning är intag av växter begränsande för arsenik, kadmium och zink. För bly är intag av jord den begränsande exponeringsvägen.

#### 5.5.4 Justering utifrån biotillgänglighet

De justerade sammanvägda referensvärdena i Tabeller 5.2-5.4 har justerats utifrån biotillgänglighet. Justeringen har gjorts utifrån resultat från genomförda biotillgänglighetstest.

På sex jordprov från undersökningsområdet har test av oral biotillgänglighet/gastro-intestinal biolöslighet enligt Unified BARGE method utförts. Med testet bestäms en biolöslighetsfaktor som kan användas i den svenska riktvärdesmodellen för beräkning av platspecifika riktvärden.

Proverna för biotillgänglighetstesterna valdes ut så att de representerar olika delar av området och avfall från olika driftskeden. Det senare betyder indirekt att proven som testades hade ett spann i metallhalter (t.ex. är zinkhalterna i de sex proven 15 000, 22 000, 39 000, 68 000, 120 000 respektive 140 000 mg/kg). Vidare testades främst prov på jord som ligger relativt ytligt, eftersom det främst är det materialet som människor kan

exponeras för. Av de sex proven bedöms det finnas prov på flotationsavfallssand/återanrikad sand, sand från gravimetrisk anrikning blandad med flotationsavfallssand, sand från mekanisk respektive gravimetrisk anrikning samt avfall från rosthyttan.

Utifrån resultaten har biotillgänglighetsfaktorer valts för respektive ämne. Biotillgänglighetsfaktorerna har valts som den maximalt uppmätta biotillgängliga fraktionen eller högre, vilket bedöms vara en konservativ bedömning.

I *Tabell 5.6* redovisas en sammanfattning av resultaten från biotillgänglighetstestet och valda biotillgänglighetsfaktorer.

**Tabell 5.6.** Sammanfattning av resultat från biotillgänglighetstest på sex jordprov från Rosthytteområdet och valda biotillgänglighetsfaktorer.

		Biotillgänglig fraktion			Vald biotillgänglighetsfaktor (%)
		Min	Medel	Max	
As	%	0,92	15	28	30
Cd	%	6,3	19	49	50
Pb	%	1,6	3,4	7,7	10
Zn	%	2,2	24	41	50

Biotillgänglighetsfaktorn för zink som redovisas i *Tabell 5.6* har tagits fram på samma sätt som för övriga metaller. BARGE metoden är emellertid inte validerad för zink genom interlaborativa utvärderingar. Dock har metoden använts i ett antal studier för att utvärdera biotillgängligheten för zink i olika matriser inklusive jord (Pelfrène et al. 2011, Tokaloğlu et al. 2014, Rosel et al. 2010) vilket påvisar att det inom forskarsamhället anses vara en acceptabel metod för zink. Det finns dessutom ingen teoretisk orsak till varför biotillgänglighet för zink inte skulle kunna mätas med BARGE som för övriga metaller. Detta styrks av att biotillgänglighet för zink förhåller sig till en rad geokemiska parametrar på samma sätt som andra metaller (Palmer et al. 2013). Studier visar dessutom en låg replikatvariation i biotillgänglighet för zink. Vidare har en konservativt hög biotillgänglig fraktion använts (50%) kontra de värden som uppmättes (mellan 2,2 och 41%). Således är bedömningen att avsaknaden av validering för zink inte innebär att metoden är felaktigt använd i detta fall.

I beräkningen av de platsspecifika riktvärdena för Rosthytteområdet har biotillgänglighetsfaktorn för intag av jord justerats med valda biotillgänglighetsfaktorer.

### 5.5.5 Platsspecifika riktvärden för Rosthytteområdet

Utifrån valda biotillgänglighetsfaktorer ovan har platsspecifika riktvärden för Rosthytteområdet beräknats, se *Tabell 5.7*. För arsenik har det platsspecifika riktvärdet justerats från det beräknade riktvärdet efter justering för biotillgänglighet (0,83 mg/kg TS) till bakgrundshalten av ämnet beroende på naturlig förekomst eller diffus antropogen spridning (10 mg/kg TS enligt Naturvårdsverket, 2009).

**Tabell 5.7.** Riktvärden, före respektive efter justering med biotillgänglighetsfaktorer.

	Justerat, andra källor (före justering biotillgänglighet)			Platsspecifika riktvärden Rosthytteområdet (efter justering biotillgänglighet)		
	KM	MKM	Park	KM	MKM	Park
As mg/kg TS	0,74	25	130	10	53	250
Cd mg/kg TS	0,67	39	130	0,7	69	250
Pb mg/kg TS	64	740	2 300	190	4 500	15 000
Zn mg/kg TS	2 900	160 000	490 000	3 100	310 000	930 000

### 5.5.6 Jämförelse med uppmätta halter

I *Tabell 5.8 och 5.9* nedan görs en jämförelse mellan de uppmätta halterna arsenik, bly, kadmium och zink i jord och riktvärdena för Rosthytteområdet. I *Tabell 8* görs jämförelse med uppmätta halter enligt laboratorieanalyser (55 st analyser) och i *Tabell 9* görs jämförelse med uppmätta halter med XRF-instrument (1477 st mätningar).

**Tabell 5.8.** Jämförelse mellan riktvärden för olika markanvändning och uppmätta halter arsenik, bly, kadmium och zink enligt laboratorieanalyser (n 55).

	Riktvärden Rosthytteområdet			Halter i jord (lab)			
	KM	MKM	Park	Medel	Median	95:e perc	Max
As mg/kg TS	10	53	250	32	26	58	406
Cd mg/kg TS	0,7	69	250	47	14	192	270
Pb mg/kg TS	190	4 500	15 000	7 091	2 850	15 520	101 000
Zn mg/kg TS	3 100	310 000	930 000	35 617	11 300	133 000	166 000

**Tabell 5.9.** Jämförelse mellan platsspecifika riktvärden för olika markanvändning och uppmätta halter arsenik, bly, kadmium och zink enligt XRF-mätningar (n 1477).

	Riktvärden Rosthytteområdet			Halter i jord (XRF)			
	KM	MKM	Park	Medel	Median	95-perc	Max
Cd* mg/kg TS	0,7	69	250	27	6	145	469
Pb mg/kg TS	190	4 500	15 000	2 660	1 500	9 300	53 000
Zn mg/kg TS	3 100	310 000	930 000	21 014	3 400	120 000	390 000

\* Kadmiumhalter har beräknats utifrån zinkhalter.

Som kan utläsas av *Tabell 5.8 och 5.9* är det främst bly- och kadmiumhalterna som överskrider riktvärdena för MKM och parkmark. Vad gäller arsenik och zink överskrider endast några enstaka maxhalter riktvärdena för MKM och parkmark. För bly och kadmium överskrider 95:e percentilen riktvärdena för MKM och maxhalterna överskrider riktvärdena för parkmark. Eftersom halterna av bly och kadmium överskrider riktvärdena i större utsträckning än arsenik och zink fokuseras den fortsatta riskbedömningen avseende risker för människors hälsa på bly och kadmium.

### 5.5.7 Egenskapsområden och representativa halter

För att bedöma risk bör riktvärden jämföras med representativa halter. Representativa halter bör enligt Naturvårdsverket väljas som ett statistiskt mått.

Som underlag för riskbedömningen har det utförts en statistisk utvärdering av resultat från mätningar och analyser av totalhalter metaller (bly och kadmium) i jord inom undersökningsområdet, se bilaga X. Syftet med den statistiska utvärderingen har varit att kontrollera om det finns anledning att dela in undersökningsområdet i egenskapsområden och att beräkna representativa halter för respektive egenskapsområde.

Med egenskapsområde avses ett delområde inom vilket föroreningen är genererad genom samma typ av förorenande process och som uppvisar relativt homogena egenskaper med avseende på exempelvis geologi och föroreningsituation.

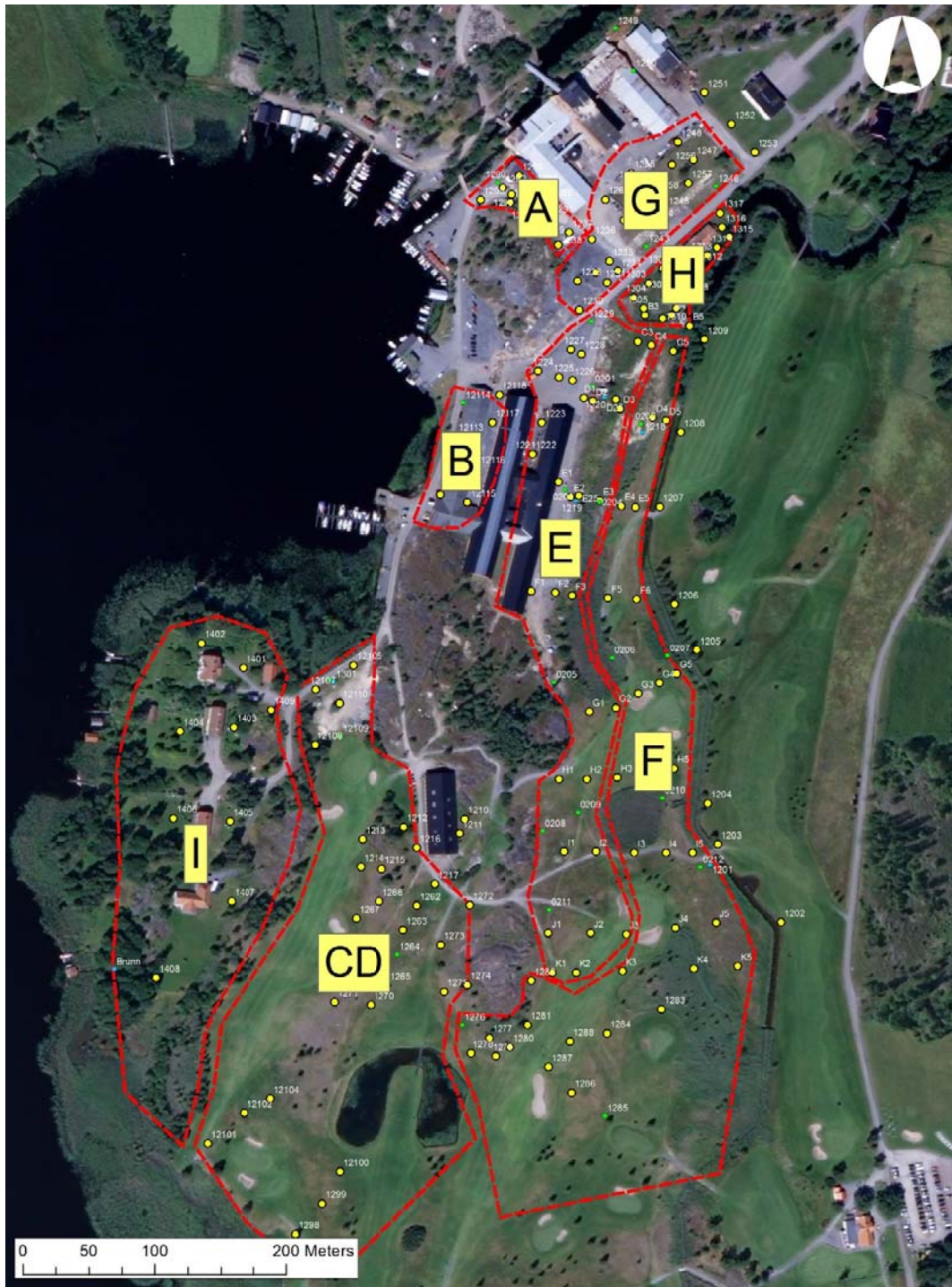
Med representativ halt avses en halt som tas fram för ett egenskapsområde utifrån insamlad data och som används för att jämförelse med ett riktvärde eller liknande. Den representativa halten är den halt som bäst representerar risksituationen på området utan att risken underskattas.

Som representativ halt bör man välja ett statistiskt mått som exempelvis medelvärdet av uppmätta värden, den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM, Upper Confidence Limit of the Mean), det maximalt uppmätta värdet, en viss percentil av uppmätta värden, eller något annat värde som grundas på bearbetade data.

För bly och kadmium är den viktigaste exponeringsvägen intag av jord, med inandning av damm som den näst viktigaste (för MKM och parkmark). Den representativa halten bör därför baseras på en skattad medelhalt.

För att gardera mot osäkerheter i skattningen adderas en säkerhetsmarginal. Här har en skattning av medelhalten med 95 % konfidensnivå (UCLM95) använts för bedömning av långtidsrisker. Observera att UCLM95 inte motsvarar det mest sannolika medelhalten inom respektive område. UCLM95 motsvarar det värde som medelhalten med 95 % sannolikhet inte överstiger och är att betrakta som en mycket hög säkerhetsnivå.

I *Figur 5.3* redovisas identifierade egenskapsområden.

