

10199458, SKELLEFTEÅ KOMMUN, SKELLEFTEHAMN 2:7



http://ams.se.wspgroup.com/projects/10199458/Document/3_Dokument/38_Rapporter/SL_UTLIG_RAPPORT_Kolkajen_och_Jarnbruksomradet_Huvudstudie_141204.docx

Kolkajen och Järnbruksområdet

Huvudstudie

2014-12-04

Sammanfattning

WSP har på uppdrag av Skellefteå kommun genomfört en huvudstudie av områdena Kolkajen och Järnbruksområdet i Sävenäsområdet i Skelleftehamn ca 14 km öster om Skellefteå stad.

Det övergripande åtgärds målet för området är att det ska kunna besökas och användas av alla regelbundet utan risk för negativa hälsoeffekter. Vidare ska området inte användas för bostadsändamål eller odling. Inget grundvattenuttag görs eller får göras på området och grundvattnet är inte skyddsvärt som naturresurs på området.

Störning av näringsidkare och fritidsverksamheten på Sävenäsområdet ska vara så liten som möjligt under åtgärd. Detta innebär att tillgänglighet till verksamheten ska påverkas så lite som möjligt. Vidare skall i möjligaste mån olägenheter i form av buller och damm förhindras. Läckage av föroreningar skall inte utgöra ett oacceptabelt bidrag till belastningen till havet under och efter åtgärd.

Hela Sävenäsområdet har varit föremål för många olika verksamheter under åren. Vid Kolkajen har verksamhet bedrivits från början av 1900-talet fram till 1960-talet i form av lagring av sten- och träkol men även tillverkning av träkol fram till 1940-talet. På Järnbruket rostades malm och smältes till tackjärn. Verksamheten bedrevs mellan åren 1858-1878.

Området är strandnära och har bildats i och med landhöjningen. Järnbruksområdet består till stor del av fyllnadsmassor däribland järnsand som förekommer lokalt i nordöstra delen. Kolkajen var ursprungligen en ö, skild från fastlandet och kajen har fyllts ut under olika tidsepoker och är uppbyggd av s.k. spink (träspont) samt minerogena fyllnadsmassor men även kol, bark och slaggrester från Järnbruksområdet.

Dricksvattenuttag av grundvatten sker inte på Sävenäsområdet. I den södra delen av området bedöms grundvattnet strömma söderut, mot älven, medan riktningen är mer otydlig i resterande delar av området.

Två huvudsakliga föroreningskällor på området är identifierade:

- Restprodukter från järnbruket som använts som fyllnadsmaterial (höga arsenikhalter, viss förekomst i djupare jordlager).
- Diffus förorening från järnbrukstiden. Generellt inom båda områdena är halterna i nivå med bakgrund eller något högre jämfört med bakgrundshalt (främst 0-0,5 m).

Utöver dessa två källor har även, som nämnts ovan, restprodukten järnsand använts som fyllnadsmaterial i nordöstra delen av Järnbruksområdet. Järnsand har höga totalhalter av zink och koppar, men även arsenik. Järnsand förekommer över området och från noteringar i fältprotokollen framgår att huvuddelen av de prov som innehåller järnsand har påträffats i den östra delen av Järnbruksområdet. Generellt förekommer järnsanden ovan grundvattenytan men i vissa fall påträffas järnsand i den zon där grundvattenytan fluktuerar.

Förorening i betydande halter finns direkt i ytlig jord, det kan därför ske spridning genom vinderosion och damning. Det har skett en begränsad nedträngning av metaller från förorenade fyllnadsmassor ner i naturlig jord.

Metallernas lakbarhet och spridningsbenägenhet har undersökts i lakttest och för att undersöka biotillgängligheten hos arsenik i material från Kolkajen och Järnbruksområdet har ett s.k. UBM-test biotillgänglighetstest utförts.