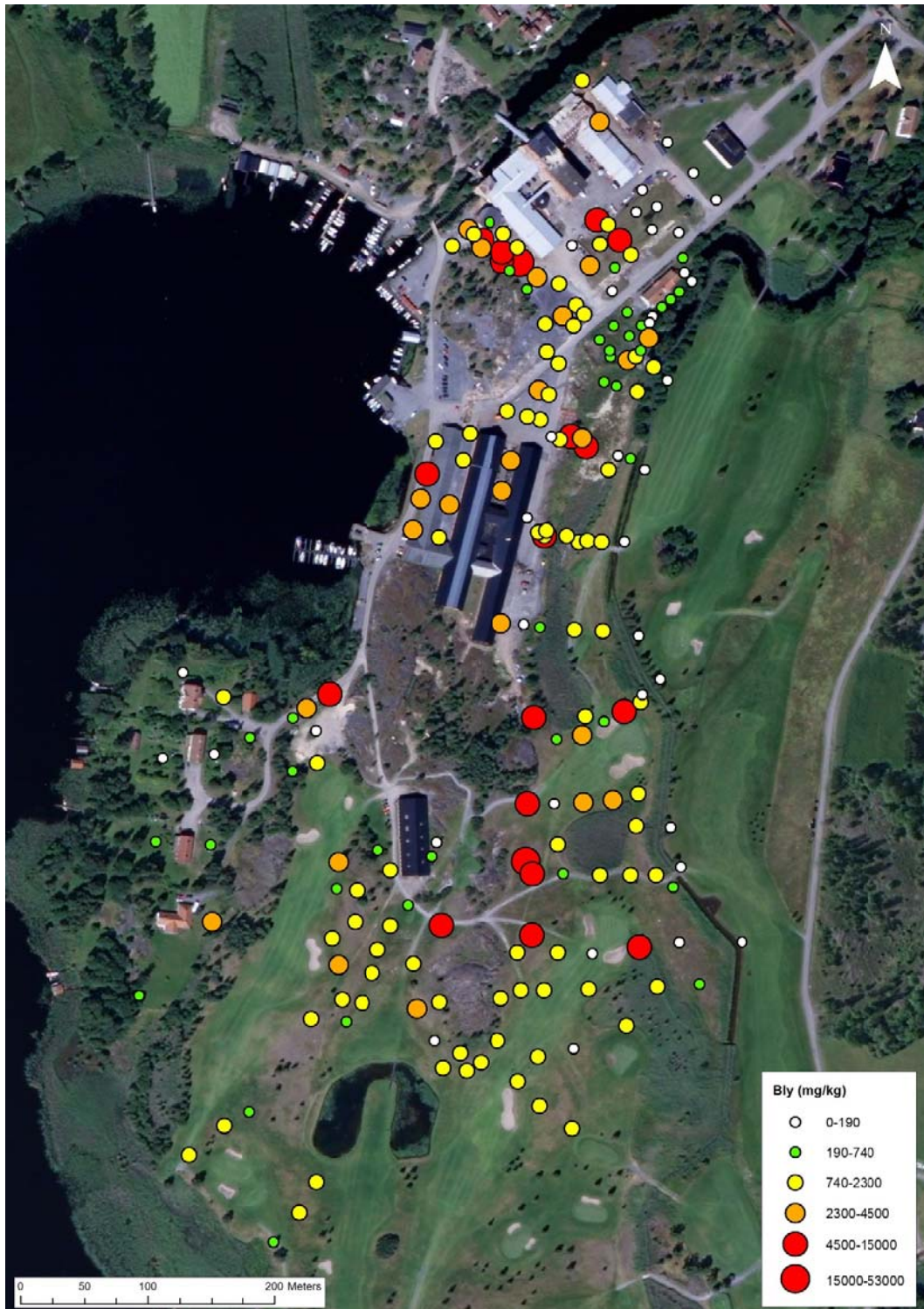


**Figur 5.3.** Identifierade egenskapsområden.

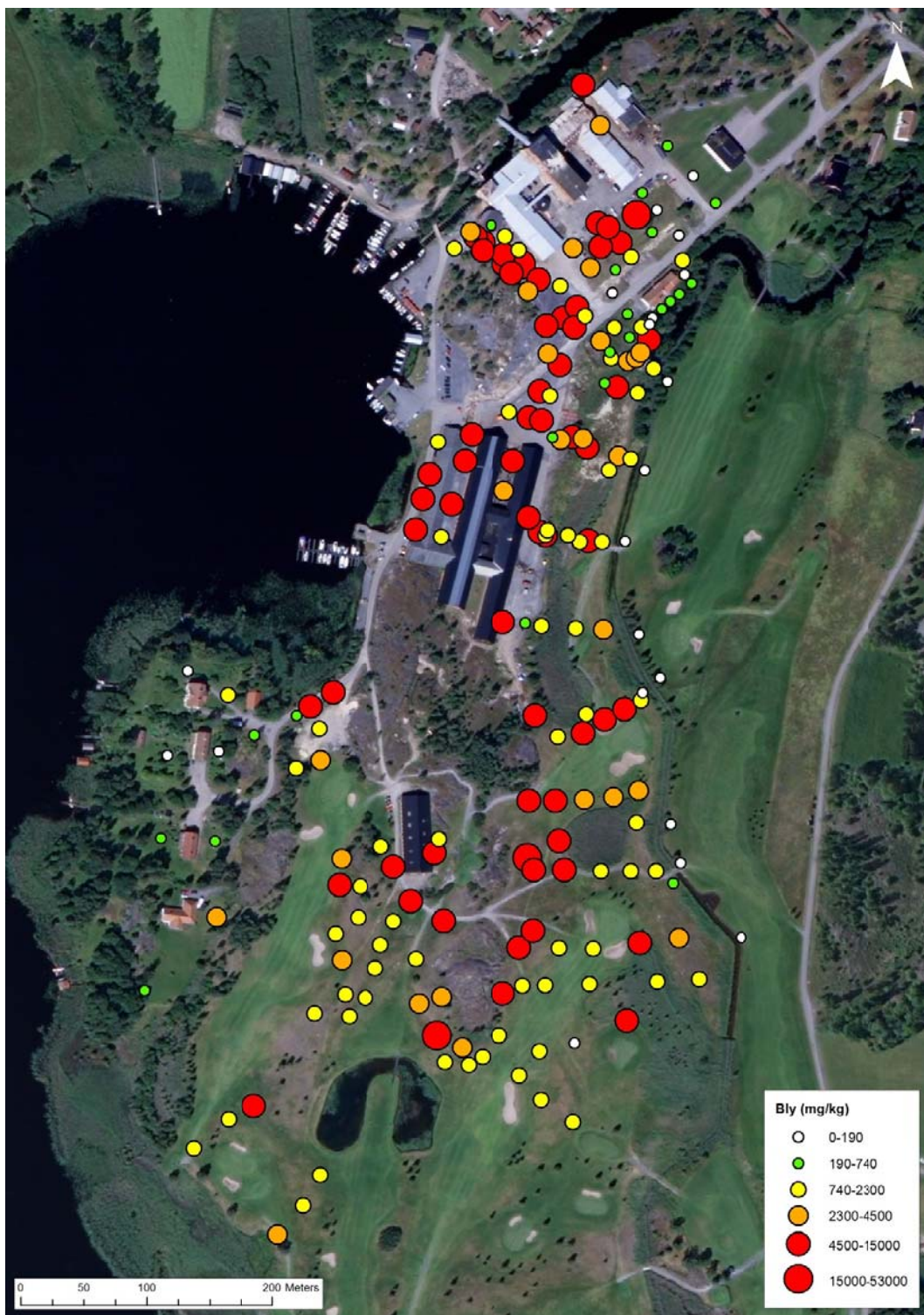


Eftersom exponering genom intag av jord, inandning av damm och hudkontakt i stort sett bara kan ske för de översta jordlagren har de statistiska beräkningarna gjorts för halter i jordlagrens översta 1 m. I *Figur 5.4-5.7* illustreras halterna av bly och kadmium i de översta jordlagren. Dels redovisas halten i det översta provet i respektive provpunkt och dels redovisas maxhalten i prov från den översta metern i respektive provpunkt. Därefter förs en diskussion kring risk i olika delområden med olika markanvändning; golfbanan, industriområdet och Ämmebergs hamn samt bostadsområdena.

UTKAST



Figur 5.4. Blyhalt i översta jordprovet i respektive provpunkt.



Figur 5.5. Högsta blyhalt i jordprov från översta 1 m (djup 0-1 m under markytan).

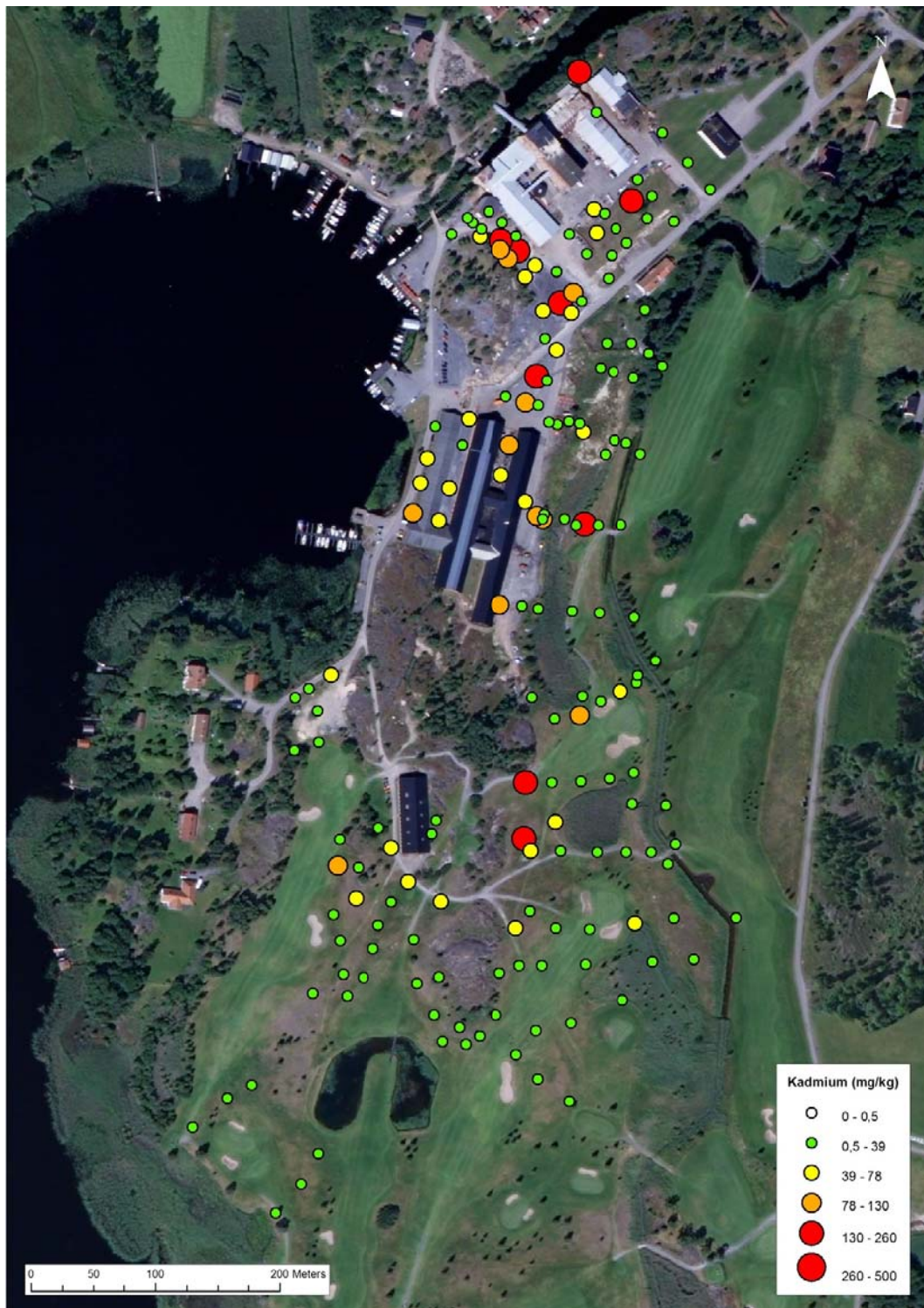
72 (110)

RAPPORT-UTKAST  
2014-10-07

HUVUDSTUDIE ROSTHYTTEOMRÅDET



Figur 5.6. Kadmiumhalt i översta jordprovet i respektive provpunkt.



**Figur 5.7.** Högsta kadmiumhalt i jordprov från översta 1 m (djup 0-1 m under markytan).

### 5.5.8 Risk för människors hälsa – golfbanan

Inom den absoluta merparten av golfbanan överlagras förekommande äldre gruvavfall av flotationsavfall med halter av arsenik, bly, kadmium och zink som väl underskrider de platsspecifika riktvärdena för MKM och Parkmark. Det betyder att människor inte kan exponeras för det äldre gruvavfallet annat än i samband med eventuella grävarbeten. I mindre områden har emellertid äldre gruvavfall påträffats i eller nära markytan. Bly-, kadmium- och zinkhalterna i detta avfall är 5 000-15 000 mg/kg, 50-150 mg/kg respektive 50 000-130 000 mg/kg. Bly- och kadmiumhalterna ligger således i nivå med eller överskrider riktvärdena för MKM och Parkmark.

Golfbanan berör egenskapsområdena CD och F samt en liten del av egenskapsområde E. I *Tabell 5.10* redovisas en statistisk sammanställning av halterna i det översta provet i respektive provpunkt och medelhalterna i prov från den översta metern inom egenskapsområdena.

**Tabell 5.10.** Statistisk sammanställning av halter i det översta provet i respektive provpunkt och medelhalter i prov från den översta metern i respektive provpunkt inom delområdena CD, E och F.

	Platsspecifika riktvärden			Område CD		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	8	17	62
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				11	19	44
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	1 677	2 242	8 600
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				2 169	2 678	6 010
	Platsspecifika riktvärden			Område E		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	17	36	151
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				25	33	151
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	3 155	4 393	15 100
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				3 604	4 628	15 100
	Platsspecifika riktvärden			Område F		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	7	12	41
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				8	9	41
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	1 560	2 474	6 800
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				1 589	1 857	5 475

Som kan utläsas av *Tabell 5.10* underskrider medelhalterna och UCLM95 för kadmium och bly i de ytliga jordlagren riktvärdena för både MKM och parkmark i egenskapsområdena CD och F. I egenskapsområde E är UCLM95 för bly i nivå med det platsspecifika riktvärdet för MKM.

De platsspecifika riktvärdena för MKM och Parkmark underskrids således inom den absoluta huvuddelen av undersökningsområdet som berör golfbanan. Det område där UCLM95 för bly är i nivå med riktvärdet för MKM berör bara en mindre del av golfbanan. Utifrån detta, samt att UCLM95 medför en mycket hög säkerhetsnivå, bedöms det inte föreligga någon nämnvärd risk för människors hälsa.

Skulle jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras i större utsträckning skulle riskerna för människors hälsa emellertid öka. Enligt avtal mellan Zinkgruvan Mining och Askersunds golfklubb ska schaktningsarbeten eller andra markarbeten som ej utgör ett normalt led i golfverksamheten inte bedrivas. Eventuellt kan det bli aktuellt att införa ytterligare restriktioner avseende schaktningsarbeten.

### 5.5.9 Risk för människors hälsa – industriområdet

Inom industriområdet förekommer ett antal mindre områden med äldre gruvavfall i eller nära markytan. Markytorna i vissa av dessa områden är asfalterad och övriga är grusade. Bly- och kadmiumhalterna i det äldre gruvavfallet är 5 000-15 000 mg/kg respektive 100-200 mg/kg, d.v.s. i nivå med eller över de platsspecifika riktvärdena för MKM. I en punkt, strax söder om det första anrikningsverket, har en extremt hög halt bly (53 000 mg/kg enligt XRF och 101 000 enligt laboratorieanalys) påvisats i ett prov.

Industriområdet berör egenskapsområdena A, E och G. I *Tabell 5.11* redovisas en statistisk sammanställning av halterna i det översta provet i respektive provpunkt och medelhalterna i prov från den översta metern inom egenskapsområdena.

**Tabell 5.11.** Statistisk sammanställning av halter i det översta provet i respektive provpunkt och medelhalter i prov från den översta metern i respektive provpunkt inom delområdena A, E och G.

	Platsspecifika riktvärden			Område A		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	17	23	39
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				34	47	80
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	6 277	22 078	53 000
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				4 835	9 385	22 900
	Platsspecifika riktvärden			Område E		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	17	36	151
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				25	33	151
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	3 155	4 393	15 100
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				3 604	4 628	15 100
	Platsspecifika riktvärden			Område G		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	11	18	76
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				18	29	81
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	1 875	4 378	9 700
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				1 872	2 515	5 360

Som kan utläsas av *Tabell 5.11* överskrider medelhalterna och UCLM95 bly i de yttliga jordlagren i område A riktvärdena för MKM. Medelhalten och UCLM95 påverkas emellertid kraftigt av den mycket extrema halten bly i en av punkterna. Exkluderas den extrema halten sjunker t.ex. medelhalten från 6 277 mg/kg till 2 683 mg/kg, d.v.s. under det platsspecifika riktvärdet för MKM. I egenskapsområdena E och G är UCLM95 för bly ungefär i nivå med det platsspecifika riktvärdet för MKM.

Sammantaget bedöms det föreligga en viss risk för människor som vistas inom industriområdet under arbetstid. Med tanke på att delar av markytorna är asfalterade och att de höga halterna av främst bly endast förekommer ytligt i begränsade områden bedöms risken emellertid som låg.

På samma sätt som på golfbanan skulle risken bli större om jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras i större omfattning än idag.

#### 5.5.10 Risk för människors hälsa – Ämmebergs hamn

I Ämmebergs hamn liknar föroreningsituationen den inom industriområdet, d.v.s. det förekommer ett antal mindre områden med äldre gruvavfall i eller nära markytan. Halterna i det äldre gruvavfallet är i stort sett desamma som inom industriområdet.

Industriområdet berör egenskapsområdena A och B. I *Tabell 5.12* redovisas en statistisk sammanställning av halterna i det översta provet i respektive provpunkt och medelhalterna i prov från den översta metern inom egenskapsområdena.

**Tabell 5.12.** Statistisk sammanställning av halter i det översta provet i respektive provpunkt och medelhalter i prov från den översta metern i respektive provpunkt inom delområdena A och B.

	Platsspecifika riktvärden			Område A			Område B		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	17	23	39	24	33	47
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				34	47	80	28	40	62
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	6 277	22 078	53 000	2 659	3 518	4 800
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				4 835	9 385	22 900	3 060	4 470	7 267

Som kan utläsas av *Tabell 5.12* överskrider medelhalterna och UCLM95 bly i de ytliga jordlagren i område A riktvärdena för MKM och Parkmark. Som beskrivits ovan påverkas emellertid medelhalten och UCLM95 kraftigt av den mycket extrema halten bly i en av punkterna. Exkluderas den extrema halten sjunker t.ex. medelhalten från 6 277 mg/kg till 2 683 mg/kg, d.v.s. under det platsspecifika riktvärdet för MKM. I egenskapsområden B är UCLM95 för bly ungefär i nivå med det platsspecifika riktvärdet för MKM, men underskrider riktvärdet för Parkmark.

Undantar man den extremt höga halten bly i en av provpunkterna blir bedömningen att det inte föreligger någon risk för människor som vistas inom hamnområdet under fritiden. Förekomsten av den extrema halten innebär emellertid att det inte går att göra någon annan bedömning än att det föreligger en viss risk för människor som vistas inom hamnområdet under fritiden.

På samma sätt som på golfbanan skulle risken bli större om jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras i större omfattning än idag.



### 5.5.11 Risk för människors hälsa – boende på Hägerön och Hyttbacken 2:71

Hus på Hägerön samt det gamla kontoret på fastigheten Hyttbacken 2:71 används för permanentboende.

I *Tabell 5.13* redovisas en statistisk sammanställning av halterna i jordprov från nio provpunkter (djup 0-0,5 m) inom Hägerön.

**Tabell 5.13.** Statistisk sammanställning av halterna i jordprov från 0-0,5 m i nio provpunkter inom Hägerön (laboratorieanalyser).

		Platsspecifika riktvärden			Område I		
		KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
As	mg/kg TS	10	53	250	11	29	71
Cd	mg/kg TS	1	69	250	9	34	40
Pb	mg/kg TS	190	4 500	15 000	597	1 884	2 610
Zn	mg/kg TS	3 100	310 000	930 000	5 500	17 479	34 600

Medelhalterna och UCLM95 överskrider de platsspecifika riktvärdena för känslig markanvändning. Sammantaget bedöms metallerna i jord inom Hägerön utgöra en risk för människors hälsa. För arsenik, kadmium och zink är styrande exponeringsväg för de platsspecifika riktvärdena intag av växter, följt av intag av jord. För bly är styrande exponeringsväg intag av jord, följt av intag av växter. Riskerna är således förknippade med intag av egenodlade växter och intag av jord.

Äldre gruvavfall, med höga halter metaller, har påträffats i marken ca 60 m öster om bostäderna på Hägerön. Merparten av det äldre gruvavfallet täcks av flotationsavfall, men det förekommer äldre gruvavfall i markytan i ett mindre område. Blyhalterna i det äldre gruvavfallet är ca 5 000 -10 000 mg/kg, kadmiumhalterna ca 50 mg/kg och zinkhalterna ca 100 000-150 000 mg/kg. Blyhalterna i det yngre flotationsavfallet är ca 2 000 mg/kg, kadmiumhalterna 5-10 mg/kg och zinkhalterna ca 4 000 mg/kg.

Området där gruvavfallet har påträffats i mark används av Askersunds golfklubb för hantering av bunkersand och det finns en vändplan för lastbilar, d.v.s. det är inget område där de boende på Hägerön vistas annat än tillfälligtvis. Boende på Hägerön kan således främst exponeras för det äldre gruvavfallet genom inandning av damm. Referensvärdet för bly, för känslig markanvändning och för exponeringsvägen inandning av damm, är 27 000 mg/kg Referensvärdet för kadmium, för känslig markanvändning och för exponeringsvägen inandning av damm, är 270 mg/l. Vad gäller zink är inandning av damm inte en begränsande exponeringsväg. Halterna i den äldre anrikningssanden är lägre än, men i samma storleksordning, som referensvärdena för inandning av damm. Äldre anrikningssand förekommer emellertid inte nära markytan annat än i mycket små områden och de är gräsbevuxna eller täcka med krossten vilket innebär att det inte dammar. Sammantaget bedöms gruvavfallet vid vändplanen inte utgöra någon nämnvärd risk för boende på Hägerön. Skulle jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras i större omfattning än idag skulle emellertid damning eventuellt kunna utgöra en risk för människor på Hägerön.

I *Tabell 5.14* redovisas en statistisk sammanställning av halterna i jordprov på djup 0-0,5 m i ett trettiotal provpunkter inom Hyttbacken 2:71.

**Tabell 5.14.** Statistisk sammanställning av halterna i jordprov från 0-0,5 m i ca 30 provpunkter inom Hyttbacken 2:71 (XRF-mätningar).

	Platsspecifika riktvärden			Område H		
	KM	MKM	Park	Medel	UCLM95	Max
Cd-översta provet mg/kg TS	0,7	69	250	5	13	25
Cd-medel 0-1 m mg/kg TS				8	24	61
Pb-översta provet mg/kg TS	190	4 500	15 000	747	2 055	3 900
Pb-medel 0-1 m mg/kg TS				981	1 808	6 100

Styrande exponeringsvägar för riktvärdena för känslig markanvändning är intag av växter (kadmium och zink) och intag av jord (bly). Idag förekommer odling i pallkragar med tillförd jord. Intag av grönsaker som odlas i pallkragarna bedöms inte utgöra någon hälsorisk eftersom tillförd matjord har använts. I övrigt har äppelträd nyligen planterats på fastigheten. Skulle det i framtiden odlas frukt och grönsaker i större omfattning på fastigheten bedöms intag av sådan frukt och sådana grönsaker innebära en hälsorisk. Referensvärdet (KM) för bly för intag av jord är 440 mg/kg. Referensvärdet (KM) för kadmium för intag av jord är 25 mg/kg. Risk förknippad med intag av jord bedöms därför föreligga. Någon nämnvärd risk förknippad med inandning av damm eller hudkontakt bedöms inte föreligga.

#### 5.5.12 Risk för människors hälsa – vid eventuell förändrad markanvändning

Risker för människors hälsa har ovan bedömts utifrån nuvarande markanvändning. Undersökningsområdet är beläget nära vatten, vilket gör det attraktivt som bostadsområde. I översiktsplanen för Askersunds kommun som är under bearbetning är industriområdet, Åmmebergs hamn och Hägerön markerade som "Bebyggelseförtätning". Enligt muntliga uppgifter från Kenneth Berglund, Askersunds kommun, kommer emellertid markanvändningen i industriområdet och hamnen i översiktsplanen att ändras till "Verksamhetsförtätning".

Om markanvändningen i de delar av undersökningsområdet som idag används som golfbana, industri och hamn skulle ändras till bostäder skulle riskerna förändras.

Som kan utläsas av tabellerna ovan (se t.ex. *Tabell 5.10 – Tabell 5.12*) överskrider halterna av arsenik, bly, kadmium och zink de platsspecifika riktvärdena för känslig markanvändning. Anläggande av bostäder i området skulle således medföra att risk skulle föreligga för de människor som skulle bo i bostäderna. Riskerna skulle främst vara förknippade med intag av växter och intag av jord.

## 5.6 Risker för människors hälsa - akuttoxicitet

### 5.6.1 Akuttoxicitet som begrepp – humanrisker

Toxiciteten hos ett ämne beror bl.a. på exponeringstiden och man brukar därför skilja på akut och kronisk toxicitet. Akut toxicitet avser intensiv exponering för ett ämne under en kort tid, vanligen vid ett eller några enstaka tillfällen under upp till ett dygn. För att ett ämne ska räknas som akuttoxiskt bör de negativa hälsoeffekterna visa sig inom 14 dagar från exponeringstillfället. Hälsoeffekterna kan vara av mycket olika karaktär beroende på ämne och dosen som en person utsätts för, allt från lätt illamående till hastig död. För att beskriva ett ämnets akuttoxicitet måste därför även hälsoeffekterna anges.

Till skillnad från akuttoxicitet avser kronisk toxicitet upprepad exponering under lång tid, ofta exponering med små doser. De negativa effekterna av kronisk exponering kan visa sig långt efter att exponeringen börjat, ibland flera årtionden senare.

### 5.6.2 Intag av jord - mängder

Exponering för föroreningar genom intag av jord är generellt sett större för barn än för vuxna, eftersom barn har större benägenhet att inta jord p.g.a. beteendemönster under barndomen. Intaget av jord sker oavsiktligt genom att barn stoppar saker eller händerna i munnen. Beteendet betraktas som en naturlig fas i ett barns utveckling.

Små barn har ett naturligt beteende att stoppa fingrarna eller föremål i munnen, vilket är mest frekvent bland barn under 2 år. Genom detta hand-till-mun-beteende exponeras barnet för jord, damm och partiklar som fastnat på händer eller föremål.

Naturvårdsverkets generella riktvärden på att ett barn varje dag intar 150 mg jord (Naturvårdsverket, 2009).

I U.S. EPA (2002) bedöms att barn i åldrarna 1 till 6 år intar i medel 100 mg jord per dag, men att 200 mg/dag kan användas som ett konservativt medelvärde.

### 5.6.3 Intag av jord - barn som uppvisar pica-beteende

Avsiktligt högt intag av jord kallas pica och anses vara relativt ovanligt. I vidare mening omfattar pica frekvent intag av icke-livsmedel, d.v.s. inte bara jord, samt överdrivet, tvångsmässigt intag av mat och matliknande ämnen. Pica-beteende är vanligast hos barn mellan 1 och 6 års ålder, gravida kvinnor och personer med utvecklingsstörningar (Swift et al, 1999).

U.S. EPA (2002) bedömer att underlaget är begränsat för bedömning av barn med pica-beteende vad gäller jord, men ett intag av 10 gram per dag rekommenderas som ett rimligt värde att använda vid bedömning av akut exponering. Det värdet baseras emellertid bara på intaget hos ett enstaka pica-barn.

I Naturvårdsverkets rapport 5859 anges att pica-beteende vad gäller jord är ganska ovanligt (<1 % av barnen). Naturvårdsverket använder ett värde på 5 gram per dag.

#### 5.6.4 Referensvärden för akuttoxicitet – oralt intag hos människor

##### Allmänt

Referensvärden för akuttoxicitet vid oralt intag hos människor har samlats in från en rad källor. Bland annat har flera databaser genom sökts, exempelvis HSDB, RAIS, IPCS INCHEM, USEPAs Health Effects Notebook och ESIS. Två typer av referensvärden har sökts:

- Referensvärden för ej dödlig akuttoxisk dos, vanligen framtagna vid undersökning av människor som utsatts för höga doser.
- Referensvärden för dödlig akuttoxisk dos, vanligen framtagna genom försök på råttor eller andra mindre däggdjur.

Dessa värden har omräknats till halt i jord, med följande antaganden:

- Ett barn som väger 10 kg utsätts för den aktuella dosen vid ett enstaka tillfälle.
- Barnet exponeras vid detta tillfälle genom oralt intag av 5 gram förorenad jord.
- Biotillgängligheten (oralt intag) för arsenik är 30%, för bly 10 %, för kadmium 50% och för zink 50 % i det material barnet får i sig.

De valda biotillgänglighetsfaktorerna är högre än den högsta uppmätta biotillgängligheten av de sex prov som analyserats med BARGE. De är dessutom 75 – 100% högre än medelvärdet för biotillgänglighet. Eftersom den förorenade matrisen i hela området är relativt homogen anrikningssand från samma källa (anrikningsverket i Åmmeberg) anses dessa vara konservativt satta biotillgänglighetsfaktorer.

Vid beräkning av LD50-värden baserat på data för andra däggdjur (mus/råtta/marsvin/hund) har en säkerhetsfaktor på 100 använts – 10 gångers säkerhet för variationer mellan arterna och 10 gångers säkerhet för variation mellan olika människor, så att även de känsligaste individerna skyddas.