Föroreningar i grundvatten är konstaterade med betydande variation i uppmätta halter. Det finns inga kända källor uppströms som kan bidra till den påträffade metallföroreningen i grundvattnet inom undersökningsområdet. Via grundvattnet kan förorening nå Sörfjärden och strandkanten längs Kolkajen är eroderad. Vattenflödet i området är betydande till följd av havsnivåförändringar samt Skellefteälvens mynning. Detta ger risk för vidare erosion av strandkant och därigenom spridning av förorening från förorenade massor.

Riktvärden för jord har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsprogram version 1.00 (Naturvårdsverket, 2009) för arsenik, koppar och zink. Riktvärden för arsenik styrs av risk för cancer genom kronisk och/eller långtidsexponering vid hudkontakt för både ytlig och djup jord. De primära skyddsobjekten är yrkesverksamma samt besökande barn och vuxna.

Sammanfattningsvis utgör den förekommande arsenikföroreningen i ytlig jord inom området en långsiktig hälsorisk även med hänsyn taget till en lägre biotillgänglighet (som resultaten från ovan nämnda UBM-test redovisat). Även djup jord i vägområdet kan innebära en långsiktig hälsorisk om jorden görs tillgänglig via markarbeten 20 dagar per år.

Vidare visar bedömning att riskerna för miljön från föroreningen sannolikt är låga på grund av recipientens (Sörfjärdens) stora kapacitet för utspädning. Belastningen från Kolkajs- och Järnbruksområdet utgör också en begränsad del av det totala bidraget till Sörfjärden.

Riskbedömningen visar på ett behov av riskreduktion, dvs. åtgärder för att säkerställa acceptabla hälsorisker med avseende på arsenik på lång sikt i ytlig jord. Vidare ska risken för akuta hälsorisker för barn från ytlig jord inom området minskas. Dessutom bör risken för erosion av högförorenade massor längs Kolkajen östra minskas.

Följande haltkriterier bör uppfyllas avseende arsenik:

- Acceptabel representativ halt (As) i ytlig jord (0-1 m) 50 mg/kg TS, accepterad maxhalt (As) 100 mg/kg
- Acceptabel representativ halt (As) i djup jord (<1m) 200 mg/kg TS, accepterad maxhalt 700 mg/kg TS.

Ovanstående innebär att lokalt kan halter på över 50 mg/kg TS accepteras så länge den maximala halten inte överstiger 100 mg/kg *och* så länge den representativa halten (dvs. ett beräknat medelvärde) hålls under 50 mg/kg TS. Detta gäller för Alternativ 1 och 2, som redovisas nedan. I Alternativ 3 och 4 är högre krav ställda på accepterade resthalter, se nedan. I samtliga alternativ innebär att åtgärder för att stabilisera och förstärka kajkanten.

De alternativ som studerats samt utvärderats är:

- Nollalternativ Inga åtgärder vidtas
- Alternativ 1 ÖVERTÄCKNING
- Alternativ 2 HÄLSA, Schakt av massor enligt åtgärds mål ovan
- Alternativ 3 HÄLSA OCH MARKMILJÖ, - Schakt av massor till 1 m mot åtgärds mål markmiljö (As 40 mg/kg, Cu 200 mg/kg och Zn 500 mg/kg). Djupare jord åtgärds mål enligt ovan.
- Alternativ 4 MAX, - schakt av massor mot åtgärds mål bakgrundshalt As (30 mg/kg)

Projektgruppen (kommunen, tillsynsmyndigheten samt konsult) har vid tidpunkten för rapportens färdigställande inte slutgiltigt förordat ett alternativ. Alternativ 1 har dock inte bedömts som ett långsiktigt hållbart alternativ av engångskaraktär.

Som nämns ovan har Alternativ 3 och 4 en högre ambitionsnivå vad gäller accepterade halter arsenik som kan lämnas kvar. Alternativ 2 omfattar dock en avsevärt mindre mängd massor (ca en tredjedel till hälften jämfört med i Alternativ 3 och 4). Vidare bedöms åtgärden ta ca 3-6 månader för Alternativ 2 medan åtgärderna för Alternativ 3 och 4 bedöms kunna ta upp till 1 år eller mer, vilket ger en större påverkan på intilliggande verksamheter.