Hälsoeffekterna för den aktuella dosen anges i tabellerna för respektive ämne. Osäkerheten i de beräknade halterna är ofta stor på grund av osäkerheter i dataunderlaget samt gjorda antaganden. Därför bör man vara försiktig med att dra allt för långtgående slutsatser vid jämförelse med uppmätta halter i jord.

##### Referensvärden för bly

Hälsorisker med bly är huvudsakligen förknippade med kronisk exponering, det är ovanligt med akuta effekter (Health Protection Agency, 2012). De flesta referensvärden för akuttoxicitet som påträffas i litteraturen avser blyhalt i blodet. I *Tabell 5.15* redovisas beräknade akuttoxihalter i jord utifrån de akuttoxidoser som har hittats i litteraturen.

**Tabell 5.15.** Akuttoxdoser och beräknade akuttoxhalter i jord för bly, baserat på en biotillgänglighet för bly på 10 % och att ett barn som väger 10 kg får i sig 5 g jord vid ett tillfälle. För LD50-data har en säkerhetsfaktor på 100 använts för att ta hänsyn till variationer mellan arter och variationer i känslighet hos olika människor.

Akuttoxdos, mg/kg kroppsvikt	Akuttoxhalt i jord, mg/kg TS	Hälsoeffekt	Referens	Kommentar
0,02	400	Minskad aktivitet hos ALAD-enzymet	Calabrese et al (1997)	ALAD-enzymet används som en indikator på blypåverkan.*
191-313	38 000 – 63 000	Död	Sax and Lewis, 1989	LD50, lägsta värde för hund resp marsvin.
70	14 000	Död	IPCS INCHEM	LD50, data från försök med råttor

\*Minskad aktivitet hos ALAD-enzymet är en markör för blyexponering, men inte att betrakta som en akuttoxisk effekt.

På grund av det magra underlaget vad gäller akuttoxdoser har uppgifter om akuttoxicitet utifrån blyhalt i blodet inventerats. Mag- och tarmproblem kan uppkomma hos barn med blodblyhalter från ca 60 µg/dl och bly kan orsaka hjärnskador vid blodblyhalter från ca 80 µg/l (Health Protection Agency, 2012).

#### Korrelation blyhalt i mark - blodblyhalt

Det är inte helt enkelt att översätta halter i blod till en halt i jord. Under 70- och 80-talen gjordes studier på vilka blodblyhalter blyförorenad jord gav upphov till hos små barn. Dessa sammanfattas i en rapport från ATSDR (Agency för Toxic Substances and Disease Registry) från 1992. De olika undersökningarna som refereras där skiljer sig åt, både vad gäller utförande och resultat. Resultaten visar dock generellt en ökning av blodblyhalten på 5-10 µg/dl, med ett medelvärde på ca 7 µg/l, för varje ökning av blyhalten i jorden med 1000 mg/kg TS. Två av de refererade studierna studerade jord förorenad av gruvverksamhet. Där var ökningen 0,6 respektive 4,1 µg/dl för varje ökning av blyhalten i jord med 1000 mg/kg TS, alltså lägre än medelvärdet. Detta ligger i linje med resultat från flera andra undersökningar som visar att biotillgängligheten för bly är lägre i jord förorenad av gruvverksamhet (se avsnittet om biotillgänglighet ovan).

Den genomsnittliga blodblyhalten hos barn i Sverige, i områden utan punktutsläpp, är ca 2 µg/dl (Socialstyrelsen, 2005). Med antagandet att halten bly i blodet ökar med 5-10 µg/l för varje ökning av blyhalten med 1000 mg/kg TS skulle det krävas en blyhalt i jorden på 6 000-12 000 mg/kg TS för att komma upp i en blodblyhalt på 60 µg/dl, nivån där akuttoxiska effekter som illamående och diarré kan uppstå. Sannolikt skulle det för

anrikningssanden i Rosthytteområdet krävas en högre blyhalt för att komma upp i en blodblyhalt på 60 µg/dl, eftersom biotillgängligheten för bly är låg.

#### Referensvärden för kadmium

I *Tabell 5.16* redovisas beräknade akuttoxhalter för kadmium i mark utifrån akuttoxdoser från litteraturen.

**Tabell 5.16.** Akuttoxdoser och beräknade akuttoxhalter i jord för kadmium baserat på en biotillgänglighet för kadmium på 50% och att ett barn som väger 10 kg får i sig 5 g jord vid ett tillfälle.

Akuttoxdos, mg/kg kroppsvikt	Akuttoxhalt i jord, mg/kg TS	Hälsoeffekt	Referens	Kommentar
0,043-0,07	172-280	Irritation i mage/tarm samt kräkningar hos barn	Calabrese et al (1997)	0,043 mg/kg kroppsvikt motsvarar NOEL.
0,6-2,8	2 400 – 11 200	Skador på benmärgsceller	IPCS INCHEM	Försök på möss.
5-127	20 000 - 500 000	Död	IPCS INCHEM	Beräknat på dosen 300-8900 mg för vuxen.
25	100 000	Död	Calabrese et al (1997)	

#### Referensvärden för zink

I *Tabell 5.17* redovisas beräknade akuttoxhalter i mark utifrån akuttoxdoser från litteraturen.

**Tabell 5.17.** Akuttoxdoser och beräknade akuttoxhalter i jord för zink baserat på en biotillgänglighet för zink på 50 % och att ett barn som väger 10 kg får i sig 5 g jord vid ett tillfälle.

Akuttoxdos, mg/kg kroppsvikt	Akuttoxhalt i jord, mg/kg TS	Hälsoeffekt	Referens	Kommentar
29	116 000	Kräkningar och diarré	Haddad (1998)	Omräknat från intag av 2 g zink.
150	600 000	Apati, dåsighet, ostadig gång	HSDB (ref. Murphy, 1970)	Omräknat från intag av 15 g zink.
106	424 000	Död	Sax and Lewis (1989)	LD50, oralt intag hos människa avseende zinksulfat

### Referensvärden för arsenik

Enligt Naturvårdsverket (2009) är TDAE (tolerabel dos för akuta effekter för aktuellt ämne) för arsenik 0,05 mg/kg kroppsvikt (med hänvisning till White, 1999; ATSDR, 1989; IMM, 1990 och Hamamoto E, 1995). För ett barn (10 kg) som intar 5 gram motsvarar det en halt i jord av 100 mg/kg. Med justering för biotillgängligheten (bedömd till 30% för arsenik) motsvarar det 300 mg/kg.

#### 5.6.5 Bedömning av risk för akuttoxiska effekter vid intag av jord i Rosthytteområdet

Vad gäller bly indikerar de data som föreligger att en halt på 14 000 mg/kg TS i jord skulle kunna vara dödlig om ett barn (10 kg) får i sig 5 g vid ett tillfälle och om biotillgängligheten är 10 % samt om en säkerhetsfaktor på 100 används.

När det gäller andra akuttoxiska effekter, som kräkningar eller diarré, indikerar genomgången av litteratur, antaganden och beräkningar att sådana effekter kan uppkomma om ett barn (10 kg) får i sig 5 gram jord med en blyhalt på 6 000-12 000 mg/kg.

Den högst uppmätta halten bly i jord i undersökningsområdet är ca 100 000 mg/kg TS (53 000 mg/kg enligt XRF-mätning), d.v.s. den överskrider de akuttoxiska halterna ovan. Risken för akuttoxiska effekter, som kräkningar eller diarré, eller dödlig blyförgiftning p.g.a. intag av jord bedöms trots det som låg utifrån:

1. Endast en mindre andel av barnen (<1 % enligt Naturvårdsverket) uppvisar pica-beteende.
2. Små barn, som är de som uppvisar mest risk att få i sig jord, som vistas i Rosthytteområdet (på golfbanan, industriområdet eller i Ämmebergs hamn) är sannolikt under uppsikt en stor del av tiden med tanke på närheten till vatten (hamnen), arbetsmaskiner på industriområdet mm. I studier av pica-barn och av hur mycket jord barn får i sig vistas barnen i sina naturliga miljöer – på tomtmark och på lekplatser (USEPA, 2002). Sannolikheten att barn får i sig stora mängder jord på Rosthytteområdet torde vara mindre än hemma på tomten eller på lekplatsen.
3. Sannolikheten att ett barn som vistas i Rosthytteområdet intar jord med höga halter bly är liten, eftersom gruvavfallet med de högsta halterna bara ligger exponerat i små delområden.
4. I LD50-värdena ingår en säkerhetsfaktor på 100.
5. Sannolikt skulle det för anrikningssanden i Rosthytteområdet krävas en högre blyhalt än 6 000-12 000 mg/kg TS för att komma upp i en blodblyhalt på 60 µg/dl, d.v.s. den blyblodhalt då illamående och diarré kan uppstå, eftersom biotillgängligheten för bly är låg.

Vad gäller kadmium indikerar de data som föreligger att irritation i mage/tarm samt kräkningar hos barn skulle kunna uppstå om ett barn (10 kg) får i sig 5 g jord med kadmiumhalt 172-280 och om biotillgängligheten är 50 %. Skador på benmärgsceller kan utifrån samma antaganden uppstå om kadmiumhalten är 2 400-11 200 mg/kg. Den högsta kadmiumhalt som har uppmätts är 244 mg/kg (lab-analys). Risken för akuttoxiska effekter p.g.a. intag av jord bedöms därför vara mycket låg vad gäller jordens innehåll av kadmium.

Vad gäller zink indikerar de data som föreligger att kräkningar och diarré skulle kunna uppstå om ett barn (10 kg) intar 5 g jord med zinkhalt 116 000 mg/kg och om biotillgängligheten är 50 %. Vidare skulle en halt på 424 000 mg/kg TS i jord kunna vara dödlig. Den högsta zinkhalt som har uppmätts i jordproven är 390 000 mg/kg (XRF-mätning). Den högsta halt som uppmätts i prov från ytliga jordlager (0-1 m) är 160 000 mg/kg. Risken för akuttoxiska effekter vid intag av jord bedöms därför vara mycket låg vad gäller jordens innehåll av zink.

I ett av 55 st prov som har analyserats på laboratorium har arsenikhalten överskridit 300 mg/kg (440 mg/kg). Risken för akuttoxiska effekter med anledning av arsenikhalterna bedöms vara låg, men kan inte uteslutas.

Sammanfattningsvis föreligger risk för akuttoxiska effekter p.g.a. exponering för jord inom Rosthytteområdet, men risken bedöms som låg.

## 5.7 Risker för människors hälsa – ytvatten

### 5.7.1 Riskbedömning med avseende på intag av dricksvatten och bad

För bedömning av risker vid intag av dricksvatten från Vättern och bad i Kärrafjärden har halter i Kärrafjärden jämförts med rikt- och gränsvärden för dricksvatten. Vad gäller intag av dricksvatten överskattar jämförelsen risken, eftersom halterna i Kärrafjärden är högre än halterna i Vättern. Vad gäller bad överskattar denna jämförelse kraftigt risken, eftersom gränsvärdena för dricksvatten baseras på att man ska kunna dricka flera liter vatten per dag. Vid bad handlar det snarare om någon enstaka kallsup. Risker förknippade med eventuellt intag av grönsaker som har bevattnats med vatten från Kärrafjärden har bedömts genom att jämföra halter i Kärrafjärden med riktvärden för bevattningsvatten.

I *Tabell 5.18* jämförs uppmätta metallhalter i ytvatten med dricksvattenkriterier.



**Tabell 5.18.** Jämförelse mellan halter bly, kadmium och zink i ytvatten och dricksvattenkriterier samt riktvärden för bevattningsvatten. Provpunkterna 1170 (Åmmelångens utlopp), 1220 (Salaåns utlopp) och 1271 (Kärrafjärdens utlopp) är hämtade ur Medins (2007 och 2010) och gäller för 2004-2006 samt 2007-2009. Samtliga halter anges i enheten µg/l.

	Rikt-/gränsvärden dricksvatten											
	Bly				Kadmium				Zink			
SLV, 2001	10				5							
CCME, 2002b	10				5				5 000			
	Riktvärden bevattningsvatten											
CCME, 2005	200				5,1				1 000-5 000			
	Halter i ytvatten											
	07-09	-11*	-12**	13	07-09	-11*	-12**	13	07-09	-11*	-12**	13
Åmmelången avfl (1170)	5	2,1	4,2	4,7	0,027	<0,027	0,026	0,025	14	11	13	13
Salaån (1220)	5	2,2	3,2	4,5	0,16	<0,059	0,11	0,16	128	97	147	158
Kärrafjärden utfl (1271)	6,1	1,0	4,3	3,7	0,083	<0,036	0,06	0,06	130	76	107	73

\* filtrerade prov \*\* proven filtrerades fram till sommaren 2012

Som framgår av *Tabell 5.18* underskrider halterna i Kärrafjärden redovisade rikt- samt gränsvärden för dricksvatten. Intag av dricksvatten som producerats med råvatten från Vättern bedöms därför inte utgöra någon risk för människor, vad gäller vattnets innehåll av aktuella metaller. Intag av vatten i samband med bad bedöms på samma sätt inte utgöra någon risk för människor.

Förutom vid det kommunala badet vid golfbanan i Kärrafjärden badas det från båtbyggarna i Tomteviken. Badande vid bryggorna bedöms inte kunna komma i kontakt med jord eller sediment med höga halter metaller.

Eventuellt intag av grönsaker som har bevattnats med vatten från Kärrafjärden bedöms inte utgöra någon hälsorisk vad gäller vattnets innehåll av bly, kadmium och zink.

### 5.7.2 Riskbedömning med avseende på intag av fisk och kräftor

Uppskattningar av referenshalter i ytvatten för intag av fisk kan göras enligt nedan.

$$C_{sw} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot BCF_{fisk}}$$

där  $TRV$  är det toxikologiska referensvärdet (d.v.s. TDI för icke genotoxiska ämnen),  $f_f$  är antagen andel av det totala intaget av fisk som utgörs av fisk från Kärrafjärden,  $BCF_{fisk}$  är biokoncentrationsfaktor (eller bioackumulationsfaktor) för fisk och  $R_{if}$  är dagligt intag av fisk per kg kroppsvikt (här 0,0012 kg/kg,d).

Referenshalterna kan sägas motsvara de halter som kan accepteras i ytvatten utan att koncentrationerna i fisk riskerar att bli så höga att intag av fisken medför hälsofara. Ingångsdata och resultatet av beräkningarna redovisas i *Tabell 5.19*.

**Tabell 5.19.** Beräknade referenshalter i ytvatten ( $C_{sw}$ ) samt de värden för TDI och  $BCF_{fisk}$  som använts i beräkningarna, liksom jämförelse med uppmätta medelhalter i Kärrafjärden 2007-2009 (ofiltrerade prov). Det har antagits att en vuxen person intar ca 13 kg fisk per år och att barn intar ca 7 kg fisk per år samt att 25-50% av all fisk som äts kommer från Kärrafjärden.

Ämne	TDI *	$BCF_{fisk}$ *	$C_{sw}$	Kärrafjärden 2007-2009
	(mg/kg,d)	(mg/kg fv/mg/l)	( $\mu$ g/l)	( $\mu$ g/l)
Pb	0,0035	300	20-40	6,1
Cd	0,0002	200	2-3	0,08
Zn	0,3	1 000	500-1 000	130

\*Naturvårdsverket, 2009

Som kan utläsas av *Tabell 5.19* underskrider halterna i Kärrafjärden de beräknade referenshalterna. Intag av fisk från Kärrafjärden bedöms därför inte utgöra någon betydande hälsorisk, vad gäller fiskens innehåll av bly, kadmium och zink.

Skaldjur (signalkräfter) förekommer i Kärrafjärden. Det finns inte någon systematisk skillnad vad gäller upptag av metaller för fisk och invertebrater. Biokoncentrationsfaktorer (BCF) kan skilja mellan akvatiska djur och varierar med flera storleksordningar mellan olika fiskarter, ofta beroende av deras proteininnehåll (pers. komm. Holmqvist, 2007). Med anledning av detta antas att bedömningen av risk för hälsoeffekter vid intag av fisk även speglar eventuell risk vid intag av kräftor. Intaget av kräftor torde vidare vara betydligt mer begränsat än intaget av fisk.

## 5.8 Risker för markmiljön

För att beskriva risken för påverkan på markmiljön har de uppmätta halterna i jord inom undersökningsområdet jämförts med Naturvårdsverkets referensvärden för skydd av markmiljön.

För undersökningsområdet eller omgivningen finns inga uppgifter om särskilt känsliga eller skyddsvärda arter (marklevande organismer och växter). Det har därför bedömts att jämförelsen kan göras med referensvärdena för MKM. För områdena med bostäder (Hyttbacken 2:17 och Hägerön) görs jämförelsen emellertid med referensvärdena för KM.

**Tabell 5.20.** Jämförelse mellan referensvärden för skydd av markmiljön (Naturvårdsverket, 2009) och halter i jord inom Rosthytteområdet (enligt laboratorieanalyser, n 55 och XRF-mätningar, N 1499) (mg/kg TS).

Ämne	Ekotox. värde markfunktionen,		Jord Rosthytteområdet	
	E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub>	Medel	Max
Arsenik (lab)	20	40	32	406
Bly (lab) (XRF)	200	400	7 100 2 700	101 000 53 000
Kadmium (lab)	4	20	47	270
Zink (lab) (XRF)	250	500	35 600 21 000	166 000 390 000

**Tabell 5.21.** Jämförelse mellan referensvärden för skydd av markmiljön (Naturvårdsverket, 2009) och halter i jord inom Hyttbacken 2:71 och Hägerön (mg/kg TS).

Ämne	Ekotox. värde markfunktionen,		Hyttbacken		Hägerön	
	E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub>	Medel	Max	Medel	Max
Arsenik (lab)	20	40			11	71
Bly (lab) (XRF)	200	400	980	8 300	600	2 600
Kadmium (lab) (XRF)	4	20	8	100	9	40
Zink (lab) (XRF)	250	500			5 500	34 600

Som kan utläsas av *Tabell 5.20-21* överskrider halterna i jorden (gruvavfallet) kraftigt referensvärdena för skydd av markmiljön. Markens ekologiska funktioner kan således förväntas vara kraftigt störda och i vissa delar av området finns tecken på störning.

I begränsade områden med äldre gruvavfall, med höga halter bly, kadmium och zink, i jord nära markytan har vegetationen anpassat sig i så måtto att antalet arter är begränsat och att det har utvecklats populationer som är genetiskt anpassade till den ovanliga miljön. Dessa arter, främst gräs, har utvecklat ett hållbart men begränsat och ömtåligt marktäck.

En kartläggning av vegetationen inom undersökningsområdet genomfördes 2012. Vid kartläggningen identifierades ett särskilt område, omfattande ca 2000 m<sup>2</sup>, där förekomsten av anpassade populationer med gräs är särskilt framträdande. I övriga delar av undersökningsområdet finns ställvis mindre uttryck för samma belastning på vegetationen, vilket syns som mellanvenskloros (bladen får en grön gul färg men bladnerverna förblir gröna). Kloros är symptomatiskt för stress p.g.a. zinköverskott hos växter som inte har utvecklat tåliga stammar. Kloros har emellertid bara noterats lokalt och i mycket begränsade delar av vegetationen.

Några risker för växter och djur i närheten av området bedöms dock inte föreligga. Växtligheten i områdets närhet visar inga synbara tecken på påverkan av metaller.

## 5.9 Risker för ekosystemet i recipienten

För att beskriva riskerna för ekosystemet i recipienten Kärrafjärden redovisas inledningsvis resultat från undersökningar avseende fisk, bottenfauna och växtplankton som genomförts i området. Därefter redovisas vatten- och sedimentkvaliteten i recipienten och jämförs med olika bedömningsgrunder.

### 5.9.1 Fisk

Nedan sammanfattas genomförda undersökningar avseende fisk i Kärrafjärden.

I september 2000 utfördes ett provfiske i Kärrafjärden med s.k. översiktsnät, som innehåller olika maskstorlekar för att fånga fisk av varierande storlek. Sammanlagt nio fiskarter påträffades, vilket betraktas som förhållandevis artrikt. Påträffade arter var abborre, gers, mört, siklöja, braxen, löja, björkna, nors och gädda (Lindeström, 2001). Fisksamhällets biomassa och individrikedomen i Kärrafjärden angavs kunna betecknas som måttligt hög samtidigt som storleksfördelningen inom arterna såg normal ut. Inga skador i form av sår, ryggradskrökningar eller dylikt observerades. Noterbart är även att ingen fisk fångades inom djupnivån 12-16 meter.

Vid provfiske i Kärrafjärden i september 2005 fångades elva fiskarter; abborre, gös, gers, mört, siklöja, björkna, nors, löja, gädda, braxen och sarv. Antalet arter och artdiversiteten visade på mycket högt värde enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Medins, 2006).

I augusti 2009 provfiskades Kärrafjärden med 40 bottensatta nät och 4 pelagiska nät (så kallade skötar). De pelagiska näten fiskade på djup från 0-12 meter. Totalt fångades elva fiskarter; abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, gädda, gös, mört, nors, sarv och siklöja. På större djup än 6-12 m minskade fångsten drastiskt, vilket bedömdes bero på nästintill total syrebrist på djupet. Samtidigt med provfisket i Kärrafjärden provfiskades i Alsen. Där påträffades samma elva arter som i Kärrafjärden samt sutare (Länsstyrelsen i Örebro län, 2011).

Vid provfiske i Kärrafjärden i september 2010 fångades tio arter; abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, gös, mört, nors, sarv och siklöja. Den uppmätta temperaturprofilen visade på ett starkt språngskikt vid 13 m. Under detta skikt fångades i princip ingen fisk,

något som starkt indikerar att syrebrist i bottenvattnet förelåg. Sammantaget visade provfisket 2010 att Kärrafjärdens ekologiska status var god. Resultaten avvek obetydligt från tidigare års undersökningar (Medins, 2011).

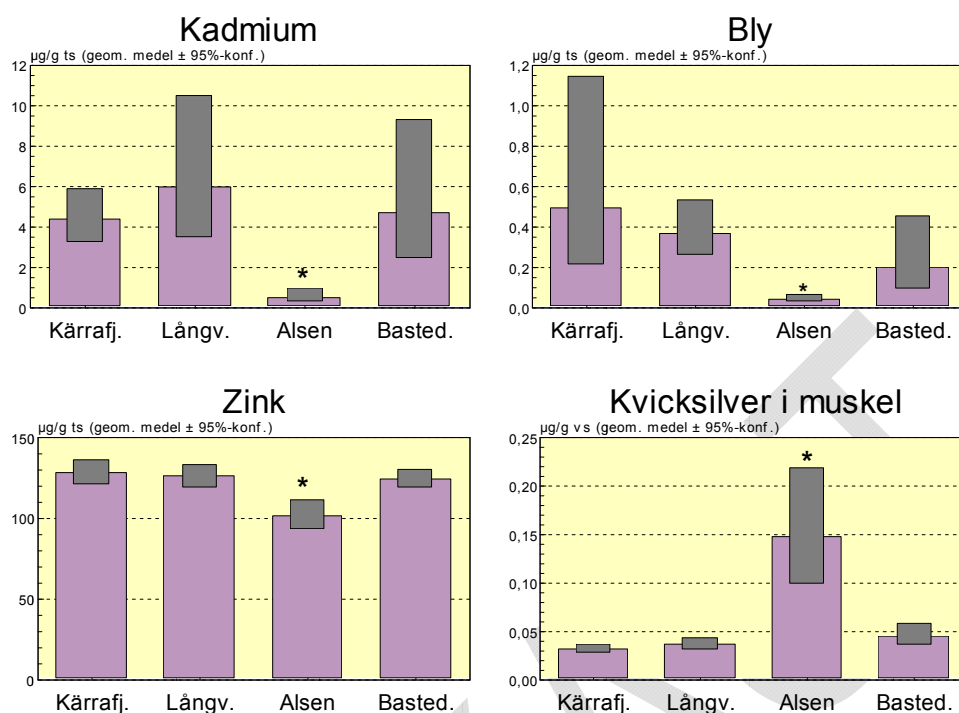
Vid provfisket 2010 analyserades lever och muskel från abborre med avseende på metaller. Abborrarna kom från Kärrafjärdens inre (vid Salaåns utlopp) respektive yttre (vid fjärdens utlopp) delar. Lever från abborre analyserades med avseende på ett antal olika metaller, och kvicksilver analyserades på muskel. Resultaten redovisas i *Tabell 5.22*. Inga fiskar hade kvicksilverhalter i muskel som översteg livsmedelsverkets gränsvärde för saluföring på 0,5 mg/kg.

**Tabell 5.22.** Metallhalter i abborrelever (Hg i muskel) vid undersökning 2010. (från Medins, 2011)

	Lever (mg/kg TS)										Muskulatur (mg/kg VV)
	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	As	Mn	Hg
Kärrafjärden, inre	0,45	2,8	0,54	6,4	0,13	0,21	<0,063	125	3,1	14,5	0,07
Kärrafjärden, yttre	0,72	4,02	0,99	8,5	0,13	0,26	<0,071	122	2	16,3	0,09

Utöver påträffade arter ovan har bl.a. lake fångats vid sportfiske i Kärrafjärden.

I norra Vättern och dess fjärdar genomfördes hösten 1999 en specialstudie på abborre. En motsvarande undersökning gjordes i samma område hösten 1990. Abborrhonor inom ett begränsat storleksintervall infångades från Långviken och Kärrafjärden samt från två jämförelseområden i sjön Alsen och utanför Bastedalen i nordöstra Vättern. En fiskfysiologisk undersökning gjordes på ett relativt stort antal abborrar från varje lokal. Metallanalyser utfördes på lever (Cu, Pb, Zn, Cd och As) och muskelvävnad (Hg).



**Figur 5.8.** Metallhalter i lever (kadmium, bly och zink) respektive kvicksilverhalt i muskel hos abborre från Kärrafjärden, Långviken, Alsen och Bastedalen, hösten 1999. Geometrisk medelvärde med 95 % konfidensintervall av ett total fiskar per lokal. Statistisk signifikans ( $p < 0,05$ ) mellan Alsen och de övriga stationerna för zink, bly och kadmium i lever samt kvicksilver i muskel \*\*\* (ur Lindström, 2001).

Jämfört med Alsen samt abborre från södra delarna av Vättern och Vänern registrerades förhöjda halter av kadmium och bly i abborrlever från Långviken och Kärrafjärden, men även i Bastedalen. För metallerna zink och koppar, som ingår i flera livsuppehållande system och fisken därmed har god förmåga att reglera, var skillnaden liten mellan lokalerna. Kvicksilver förekom i stället i påtagligt låga halter i abborrmuskulatur från fjärdarna och vikarna i norra Vättern. Detta fenomen har tidigare iakttagits, både i detta område och i andra recipienter till sulfidmalmsgruvor.

Ett trettiotal olika fysiologiska variabler bestämdes på närmare hundra abborrhonor från de fyra lokalerna. Inga indikationer framkom som tyder på att hälsotillståndet hos fisken i Långviken och Kärrafjärden skulle vara negativt påverkat av dess exponering för metaller. De variabler som beskriver fiskens kondition, könsorganens utveckling, blodets sammansättning, immunförsvaret och leverns funktion och struktur låg på normala nivåer.

Förutom abborre har även gädda undersökts i det aktuella området, då företrädesvis kvicksilverhalten i muskelvävnad analyserats. Gäddor från Kärrafjärden uppvisade, i likhet med abborre ovan, väsentligt lägre kvicksilverhalt (ca 0,1 mg/kg färskvikt) jämfört med övriga delar av Vättern (0,2-0,4 mg/kg) vid en undersökning 1982.

Sammanfattningsvis kan konstateras att fisken i Kärrafjärden har förhöjda halter av bly och kadmium i levervävnad. Inga tecken finns dock på att fisken eller fisksamhället skulle vara negativt påverkat av denna exponering. Det kan även tilläggas att fisken från Kärrafjärden har anmärkningsvärt låga halter kvicksilver i muskelvävnaden, vilket sannolikt beror på de höga zinkhalterna i vattnet.

### 5.9.2 Växtplankton

Växtplankton har sedan år 2000 provtagits årligen vid en punkt i Kärrafjärden (pkt 1270), som del av Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde. Proven har analyserats med avseende på biomassa och artrikedom. Subletala effekter har inte studerats och inte heller biomassa eller artdiversitet hos djurplankton.

Biomassan har varit relativt konstant under perioden 2000-2012, förutom år 2001 då den var högre än vanligt. Värdena ligger mellan 1,2 - 2,5 mm<sup>3</sup>/l, vilket är medelhögt för sjöar med måttlig tillförsel av näringsämnen, såsom Kärrafjärden.