I Alternativ 2 bedöms ca 12 ton arsenik åtgärdas. Detta ger en reduktionsgrad på ca 80 % i ytlig jord, då den totala mängden arsenik As i ytlig jord (0-1 m) *över hela området* uppskattats till ca 13,5 ton. Totalt sett innebär Alternativ 2 en reduktion på mellan 75-90 % av den arsenik som beräknas åtgärdas i Alternativ 3 och 4.

Kostnaden per kilo åtgärdad arsenik bedöms vara ca 1 700 kr för Alternativ 2. För Alternativ 3 bedöms kostnaden vara ca 2 900 kr och för Alternativ 4 ca 2 600 kr. I dessa uppskattningar har inte kostnader för åtgärder av kajkant inkluderats då dessa ingår i samtliga alternativen och står för en relativt stor del av kostnaden (ca 9,8 Mkr).

Mot bakgrund av de övergripande åtgärds mål som satts för området uppfyller Alternativ 2 dessa kriterier. Huvudsakligt skyddsobjekt för detta alternativ är människors hälsa och som en sekundär effekt förväntas även en förbättrad situation fås när det gäller förutsättningar för markekosystemet. Vidare fås en minskad belastning till Sörfjärden.

Alternativ 2 kan därför förordas pga. dess riskreduktion samt att åtgärden bedöms vara kostnadseffektiv. Under projektets gång har dock en diskussion förts om vilken vikt skydd av marklevande organismer skall ges. Om markekosystemet ges en ökad betydelse och inkluderas i övergripande åtgärds mål kan förordat alternativ komma att ändras.

Efter genomförd åtgärd uppfylls målen för rekreationsområde. Vissa restriktioner avseende områdets användning kvarligger dvs. att området kan/ska ej användas för bostäder samt att grundvattenuttag ej ska göras. Vidare kan inte djupare grävningsarbeten göras fritt.

Innehåll

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Uppdrag och syfte..... | 8 |
| 1.1 | Undersökningens syfte..... | 8 |
| 1.2 | Organisation..... | 8 |
| 2 | Åtgärds mål..... | 8 |
| 3 | Genomförda undersökningar | 9 |
| 3.1 | Tidigare undersökningar | 9 |
| 3.2 | Kompletterande undersökningar 2014..... | 9 |
| 4 | Områdesbeskrivning | 10 |
| 4.1 | Verksamhets- och fastighetshistorik | 10 |
| 4.1.1 | Kolkajen..... | 11 |
| 4.1.2 | Järnbruksområdet..... | 11 |
| 4.2 | Nuvarande och framtida verksamheter | 11 |
| 4.3 | Geologiska och hydrologiska förhållanden..... | 12 |
| 4.3.1 | Geologi..... | 12 |
| 4.3.2 | Hydrogeologi | 12 |
| 4.3.3 | Recipient Sörfjärden | 13 |
| 5 | Föroreningssituation | 13 |
| 5.1 | Bakgrundshalter | 13 |
| 5.2 | Indelning i egenskapsområden..... | 14 |
| 5.3 | Föroreningssituation jord..... | 15 |
| 5.4 | Föroreningssituation grundvatten | 16 |
| 5.5 | Förekomst av järnsand | 17 |
| 5.6 | Föroreningssituation ytvatten..... | 19 |
| 6 | Föroreningarnas lakbarhet och biotillgänglighet | 19 |
| 6.1 | Lakteter summerade resultat | 19 |
| 6.2 | Biotillgänglighetsanalys..... | 20 |
| 7 | Riskbedömning | 20 |
| 7.1 | Problembeskrivning inkl. konceptuell modell | 20 |
| 7.2 | Exponeringsanalys | 23 |
| 7.2.1 | Fördelning av halter | 23 |
| 7.2.2 | Biotillgänglighet | 24 |
| 7.2.3 | Löslighet | 25 |
| 7.2.4 | Järnsand | 25 |
| 7.2.5 | Kemisk status avseende Sörfjärden..... | 26 |
| 7.3 | Effektanalys | 26 |
| 7.3.1 | Platsspecifika riktvärden..... | 27 |