Sedan 2001 har kiselalger dominerat biomassan medan rekylalger och ibland dinoflagellater och guldalger varit subdominanter. Denna fördelning är typisk för sjöar med liknande näringshalter som Kärrafjärden.

Artrikedomen i Kärrafjärden har ökat med ungefär 20% under det senaste decenniet. Ökningen skulle kunna vara en effekt av minskade halter metaller i vattnet. Några av metallerna som minskat i koncentration i Kärrafjärdens vatten under det senaste decenniet har dokumenterat negativ effekt på växtplankton, särskilt koppar, kadmium och zink. Vidare har cyanobakterier varit den grupp växtplankton som ökat mest i antal under denna tid och de anses ibland vara mer känsliga för metallföroreningar än övriga grupper. Vad som talar emot att ökningen i artrikedom är en effekt av minskade halter metaller är att en liknande ökning i artrikedom har skett i sjön Alsen, som inte är belastad av metaller på samma sätt. Dessutom skedde den största ökningen i artrikedom 2004-2005, utan att halterna av metaller ändrades mer just under den perioden. Vidare har inga statistiskt säkerställda samband mellan minskad biomassa eller artrikedom och ökande metallhalter hittats (Medins, 2012b).

Eventuella negativa effekter av höga halter metaller på växtplanktonsamhället kan döljas genom indirekta effekter med motsatt verkan. Djurplankton livnär sig på växtplankton och påverkar således växtplanktonsamhället. Vissa djurplankton verkar känsligare för kadmium än växtplankton. Det är således möjligt att negativa effekter på djurplankton kan ge en positiv förändring i växtplanktonsamhället, t.ex. ökat antal arter (Medins, 2012b).

Sammantaget visar undersökningarna att växtplanktonsamhället är typiskt för måttligt näringsrika förhållanden, utan synbar negativ påverkan av metaller.

### 5.9.3 Bottenfauna

Inom ramen för Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde provtas bottenfauna i profundalen (15-16 m djup) och sublitoralen (6-7 m djup) i en punkt samt i litoralen i tre punkter, se *Figur 5.9*. Provtagningar i dessa punkter har utförts årligen sen

år 2000. Åren 1998 och 1999 provtogs bottenfauna i profundalen söder om Askersunds golfbana. Bottenfauna provtas även i bl.a. Alsen (årligen) och Viksjön (vart femte år).



**Figur 5.9.** Provtagningspunkter för vatten (metallanalys) och bottenfauna inom Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde.

### Profundal och sublitoral

Bottenfaunan i djuphålan i Kärrafjärden har varit negativt påverkad av de återkommande låga syrgashalterna i bottenvattnet. Värdena på artantal och föroreningsindex har indikerat näringsrika förhållanden. Bedömningen av Kärrafjärdens eutrofieringsstatus motsägs av de vattenkemiska resultaten, och det finns därför en misstanke om att det egentligen är höga metallhalter som påverkat bottenfaunan negativt, med exempelvis ovanligt låga tätheter i sublitoralytan (Medins, 2013). Med tanke på provtagningsdjupet (7-8 meter) kan förändringar i bottenfaunans sammansättning bero på hur djupt språngskiktet ligger respektive år (skriftlig uppgift från Per Mossberg, 2013).

Missbildade chironomider (fjädermygglarver), vilket kan vara en indikation om påverkan av miljögifter och industriavfall t.ex. tungmetaller, pesticider och DDT, har observerats i proverna vid några tillfällen, framför allt i sublitoralytan, se *Tabell 5.23* och *5.24*.

**Tabell 5.23.** Missbildningar (mundelsskador) på chironomider från Kärrafjärdens sublitoral mellan åren 2000 och 2012 (Medins, 2009, 2010, 2011, 2012a och 2013).



	-00	-01	-02	-03	-04	-05	-06	-07	-08	-09	-10	-11	-12
Totalt antal individer	17	7	8	8	12	11	13	8	14	18	1	4	8
Antal individer med missbildning	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0

**Tabell 5.24.** Missbildningar (mundelsskador) på chironomider från Kärrafjärdens profundal mellan åren 2000 och 2012 (Medins, 2009, 2010, 2011, 2012a och 2013).

	-00	-01	-02	-03	-04	-05	-06	-07	-08	-09	-10	-11	-12
Totalt antal individer	3	5	15	9	10	69	2	2	3	2	6	5	2
Antal individer med missbildning	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

Som kan utläsas av *Tabell 5.23 och 5.23* har fem av de över 260 chironomider som påträffats i sublitoral och profundal vid provtagningar åren 2000-2012 varit missbildade. I Alsen har åtta av drygt 1100 chironomider som påträffats i sublitoral och profundal vid årliga provtagningar under samma period varit missbildade. I Viksjön har fyra av drygt 400 chironomider som påträffats vid provtagningar i sublitoral och profundal år 2000, 2005 och 2010 varit missbildade.

Missbildningsfrekvensen hos chironomider i sublitoralen och profundalen i Kärrafjärden under perioden 2000-2012 (2%) har således varit något högre än missbildningsfrekvensen i Alsen (0,7%) och Viksjön (0,9%). Den något högre frekvensen skulle kunna bero på att Kärrafjärden i något högre grad än Alsen och Viksjön är påverkad av förorening.

Martinez et. al. (2002) studerade chironomider och sediment i ett område förorenat av metaller från gruvverksamhet och fann att missbildningsfrekvensen i de förorenade lokalerna var mellan 3,8 och 10,3%, jämfört med 0,9% i kontrolllokaler. En signifikant korrelation observerades mellan metallhalter (As, Cd, Cu och Pb) i sedimenten och missbildningsfrekvensen. Swansburg et al (2002) studerade chironomider i vattendrag som belastas av avrinning från gruvor. Missbildningsfrekvensen var signifikant förhöjd i de provtagningslokaler som belastas av föroreningar från gruvor (1,43 +/- 0,24%) jämfört med referenslokalerna (0,79 +/- 0,22%).

Langer-Jeasrich et. al. (2010) ifrågasätter hur tillförlitligt det är att använda missbildade chironomider som en indikator på toxiska föroreningar i vatten och sediment. Bl.a. framförs att missbildade chironomider har påträffats även i opåverkade områden och att missbildningsfrekvensen där har varierat över året. Vidare påpekas att det i de flesta fall då missbildningar har konstaterats inte har varit möjligt att koppla dessa till en specifik förorening. Reynolds och Ferrington (2001) undersökte chironomider i ett område i Kansas som är påverkat av metaller och jämförde missbildningsfrekvens med halter av bly, kadmium och zink i sedimenten. Ingen av metallerna var signifikant förutsäggande av missbildningar.

Medins (2012b) bedömer att bottenfaunasamhället i Kärrafjärden är relativt normalt sammansatt, men att de missbildningar på chironomider som har påvisats vissa år indikerar en föroreningseffekt. Orsaken till missbildningarna bedöms av Medins (2012b) vara höga halter metaller i sedimenten.

#### Litoral

Utifrån resultaten för undersökningarna 2008-2012 har ingen av de tre strandnära lokalerna (litoralen) bedömts som påverkade av försurning eller eutrofiering. Inte heller har det hittats några missbildningar på chironomider (2000-2012 har 5800 individer undersökts). Vid golfbanan har dock en påverkan bedömts föreligga, indikerad av låga värden på flera index. T.ex. har antalet taxa varit lägre vid golfbanan än vid utloppet från Kärrafjärden och EPT-index indikerar lägre diversitet vid golfbanan än vid utloppet. Vid undersökningen 2012 var individtätheten vid golfbanan mycket låg. Enligt Medins (2013) kan det inte uteslutas att bland annat höga metallhalter i vattnet eller bottensedimentet har påverkat bottenfaunan på lokalen negativt. MILA-index indikerar att statusen är mycket sur till måttligt sur. Surhetsklassningen motsägs dock av vattenkemin, varför Medins (2009) inte kan utesluta att de höga metallhalterna påverkat bottenfaunan negativt, och då yttrat sig som en svag försurningspåverkan. Även vid Salaåns utlopp tycks bottenfaunan vara störd, med bl.a. en mycket låg diversitet vissa år.

En annan tänkbar förklaring till bottenfaunans sammansättning vid golfbanan skulle kunna vara att botten är instabil och består av sand (anrikningssand). De arter som påträffas i stort antal på lokalen är bl.a. *Centroptilum leteolum* och *Ceratopogonidae*. *Centroptilum leteolum* ("sandsimmar-slända") är lätttrölig och vanlig på instabila sandbottnar. *Ceratopogonidae* är frsimmande rovdjur som ofta uppvisar hög täthet på instabila sandbottnar. Filterrare saknas däremot vid provtagningar 2010, 2011 och 2012. Gruppen filterrare missgynnas av uppvirvat bottensediment i vattnet och saknas ofta på lätttröliga sandbottnar. Sammantaget tyder det mesta på att bottenfaunans sammansättning vid golfbanan främst styrs av instabila, lättuppvirvlande bottnar. Botten typen leder vanligen till låga värden på både artantal och individtäthet (skriftlig uppgift från Per Mossberg, 2013).

#### 5.9.4 Vattenkvalitet

##### Bedömningsgrunder

I Kanada har man tagit fram kvalitetskriterier för ytvatten med avseende på skydd av akvatiskt liv (CCME, 2006). Kriteriet är tänkt att skydda alla former av akvatiskt liv i alla delar av deras livscyklar. Kriterierna är framtagna genom att man inventerat tillgängliga toxikologiska data, använt LOEL-data (LOEL = Lowest Observed Effect Level, d.v.s. den lägsta nivå där man sett någon typ av effekt) för den känsligaste organismen och dividerat det värdet med 10. Sammantaget innebär det ett mycket strängt kriterium.

I USA har EPA (Environmental Protection Agency) tagit fram riktvärden för vattenkvalitet avseende ekotoxikologiska effekter – "National recommended water quality criteria" (US EPA, 2009). Riktvärden finns dels för långvarig (kronisk) exponering ("Criterion

Continuous Concentration") och dels för kortvarig exponering ("Criteria Maximum Concentration"). Riktvärdena avser halter lösta metaller (efter filtrering 0,45 µm).

För ytvattenförekomster som Kärrafjärden gäller miljö kvalitetsnormer för prioriterade ämnen (2013/39/EU) som bly och kadmium. Miljö kvalitetsnormerna avser "lösta" metallhalter efter filtrering (0,45 µm). Gränsvärdet för kadmium är beroende av vattnets hårdhet. Baserat på kalciumhalten i utflödet från Kärrafjärden (17 mg/l) ligger miljö kvalitetsnormen för kadmium i Kärrafjärden förmodligen på 0,08 µg/l (årsmedelvärde) respektive 0,45 µg/l (maximal tillåten koncentration). För bly är gränsvärdet 1,2 µg/l angivet som årsmedelvärde och avser den biotillgängliga koncentrationen.

Naturvårdsverket tog 2008 fram ett förslag till gränsvärden för särskilt förorenade ämnen (SFÄ), som ett stöd till vattenmyndigheterna i deras arbete med att klassificera ekologisk status och fastställa miljö kvalitetsnormer. Gränsvärdena avser årsgenomsnittet för ämnena och för metaller avser gränsvärdena den lösta delen metall, d.v.s. koncentrationen i den fas som erhålls efter filtrering genom ett 0,45 µm filter. Vid utvärdering av övervakningsdata mot gränsvärdena för metaller bör hänsyn tas till metallens biotillgänglighet, naturliga bakgrundshalter, typ av utsläppskällor och konstaterade biologiska effekter i området. Det finns gränsvärdena föreslagna för bl.a. zink, baserade på adderad risk, d.v.s. värdet avser den zink som är tillfärd vattendragen utöver bakgrundshalter (av människan ej tillförda mängden). Gränsvärdena för zink är 8 µg/l vid hårdhet > 24 CaCO<sub>3</sub>/l och 3 µg/l vid hårdhet < 24 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Baserat på kalciumhalten i utflödet från Kärrafjärden (17 mg/l) skulle gränsvärdet för zink vara 8 µg/l. De föreslagna gränsvärdena grundar sig på toxicitetsdata från laboratorietest. För zink har NOEC-värden (No Observed Effect Concentration) använts för att ta fram ett PNEC (Predicted No Effect Concentration) med en statistisk metod. Metoden bygger på att arters känslighet för ett ämne kan beskrivas som en statistisk frekvensfördelning (SSD). Genom att beräkna den 5:e percentilen (HC5) av frekvensfördelningen kan den koncentration av ämnet fastställas, som kan anses säker för 95 % av alla arter. PNEC för zink har sedan beräknats genom att detta värde har delats med en säkerhetsfaktor på 2.

För Vättern, söder om Hammarsundet, gäller förordningen (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Miljö kvalitetsnormerna gäller inte för Kärrafjärden, men redovisas för jämförelse. Miljö kvalitetsnormerna avser dels värden som inte får överskridas eller underskridas annat än i viss angiven utsträckning, dels värden som ska eftersträvas. För vatten med den aktuella hårdheten får zinkhalten i vatten, som totalhalt, inte överstiga ca 700 µg/l för att inte riskera att skada fisk samhällena.

En sammanställning av bedömningsgrunderna redovisas i *Tabell 5.25* nedan.

**Tabell 5.25. Sammanställning av olika ytvattenkriterier. Samtliga halter anges i enheten µg/l.**

	Rikt-/gränsvärden akvatiskt liv			Kommentar
	Bly	Kadmium	Zink	
US EPA, CCC	2,5	0,25	120	Riktvärden avseende ekotoxikologiska effekter. Avser långvarig exponering (genomsnittlig halt) och halter lösta metaller.
US EPA, CMV	65	2	120	Riktvärden avseende ekotoxikologiska effekter. Avser kortvarig exponering (maxhalt) och halter lösta metaller.
CCME	1*	0,017	30	Ytvattenkriterie för skydd av alla former av akvatiskt liv i alla delar av deras livscykel. Inkluderar en säkerhetsfaktor på 10.
MKN - AA	1,2	0,08		Gränsvärden för prioriterade ämnen i ytvattenförekomster. Årsmedelvärdet. Avser halter lösta metaller. Gränsvärdet för bly avser den biotillgängliga koncentrationen.
MKN - MAC	14	0,45		Maxhalt. Avser halt lösta metaller.
MKN, fisk			Ca 700	Totalhalt
SFÄ			8	Värdet avser den zink som är tillförd vattendragen utöver bakgrundshalter. Årsgenomsnitt. Avser halt löst zink.