| | | |
|-------|--|----|
| 7.4 | Risikkaraktisering | 29 |
| 7.4.1 | Akuta hälsorisker | 29 |
| 7.4.2 | Långsiktiga hälsorisker | 30 |
| 7.4.3 | Påverkan markekosystem..... | 31 |
| 7.4.4 | Belastning till recipient Sörfjärden | 32 |
| 7.5 | Osäkerheter | 35 |
| 7.6 | Sammanfattande riskbedömning..... | 35 |
| 8 | Definition av åtgärdsalternativ..... | 36 |
| 9 | Åtgärdsutredning | 37 |
| 9.1 | Beaktade alternativ..... | 37 |
| 9.2 | Förstärkning och skydd av kajkant | 40 |
| 9.3 | Mängdberäkningar | 40 |
| 9.4 | Avfallets klassificering | 44 |
| 9.5 | Kostnader | 45 |
| 9.6 | Risikvärdering..... | 48 |
| 9.6.1 | Risikvärderingsverktyg och -kriterier | 48 |
| 9.6.2 | Viktning av kriterier samt resultat | 49 |
| 10 | Förordat alternativ..... | 51 |
| 11 | Projekteringsdirektiv, fortsatt arbete..... | 52 |
| 12 | Myndighetsprövningar och miljökontroll | 53 |
| 12.1 | Miljökontroll | 53 |
| 13 | Övrigt..... | 54 |
| 13.1 | Huvudmannaskap, finansiering och tidplan..... | 54 |
| 13.2 | Osäkerhet och projektrisker | 54 |
| 13.3 | Framtida markanvändning och markrestriktioner..... | 55 |
| 14 | Referenser | 55 |

Bilagor

| | |
|---|-----------------|
| Hydrogeologi | Bilaga 1 |
| Sammanställning resultat jord och grundvatten | Bilaga 2 |
| Analysrapport laktest | Bilaga 3 |
| Analysrapport biotillgänglighetstest | Bilaga 4 |
| Uttagsrapporter för platsspecifika riktvärden samt riktvärden enskilda skyddsobjekt | Bilaga 5 |
| Åtgärdsutredning, kostnadsunderlag | Bilaga 6 |
| Resultattabeller – riskvärdering SAMLA | Bilaga 7 |

Ritningar

Planritning provpunkter

Föroreningshalter arsenik 0-1 resp > 1m

Föroreningshalter koppar 0-1

Föroreningshalter zink 0-1

Järnsand

Ritning 01

Ritning 02 och 03

Ritning 04

Ritning 05

Ritning 06

1 Uppdrag och syfte

WSP har på uppdrag av Skellefteå kommun genomfört en huvudstudie av områdena Kolkajen och Järnbruksområdet i Sävenäsområdet i Skelleftehamn ca 14 km öster om Skellefteå stad. Fastighetsbeteckningen är Skelleftehamn 2:7.

1.1 Undersökningens syfte

Undersökningsarbeten har genomförts tidigare (2008, 2010 och 2012) och endast ett mindre antal kompletterande provtagningar och analyser av grundvatten, jord samt lak- och biotillgänglighetstester har utförts inom ramen för denna huvudstudie.

Då de båda objekten undersökts vid flera tidigare tillfällen finns en relativt stor data-mängd med resultat från kemiska analyser och inmätningar.

De båda områdena har tidigare undersökts och riskbedömningar har gjorts separat för de båda områdena, men i och med denna huvudstudie vill kommunen ta ett samlat grepp över båda områdena.