#### Uppmätta halter

I Tabell 5.26 redovisas en sammanställning av resultat för provtagningar i Åmmelångens avflöde, i Salaån samt i utflödet från Kärrafjärden för de senaste åren.

**Tabell 5.26. Halter (årsmedel) bly, kadmium och zink i provpunkterna 1170 (Åmmelångens utlopp), 1220 (Salaåns utlopp) och 1271 (Kärrafjärdens utlopp). Från Medins (2010, 2012 och 2013). Samtliga halter anges i enheten µg/l. Halterna är totalhalter där inte annat anges.**

	Bly					Kadmium					Zink				
	07-09	10#	11*	12**	13	07-09	10#	11*	12**	13	07-09	10#	11*	12**	13
1170-Åmmelången	5,0	3,4	2,1	4,2	4,7	0,027	0,027	0,032	0,026	0,025	14	13	11	13	13
1120-Salaån	5,0	5,2	2,2	3,2	4,5	0,16	0,17	<0,059	0,11	0,16	128	158	97	147	158
1271-Kärrafjärden	6,1	2,6	1,0	4,3	3,7	0,08	0,07	<0,036	0,06	0,06	130	91	76	107	73

# proven filtrerades från sommaren 2010 \* filtrerade prov \*\* proven filtrerades fram till sommaren 2012.

I Tabell 5.27 redovisas utvalda resultat från provtagningar i Kärrafjärden under 2012 och 2013. Vid dessa provtagningar uttogs prov i ett antal punkter i Kärrafjärden. Proven uttogs på tre djup, vid ytan, vid botten samt mellan ytan och botten. Resultaten visade bl.a. på liknande halter av bly, kadmium och zink i plan i samtliga provtagningspunkter i Kärrafjärden, att halterna av zink och kadmium samt till viss del bly är högre i bottenvattnet än i ytan under perioder då sjön är skiktad samt att bly till stor del är partikelbundet.

Vidare visar resultaten att halterna i Kärrafjärden, i hela vattenmassan under den del av året då vattenmassan är omblandad samt ovanför språngskiktet under den del av året då ett sådant är utbildat, är ungefär desamma som halterna i Kärrafjärdens utflöde.

**Tabell 5.27.** Resultat från provtagningar i Kärrafjärden 2012-2013.

	Kärrafj 4	Kärrafj 4	Kärrafj 4
	0,5 m	8 m	15 m
	12-08-15	12-08-15	12-08-15
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0319	0,0274	0,109
Pb µg/l	0,575	0,369	0,522
Zn µg/l	70,6	106	220
	12-11-01	12-11-01	12-11-01
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0167	0,0187	0,0133
Pb µg/l	0,957	1,02	1,11
Zn µg/l	67,2	70,7	66,7
	13-01-23	13-01-23	13-01-23
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0467	0,0864	0,0469
Pb µg/l	1,27	1,12	4,63
Zn µg/l	61,8	165	178
Filtr. 0,45 µm	NEJ	NEJ	NEJ
Cd µg/l	0,0502	0,102	0,221
Pb µg/l	1,56	3,35	33,3
Zn µg/l	53,4	180	269
	13-04-02	13-04-02	13-04-02
Filtr. 0,45 µm	JA	JA	JA
Cd µg/l	0,0506	0,134	0,217
Pb µg/l	1,01	1,02	0,594
Zn µg/l	83,7	236	272

Kadmiumhalterna i Kärrafjärdens utflöde samt i Kärrafjärden de senaste fem åren överskrider CCME:s riktvärde, men underskrider US EPA:s riktvärden och gränsvärdena för miljö kvalitetsnormen.

Blyhalterna de senaste fem åren överskrider gränsvärdet för miljö kvalitetsnormen. Halterna i Kärrafjärdens utflöde samt i Kärrafjärden överskrider CCME:s riktvärde, men underskrider US EPA:s riktvärden.

Zinkhalterna i Kärrafjärden överskrider CCME:s riktvärde och föreslaget gränsvärde för särskilt förorenade ämnen. Vidare överskrider US EPA:s riktvärden under språngskiktet. I övrigt underskrider US EPA:s riktvärden. Miljö kvalitetsnormen för fisk och musselvatten underskrider.

Jämförelsen mellan de uppmätta halterna och rikt-/gränsvärdena indikerar att det föreligger en viss risk för det akvatiska livet. Riskens bedöms emellertid vara begränsad eftersom gränsvärdena för miljökvalitetnormerna och US EPA:s riktvärden underskrids (förutom vad gäller zinkhalter under språngskiktet som överskrider US EPA:s riktvärden). CCME:s riktvärden överskrids, men inkluderar en säkerhetsfaktor på 10.

### 5.9.5 Sediment

I Kärrafjärden finns sediment med förhöjda halter metaller. Det finns flera källor till metallerna i sedimenten. Förutom Rosthytteområdet finns stora mängder gruvavfall vid Johannesbergs vaskverk, Venafältet och kring Mårsätter. Johannesbergs vaskverk och Venafältet avvattnas via Åmmelången medan Mårsätter samt Zinkgruvan Minings sandmagasin Enemossen avvattnas via Salaån.

Den risk som metallerna i Kärrafjärdens sediment utgör för det akvatiska livet i sjön har bedömts genom att jämföra uppmätta metallhalter i de ytliga sedimenten med sedimentkriterier, se *Tabell 5.28*.

I Kanada har man tagit fram riktlinjer för sedimentkvalitet med avseende på skydd av akvatiskt liv (CCME, 2002). Man anger två värden för de ämnen där riktlinjer finns, ISQG (Interim Sediment Quality Guideline) och PEL (Probable Effect Level). ISQG är tröskelvärden under vilka ogynnsamma biologiska effekter inte förväntas. Riktvärdena är tänkta att skydda alla former av akvatiskt liv och alla delar av deras livscyklar. I praktiken går det till så att man inventerar tillgängliga toxikologiska data, ser till den känsligaste organismen och ansätter en säkerhetsfaktor till detta. PEL är "trolig effekt nivå" med avseende på ekotoxikologiska effekter.

I Norge används ett stegvis förfarande när det gäller riskbedömning av förorenade sediment (Klima- och forurensningsdirektoratet, 2012). I ett första steg kontrolleras om totalhalterna av aktuella ämnen överskrider gränsvärden för "obetydlig risk". Dessa baseras på kunskap om toxicitet och acceptabel exponering för miljö. Halter under gränsvärdena bedöms inte utgöra någon risk.

**Tabell 5.28.** Jämförelse mellan sedimentkriterier och uppmätta metallhalter i de ytliga (0-2 cm) sedimenten i Kärrafjärden 2010 (från Medins, 2011). Samtliga halter angivna i mg/kg TS.

	CCME	CCME	Klif	Station				
	ISQG	PEL	Steg 1	1	2	3	4	5
Cd	0,6	3,5	2,6	23	30	30	24	13
Pb	35	91,3	83	5 300	5 000	5 600	7 400	920
Zn	123	315	360	8 100	12 000	13 000	14 000	3 000

Som kan utläsas av *Tabell 5.28* överskrider halterna av bly, kadmium och zink i sedimenten kraftigt CCME:s och Klif:s rikt-/gränsvärden. Blyhalterna överskrider Klif:s gränsvärde för "obetydlig risk" och CCME:s "trolig effekt nivå" med upp till ca 80 gånger, kadmiumhalterna med upp till ca 10 gånger och zinkhalterna med upp till 40 gånger.

Jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag är kadmiumhalterna att betrakta som *höga*. Bly- samt zinkhalterna är att betrakta som *mycket höga*.

Jämförelsen indikerar att metallerna i sedimenten i Kärrafjärden utgör en risk för det akvatiska livet, främst bottenfaunan, i sjön.

#### 5.9.6 Sammanfattande bedömning av risk – ekosystemet i recipienten

Fisk i Kärrafjärden har förhöjda halter av bly och kadmium i levervävnad, men det finns inga tecken på att fisken eller fiskesamhället skulle vara negativt påverkat av denna exponering. Växtplanktonsamhället är typiskt för måttligt näringsrika förhållanden, utan synbar påverkan av metaller. Bottenfaunan i delar av Kärrafjärden uppvisar tecken på negativ påverkan, eventuellt av metaller.

Bottenfaunasamhället i sjöns djupare delar är relativt normalt sammansatt, men missbildningar på chironomider har påvisats vissa år. Dessa missbildningar är eventuellt ett tecken på metallpåverkan, men kan vara naturliga eller orsakade av andra föroreningar eller annan typ av påverkan. I delar av litoralen uppvisar bottenfaunan påverkan, bl.a. genom att det finns färre arter än vad som kan förväntas. Orsaken till den negativa påverkan på bottenfaunan kan vara förhöjda metallhalter i vattnet och/eller i sedimenten. Orsaken kan även vara att vissa arter inte etableras på lättrörliga sandbottnar som de vid den provtagningspunkt där påverkan har konstaterats.

En jämförelse mellan olika bedömningsgrunder och halter i Kärrafjärdens vatten och sediment indikerar att de höga metallhalter i sedimenten är en större risk för bottenfaunan än halterna i vattnet. Halterna i sedimenten överskrider kanadensiska och norska riktvärden med en faktor ca 80 för bly och en faktor ca 40 för zink, medan halterna i vattnet överskrider kanadensiska riktvärden (som innehåller en säkerhetsfaktor 10) med endast en faktor ca 5 och underskrider riktvärden från USEPA.

Även om det är förhöjda halter metaller i sediment (och kanske vatten) som är orsaken till den negativa påverkan på bottenfaunan är det oklart om den påverkan beror av förhöjda halter av en enskild metall eller av de förhöjda halterna av flera metaller. Läckaget av zink och kadmium från Rosthytteområdet utgör en betydande del av den totala belastningen på Kärrafjärden, medan läckaget av bly från Rosthytteområdet är litet i relation till övriga källor.

## 5.10 Risker för djur som dricker vatten i området

Risken för djur som dricker ytvatten inom området har bedömts genom att jämföra uppmätta halter i bäcken som rinner genom/öster om undersökningsområdet (d.v.s. det ytvattendrag som uppvisar högst halter i området) med Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten (SLV FS 2001:30), se *Tabell 5.29*.

**Tabell 5.29.** Jämförelse mellan uppmätta halter i bäcken som rinner genom/öster om undersökningsområdet och Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten (SLV FS 2001:30). Halter i bäcken avser både filtrerade och ofiltrerade prov. Gränsvärdena gäller hos användaren om inte annat anges. Utg = utgående dricksvatten från vattenverk.

	SLV FS 2001:30		Bäcken 2012-13		
	Tjänligt m anm	Otjänligt	Min	Medel	Max
pH		10,5	6,6	6,8	7,2
alkalinitet mg HCO <sub>3</sub> /l			26	56,0	150
Ca mg/l	100		10	28	81
Fe mg/l	0,1(utg)/0,2		0,058	0,7	9,1
K mg/l			1,2	2,5	5,5
Mg mg/l	30		1,3	2,8	5,7
Na mg/l	100		4,2	7,0	13
Al µg/l	100 (utg)		5,6	94	3660
As µg/l		10	<1	0,6	4,6
Ba µg/l			11	19	64
Cd µg/l		5	<0,05	0,6	8,5
Co µg/l			<0,05	0,8	7,0
Cr µg/l		50	<0,5	0,3	5,0
Cu µg/l	200	2000	0,5	1,8	18
Hg µg/l		1	<0,02	<0,02	0,03
Mn µg/l	50 (utg)		2,9	326	1890
Ni µg/l		20	0,69	1,6	6,0
Pb µg/l		10	0,34	4,4	86
Zn µg/l			28	3232	14100
Mo µg/l			0,25	0,8	4,3
V µg/l			0,073	0,5	11
sulfat mg/l	100		6,4	29	99

Som kan utläsas av *Tabell 5.29* överskrider medelhalterna av järn och mangan Livsmedelsverkets gränsvärden för "tjänligt med anmärkning". Gränsvärdena är estetiskt och tekniskt grundade, d.v.s. överskridande av gränsvärdena medför ingen hälsorisk. Vad gäller gränsvärdena som är hälsomässigt grundade underskrider medelhalterna av samtliga parametrar. Sammantaget bedöms det inte föreligga någon risk för djur som dricker vatten från bäcken.



## 5.11 Sammanfattning – riskbedömning

### 5.11.1 Människors hälsa

Riskerna för människors hälsa kan sammanfattas enligt nedan.

Risken för akuttoxiska effekter p.g.a. exponering för jord inom Rosthytteområdet bedöms som låg, men kan inte helt uteslutas.

Vad gäller långtidsexponering bedöms jord inom golfbanan inte utgöra någon nämnvärd risk för människor, främst eftersom de områden där det förekommer äldre gruvavfall i eller nära markytan har begränsad utbredning. Skulle jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras skulle risken för människors hälsa emellertid öka.

För människor som vistas inom industriområdet och hamnen bedöms risken vara låg, eftersom äldre gruvavfall även här bara förekommer ytligt inom mindre områden. På samma sätt som på golfbanan skulle risken bli större om jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras.

För boende på Hägerön bedöms det föreliggande risk förknippade med intag av egenodlade växter och intag av jord. Vad gäller bostaden i det f.d. kontoret kan intag av grönsaker som odlas på fastigheten innebära hälsorisker, men någon odling förekommer inte idag. Vidare föreligger risk vid intag av jord. Någon risk förknippad med inandning av damm eller hudkontakt bedöms inte föreliggande.

Intag av dricksvatten som producerats med råvatten från Vättern bedöms inte utgöra någon risk för människor, vad gäller vattnets innehåll av aktuella metaller. Inte heller bad i Kärrafjärden eller i Tomtevikens bedöms utgöra någon risk. Intag av fisk från Kärrafjärden bedöms inte utgöra någon betydande hälsorisk, vad gäller fiskens innehåll av bly, kadmium och zink.

### 5.11.2 Miljön

Läckaget av zink och kadmium från Rosthytteområdet utgör en betydande del av den totala belastningen på Kärrafjärden, medan läckaget av bly från Rosthytteområdet är litet i relation till övriga källor.

Bottenfaunan i delar av Kärrafjärden uppvisar tecken på negativ påverkan, eventuellt av metaller. Fisk i Kärrafjärden har förhöjda halter av bly och kadmium i levervävnad, men det finns inga tecken på att fisken eller fisksamhället skulle vara negativt påverkat av denna exponering. Växtplanktonsamhället är typiskt för måttligt näringsrika förhållanden, utan synbar påverkan av metaller.

De höga metallhalterna i sedimenten bedöms utgöra en större risk för bottenfaunan än halterna i vattnet. Även om det är förhöjda halter metaller i sediment (och kanske vatten) som är orsaken till den negativa påverkan på bottenfaunan är det emellertid oklart om den påverkan beror av förhöjda halter av en enskild metall eller av de förhöjda halterna av flera metaller.

Gruvavfallet i marken inom Rosthytteområdet påverkar markens ekologiska funktioner. I begränsade områden med äldre gruvavfall i jord nära markytan har vegetationen anpassat sig i så måtto att antalet arter är begränsat och att det har utvecklats populationer som är genetiskt anpassade till den ovanliga miljön. Dessa arter, främst gräs, har utvecklat ett hållbart men begränsat och ömtåligt marktäckande. I ett särskilt område på golfbanan finns anpassade populationer med gräs som är särskilt framträdande. I övriga delar av undersökningsområdet finns ställvis mindre uttryck för samma belastning på vegetationen, vilket syns som mellanvenskloros (bladen får en grön-gul färg men bladnerverna förblir gröna). Kloros har emellertid bara noterats lokalt och i mycket begränsade delar av vegetationen.

Några risker för växter och djur i närheten av området bedöms inte föreligga. Växtligheten i områdets närhet visar inga synbara tecken på påverkan av metaller.

UTKAST

## 5.12 Bedömning av sanerings- och riskreduktionsbehov

Utifrån den konstaterade föroreningsituationen, de övergripande åtgärdsmålen och riskbedömningen har en bedömning av behovet av riskreduktion vid Rosthytteområdet utförts.

Övergripande åtgärds mål för Rosthytteområdet redovisas och kommenteras nedan:

- Golfbanan ska kunna användas för friluftsliv (som golfbana) utan risk för människors hälsa.

*Kommentar:* Gruvavfallet i mark inom golfbanan bedöms inte utgöra någon risk för människors hälsa vad gäller långtidsexponering. En viss låg risk för akuttoxiska effekter kan dock inte uteslutas. Skulle jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras skulle risken för människors hälsa öka. Det övergripande åtgärds målet bedöms därför inte uppfyllas. För att det övergripande åtgärds målet ska uppfyllas bör åtgärder vidtas som minskar riskerna med att det äldre gruvavfallet exponeras.

- Industriområdet ska kunna användas för industriverksamhet, utan risk för människors hälsa.

Se kommentar nedan.

- Åmmebergs hamn, inkl. området kring Sjöladan, ska kunna användas för rekreation, utan risk för människors hälsa

*Kommentar:* För människor som vistas inom industriområdet under arbetstid och inom Åmmebergs hamn på fritiden bedöms risken vara låg, eftersom äldre gruvavfall bara förekommer yttligt inom mindre områden. På samma sätt som på golfbanan skulle risken bli större om jord flyttas om i området så att gruvavfall med högre halter exponeras. En viss liten risk för akuttoxiska effekter kan inte uteslutas. Det övergripande åtgärds målet bedöms därför inte uppfyllas. För att det övergripande åtgärds målet ska uppfyllas bör åtgärder vidtas som minskar riskerna med att det äldre gruvavfallet exponeras.

- Närområdet, d.v.s. området utanför golfbanan/industriområdet/hamnen ska kunna användas som bostadsområde, utan risk för människors hälsa.

*Kommentar:* För boende på Hägerön och i bostaden i det f.d. kontoret kan intag av grönsaker som odlas på fastigheten innebära hälsorisker. Vidare föreligger risk vid intag av jord. Det övergripande åtgärds målet bedöms därför inte uppfyllas.

- Växter och djur ska kunna etableras i närområdet utan risk att påverkas av metallerna i jordlagren.

*Kommentar:* Några risker för växter och djur i närområdet bedöms inte föreligga. Växtligheten i områdets närhet visar inga synbara tecken på påverkan av metaller. Det övergripande åtgärds målet bedöms uppfyllas.

- Växter, framförallt gräs, ska kunna etableras på golfbanan

*Kommentar:* I mindre områden där det förekommer äldre gruvavfall nära markytan finns populationer av växter som har anpassats sig till de höga halterna metaller i mark. Dessa arter, främst gräs, har utvecklat ett hållbart men begränsat och ömtåligt marktäckte. Det övergripande åtgärds målet bedöms därför inte uppfyllas fullt ut. För att åtgärds målet ska uppfyllas bör åtgärder vidtas som innebär att ett mindre ömtåligt marktäckte med gräs kan etableras.

- Läckaget av metaller från Rosthytteområdet ska inte medföra någon negativ påverkan på det befintliga ekosystemet i Kärrafjärden. Med negativ påverkan avses här stadigvarande, mätbara och signifikanta avvikelser från vad som kan anses vara normalt i fråga om förekomsten av arter och individer, biomassa och tillväxt, samt hälsotillstånd och missbildningar hos växter och djur.

*Kommentar:* Det övergripande åtgärds målet uppfylls eventuellt. Fisk och växtplankton i Kärrafjärden uppvisar ingen negativ påverkan av metaller. Bottenfaunasamhället bedöms vara relativt normalt sammansatt, men uppvisar vissa tecken på negativ påverkan, eventuellt av metaller och i så fall sannolikt metaller i sediment. Läckaget av zink och kadmium från Rosthytteområdet utgör en betydande del av den totala belastningen på Kärrafjärden, medan läckaget av bly från Rosthytteområdet är litet i relation till övriga källor. Metallhalterna i sedimenten, i första hand bly och i andra hand zink, överskrider kraftigt riktvärden för skydd av akvatiskt liv. Även om det är förhöjda halter metaller i sediment (och kanske vatten) som är orsaken till den negativa påverkan på bottenfaunan är det oklart om den påverkan beror av förhöjda halter av en enskild metall eller av de förhöjda halterna av flera metaller.

- Läckaget av metaller från Rosthytteområdet ska inte förhindra en normal konsumtion av fisk och kräftor från Kärrafjärden och angränsande delar av Storsjön.

*Kommentar:* Intag av fisk och kräftor från Kärrafjärden bedöms inte utgöra någon betydande risk för människors hälsa, vad gäller fisken och kräftornas innehåll av bly, kadmium och zink. Det övergripande åtgärds målet bedöms uppfyllas.

- Läckaget av metaller från Rosthytteområdet ska inte påverka möjligheterna att använda Storsjön som råvattentäkt för dricksvattenförsörjning.

*Kommentar:* Intag av dricksvatten som producerats med råvatten från Vättern bedöms inte utgöra någon risk för människor, vad gäller vattnet innehåll av aktuella metaller. Det övergripande åtgärds målet bedöms uppfyllas.

För att nå de övergripande åtgärds målen finns det således ett behov av riskreduktion/sanering. Åtgärder bör främst vidtas för att minska riskerna med att det äldre gruvavfallet exponeras. Eventuellt finns även behov av att minska läckaget av zink och kadmium från Rosthytteområdet.

6 Åtgärdsutredning

7 Riskvärdering

UTKAST

---

106 (110)

RAPPORT-UTKAST  
2014-10-07

HUVUDSTUDIE ROSTHYTTEOMRÅDET

## 8 Referenser

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1992. Analysis paper: Impact of Lead-Contaminated Soil on Public Health
- Bäckström, M. and Sartz, L., 2011. Mixing of acid rock drainage with alkaline ash leachates – Fate and immobilisation of trace elements. *Water, Air and Soil Pollution*, 222: 377-389
- Calabrese, J., Stanek, E.J., James, R.C., and Roberts, S.M., 1997. Soil ingestion: A concern for acute toxicity in children. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 105, No 12, pp. 1354-1358.
- Casarett & Doull, 1996. *Toxicology – The basic science of poisons*. Editor: Curtis D. Klaasen. pp 704-709.
- CCME, 2002. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, update 2002.
- CCME, 2002b. Summary of existing Canadian Environmental Quality Guidelines. Update 2002.
- CCME, 2005. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses. Update October 2005.
- CCME, 2006. Canadian Environmental Quality Guidelines for protection of Aquatic life. Summary Table, Update December 2006.
- Dallinger, R., Prosi, F., Segner, H. och Back, H., 1987. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia (Berlin)* (1987) 73:91-98.
- Haddad, L.M., 1998. *Clinical Management of Poisoning and Drug Overdose 3rd Edition*. Saunders, Philadelphia, PA.
- Health Protection Agency (UK), 2012. Lead – toxicological overview. Version 3.
- IPCS INCHEM, 2011. International Programme on Chemical Safety, INCHEM database. <http://www.inchem.org> (2011-08-19).
- Klima- og forurensningsdirektoratet, 2012. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. TA 2802/2011.
- Langer-Jeasrich, M., Köhler, H-R., och Gerhardt, A., 2010. Can mouth part deformities of Chironomous riparius serve as indicators for water and sediment pollution? A laboratory approach. *J Soils Sediments* (2010) 10:414-422.
- Lindeström, L., Härdig, J., Monfelt, C., och Tana, J., 1991. Metallhalter och fysiologiska variabler hos fisk i norra Vättern. Recipient till Zinkgruvan. Svenska MiljöForskarGruppen AB.

- Lindström, L., 2001. Miljökonsekvensbeskrivning för planerad verksamhet vid Zinkgruvan. ÅF-Miljöforskargruppen
- Livsmedelsverket, 2001. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30, bilaga 2.
- Länsstyrelsen i Örebro län, 2011. Provfiske i Norra Vättern, 2009. Publ. nr 2011:40
- Martinez, EA, Moore, BC, Shaumlöffel, J. och Dasgupta, N., 2002. The potential association between menta deformities and trace elements in Chironomidae (Diptera) taken from a heavy metal contaminated river. Arch Environ Contam Toxicol. 2002 Apr 42(2):289-91.
- Medins, 2006. Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde. Årsrapport 2005.
- Medins, 2007. Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde. Årsrapport 2006. Medins Biologi AB.
- Medins, 2008. Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde. Årsrapport 2007. Medins Biologi AB.
- Medins, 2009. Norra Vätterns tillrinningsområde. Recipientkontrollen 2008. Medins Biologi AB.
- Medins, 2010. Norra Vätterns tillrinningsområde. Recipientkontrollen 2009. Medins Biologi AB.
- Medins, 2011. Recipientkontrollen i Norra Vätterns tillrinningsområde. Utökad årsrapport 2005-2010. Medins Biologi AB.
- Medins, 2012a. Norra Vätterns tillrinningsområde. Recipientkontrollen 2011. Medins Biologi AB.
- Medins, 2012b. Biology and heavy metals in Kärrafjärden 1997-2011- analysis of correlations between metal concentrations and ecotoxicological effects.
- Medins 2013. Norra Vätterns tillrinningsområde. Recipientkontrollen 2012. Medins Biologi AB.
- Munk, L., Faure, G., Pride, D.E. and Bigham, J.M., 2002. Sorption of trace metals to an aluminum precipitate in a stream receiving acid rock-drainage; Snake River, Summit county, Colorado. Applied Geochemistry, 17: 421-430
- Naturvårdsverket, 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleuminstitutet, 1988. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889.
- Naturvårdsverket, 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918.

Naturvårdsverket, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

Naturvårdsverket, 2008. Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen. Rapport 5799.

Naturvårdsverket, 2008. Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Hållbar Sanering. NV rapport 5859.

Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Palmer, S. et al., 2013. Correlation analysis as a tool to investigate the bioaccessibility of nickel, vanadium and zinc in Northern Ireland soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 35(5). 569-584.

Pelfrêne, A. et al., 2011. Assessing Cd, Pb, Zn human bioaccessibility in smelter-contaminated agricultural topsoils (northern France). *Environmental Geochemistry and Health*, 35(5). 477-493.

Reynolds, S., och Ferrington, L., 2001. Temporal and taxonomic patterns of mouthpart deformities in larval midges (Diptera: Chironomidae) in relation to sediment chemistry. *Journal of freshwater ecology*, volume 16, issue 1, 2001.

RIVM (National institute of public health and the environment, Holland), 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. Report no 601501 001

RIVM (National institute of public health and the environment, Holland), 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water; updated proposals for first series of compounds. Report no 711701 020

Roussel, H. et al., 2010. Cd, Pb and Zn oral bioaccessibility of urban soils contaminated in the past by atmospheric emissions from two lead and zinc smelters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58(4). 945-954.

Sax N.I. & Lewis R.J., 1989. *Dangerous properties of industrial materials*, 7th ed. New York, van Nostrand Reinhold.

SFT (Statens Forurensningstillsyn), 2007. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment, TA-2230/2007

Skrefving, S. 1992. Oorganiskt bly. Nordiska Expertgruppen för Gränsvärdesdokumentation, Arbetsmiljöinstitutet, arbete och hälsa 1992:43. pp22-23.

SMHI, 2001. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler – utgåva 2. Nr 99.

SMHI, 2003. Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik. Nr 111.

Socialstyrelsen, 2005. Miljöhälsorapport 2005. (i samarbete med Institutet för miljömedicin och Stockholms Läns Landsting)



Steele, M.J. et al, 1990. Assessing the contribution from lead in mining wastes to blood lead. Regul Toxicol Pharmacol 11:158-90

Swansburg, EO, Faichild, WL, Fryer, BJ. och Ciborowski, JJ., 2002. Mouthpart deformities and community composition of Chironomidae (Diptera) larvae downstream of metal mines in New Brunswick, Canada. Environ Toxicol Chem. 2002 Dec; 21(12):2675-84.

Swift, I., Paquette, D., Davison, K. och Saeed, H., 1999. Pica and trace metal deficiencies in adults with development disabilities. The British Journal of Developmental Disabilities. Vol. 45, Part 2, JULY 1999, No. 89

Tokaloğlu, S. et al., 2014. Bioaccessibility of Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Se and Zn from nutritional supplements by the unified BARGE method. Food Chemistry, 150. 321-327.

U.S. EPA. 2002. Child-specific exposure factors handbook. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/P-00/002B.

US EPA, 2009. National Recommended Water Quality Criteria. (Office of Water. Office of Science and Technology 4304T) <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>.

WHO, 2006. World Health Organisation, 3rd Ed. Annex 4 Chemical summary tables, table A4.3.

Vätternvårdsförbundet ,2008. Bevarandeplan för NATURA 2000 i Vättern. Rapport 95 från Vätternvårdsförbundet.