1.2 Organisation

Uppdraget har genomförts med följande organisation:

| | |
|---------------------|--|
| Uppdragsledare | Christina Edlund (uppdragsledning samt åtgärdsutredning) |
| Handläggare | Ylva Persson (riskbedömning) |
| Handläggare | Susanne Johansson (hydrogeologi) |
| CAD/GIS | Johan Markstedt |
| Kvalitetsgranskning | Göran Bergström och Ann Helén Österås |

2 Åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen för området är:

- *Området ska kunna besökas och användas av alla regelbundet utan risk för negativa hälsoeffekter.*
- *Området ska inte kunna användas för bostadsändamål eller odling.*
- *Störning av näringsidkare och fritidsverksamheten på Sävenäsområdet ska vara så liten som möjligt under och efter åtgärd. Detta innebär att tillgänglighet till verksamheten ska påverkas så lite som möjligt. Vidare skall i möjligaste mån olägenheter i form av buller och damm förhindras.*
- *Läckage av föroreningar skall inte utgöra ett oacceptabelt bidrag till belastning till havet under och efter åtgärd.*
- *Inget grundvattenuttag görs eller får göras på området och grundvattnet är inte skyddsvärt som naturresurs på området.*

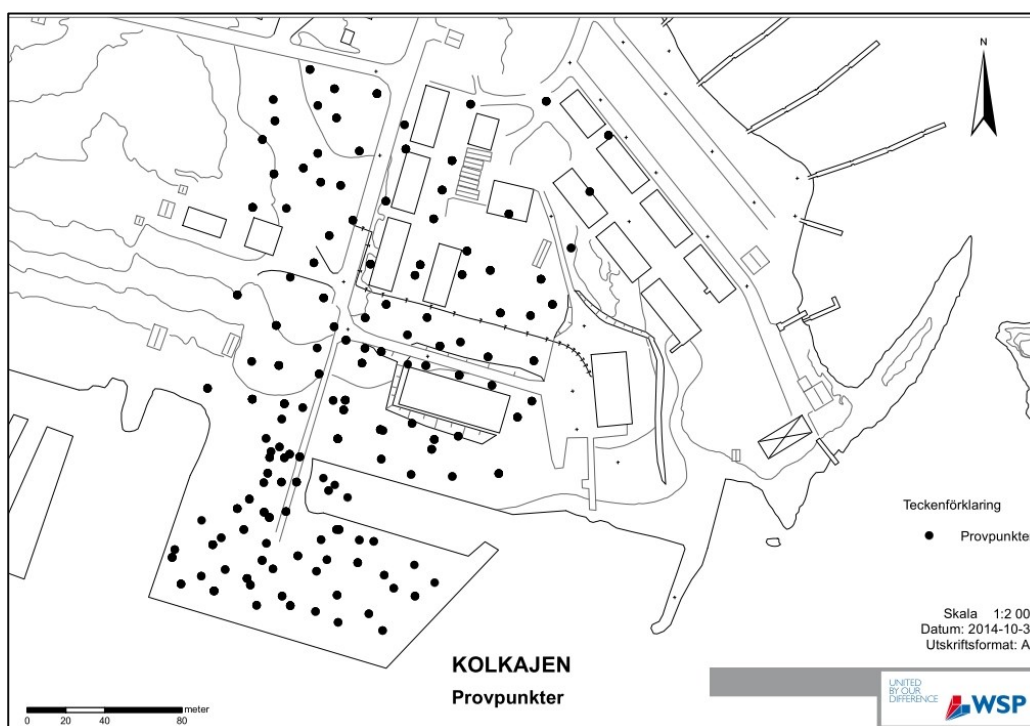
3 Genomförda undersökningar

3.1 Tidigare undersökningar

Järnbruksområdet och Kolkajen samt angränsande delar såsom Gjuteriet och Brädgården har undersökts i olika omgångar tidigare. År 2008 utfördes en MIFO fas-2 i vilken en uppdaterad riskklassning av Kolkajen gjordes.

År 2010 gjordes omfattande provtagningar över flera av delarna i Sävenäsområdet, se Figur 2 (Skellefteå kommun 2011). Dessa kompletterades 2012 för både Kolkajen och Järnbruksområdet (Skellefteå kommun 2012 och 2013).

Fullständig redovisning av resultat från tidigare undersökningar framgår av **Bilaga 2**.



Figur 1. Samtliga provpunkter från nuvarande och tidigare undersökningar. Bilden visas i sin helhet i Ritning 1.

3.2 Kompletterande undersökningar 2014

I samband med framtagande av problembeskrivning och konceptuell modell för Kolkajområdet och Järnbruksområdet (WSP 2014-06-24) identifierades ett antal kunskapsluckor. I syfte att minska osäkerheten för kommande riskbedömning och åtgärdsutredning genomfördes ytterligare provtagning av jord och grundvatten.

Dessa kompletteringar består i:

- Installation av fyra nya grundvattenrör samt uttag av grundvattenprover från samtliga grundvattenrör på området för nya analyser (GV-JBref samt GV-JB1 t.o.m. GV-JB3)
- Inmätning av grundvattenytor för hydrogeologisk modellering
- Uttag av prov på järnsand för laktester (Prov "Järnsand JB 2014")

- Uttag av tre prov på typiska material för områdena för biotillgänglighetstest med avseende på oralt intag. Materialen bestod av järnsand, material från kolkajen samt en vanligt förekommande gul-brun fyllning (slaggvarp?) (Prov-beteckning: ”Järnsand Järnbruket”, ”Kolkajen Öster” samt ”Gulbrun sand Järnbruket”).

4 Områdesbeskrivning

Området ligger ca 3,5 km väster om Rönnskärsverken vilket har en påverkan på de miljömässiga förhållanden som råder på området, se vidare avsnitt 5.1.

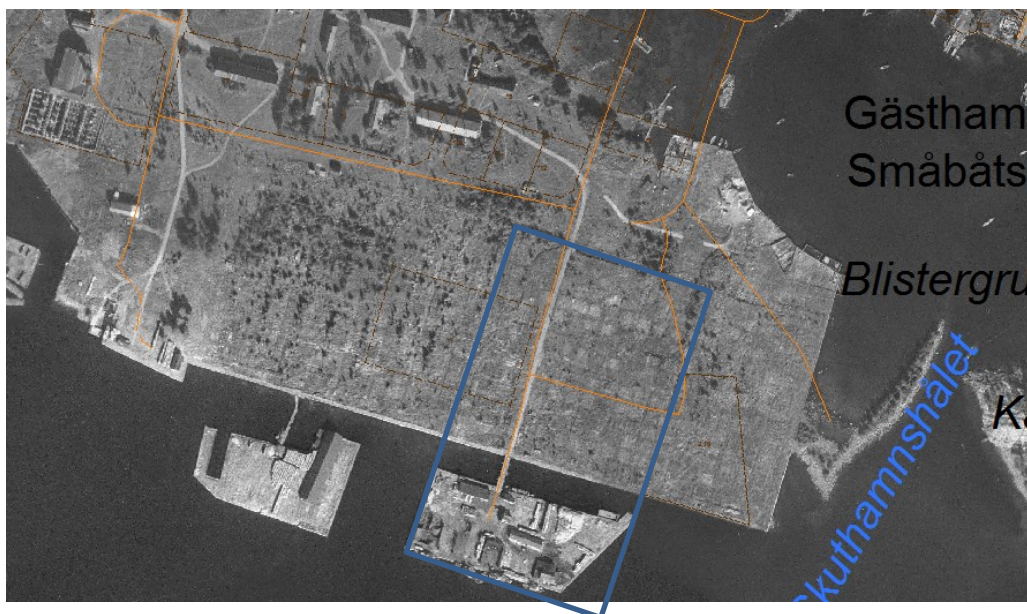
Det område som i dag kallas Kolkajen är en halvö i Skellefteälven som är ca 1 ha stor (lila område i Figur 2). Norr om denna ligger Järnbruksområdet (rött område i Figur 2). Under tidigt 1900-tal bedrev Sävenäs såg verksamhet i angränsande område, i Figur 2 benämnt ”brädgården”. Vidare angränsar undersökningsområde till båtvarv markerat med grön-gul färg.



Figur 2. Flygfoto över Sävenäsområdet som visar undersökta områden 2010 (Flygfoto 2007, SOLEN X, Skellefteå kommun 2011). Föreliggande huvudstudie avser det lila och röda området.

4.1 Verksamhets- och fastighetshistorik

Hela Sävenäsområdet har varit föremål för många olika verksamheter under åren. I tidigare undersökningar gjorda av Skellefteå kommun finns utförliga historiska beskrivningar (Skellefteå kommun 2011, 2012 och 2013). Nedan ges en kort sammanfattning av verksamheten inom Järnbruksområdet och Kolkajen till den utredda frågeställningen.



Figur 3. Flygbild från 1946 som visar järnbruksområdet och Kolkajen innan utfyllnad. Området där förorening konstaterats är översiktligt markerat med blå rektangel. Kolkajen har 1946 enbart förbindelse via bro.

4.1.1 Kolkajen

Verksamhet har bedrivits från början av 1900-talet fram till 1960-talet i form av lagring av sten- och träkol men även tillverkning av träkol fram till 1940-talet. Försäljning av eldningsolja bedrevs även på Kolkajen.

4.1.2 Järnbruksområdet

På Järnbruket smältes malm till tackjärn. Malmen togs från Hälsingland och Roslagen och transporterades med fartyg till området. Verksamheten bedrevs mellan åren 1858-1878. Generella processer som ingick i järnbruk var att malmen rostades i sk rostgropar/rostugn och därefter sönderdelades. Den rostade malmen smältes därefter med kol i masugn och tappades upp i formar för att bilda tackjärn. Vid rostning avlägsnas främst svavel men även oorganiska ämnen med egenskaper som gör att de kan avgå med rökgasen vid höga temperaturer under förbränning t.ex. arsenik (Kalmar läns museum 2009). Restprodukten slaggvarp kan ha gulaktigt färg som kan vara arsenikförorenade (Kalmar läns museum 2009). Beroende av hur rosten framdrivits kan slaggens färg och sammansättning variera.

Restprodukter (glasaktig slagg) från verksamheten har i tidigare undersökningar be-tecknats som relativt inert (Skellefteå kommun 2012).

4.2 Nuvarande och framtida verksamheter

I dagsläget pågår ingen verksamhet på Kolkajen. Området används som strövområde av närboende för exempelvis rastning av hundar.

Järnbruksområdet är för närvarande planlagt som industriområde. På Järnbruksområdet finns följande verksamheter; Kallholmens bryggeri, Seatec (försäljning av fritidsmaskiner såsom båtar och snöskotrar), Ursvikens Segelsällskap som har upplagsplatser för

vinterförvaring av båtar i området. Vidare finns ISAB (stängsel, tunnplåtsarbeten, smidesarbeten mm) samt Däcktjänst i Skellefteå hamn AB, Imus AB, Eurosan vacuum AB och Trucknik Reservdelar AB.

Översiktsplan anger att området kan komma att användas för rekreation. Kommunen har tydligt indikerat att det inte är aktuellt med bostäder i Sävenäsområdet (dvs. Järnbruksområdet, Kolkajen eller Brädgårdsområdet/Gjuteriet i väster).

4.3 Geologiska och hydrologiska förhållanden

Järnbruksområdet består till stor del av fyllnadsmassor däribland järnsand¹ som förekommer lokalt i nordöstra delen. Båthusen i nordöstra delen av området var de första som byggdes på 1970-talet och vid anläggningsarbeten användes bl.a. järnsand. Industribyggnaderna längs östra sidan på vägen ner mot Kolkajen byggdes på 1980-talet och även här har utfyllnad gjorts med järnsand men även med naturligt material.

Vägen har funnits länge i området och fyllnadsmaterial som järnsand och rester från järnbruket finns troligen i vägen.

Kolkajen var som nämnts ursprungligen en ö, skild från fastlandet (Figur 3). Kajen har fyllts ut under olika tidsepoker och är uppbyggd av s.k. spink (träspont) samt minero-gena fyllnadsmassor och exempelvis kol, bark och slaggrester från Järnbruksområdet. Fyllningens mäktighet varierar mellan 0,5-2 m (Skellefteå kommun 2012). På delar av kajen har en betongplatta funnits. Den har numera spruckit upp underminerats och eroderats längs kajkanten mot havet. Ytligt på området finns även ställvis kol.

4.3.1 Geologi

Området är strandnära och har bildats i och med landhöjningen. Den naturliga jordarten på platsen är i huvudsak svallad morän (SGU 2014a) men består också av silt och lersediment i varierande grad och sand i olika fraktioner. Silten förekommer främst i de lägre belägna delarna medan sanden återfinns på de högre delarna. Sedimenten underlagras av morän. (Skellefteå kommun 2013). På Järnbruksområdet förekommer, som tidigare nämnts, områden utfyllda med järnsand. Bergrunden i området utgörs i huvudsak av sura bergarter som granit (SGU 2014b).

4.3.2 Hydrogeologi

Dricksvattenuttag av grundvatten sker inte på Sävenäsområdet. Grundvatten inom området består dels av lokalt infiltrerat regnvatten samt grundvatten som rinner till från angränsande områden (Skellefteå kommun 2012). Variationer och flöden styrs helt av nivåer i Skellefteälvens mynning (Skellefteå kommun 2012). Enligt SGUs brunnsarkiv finns inga brunnar i närområdet (SGU 2014).

Nederbörden i området uppgår årligen till mellan 600 och 650 mm. Avdunstningen uppgår till 300 – 350 mm/år, vilket innebär en grundvattenbildning om ca 300 mm/år. (Skellefteå kommun 2012)

¹ Restprodukt från Boliden Rönnskärsverken vilken används som konstruktionsmaterial till följd av dess goda geotekniska egenskaper. Materialet har betydande totalhalter av tungmetaller samt arsenik men har visats ge en låg lakning. Producenten rekommenderar en användning ovan grundvattennivån samt att materialet inte används vid känslig recipient (Borell 2009).

Grundvattnet strömmar generellt mot älven. Grundvattenytan inom järnbruksområdet är belägen mellan 1 och 4 m under markytan. Grundvattenytan inom de strandnära områdena är belägen ca 1 m under markytan och ligger i de djupare fyllnadsmassorna. Djupare liggande grundvatten förväntas på de områden som inte är strandnära.

För att erhålla mer information om grundvattnets strömningsriktning inom och ut från området installerades fyra grundvattenobservationsrör av Skellefteå kommun. Grundvattenytans nivå mättes samma dag som rören installerades och vid fem efterföljande tillfällen under totalt sex veckor, nivåerna redovisas i **Bilaga 1**. Grundvatten rör sig från högre till lägre nivåer, men utifrån uppmätta grundvattennivåer kan det generellt inte ses ett tydligt strömningsmönster. I den södra delen av området bedöms grundvattnet strömma söderut, mot älven, medan riktningen är mer otydlig i resterande delar av området.

Anledningen till att ett tydligt strömningsmönster inte kan ses kan vara att marken är heterogen och att rören därför sitter i olika material och därav i olika grundvattenmagasin. En annan orsak kan vara att rören inte fungerar optimalt, vilket leder till att den uppmätta nivån i röret inte avspeglar magasinets nivå. Befintliga ledningsgravar inom området har undersökts, eftersom dessa kan påverka strömningsmönstret, men en tydlig effekt kunde inte ses.

Eftersom mätningen av grundvattennivåerna inte gav en tydlig bild undersöktes även topografien inom området; grundvattennivåerna följer generellt höjdnivåerna. Markens lutning redovisas i figur 7 i Bilaga 1.

4.3.3 Recipient Sörfjärden

Skellefteälvens mynningsområde Sörfjärden har en betydande belastning från ett flertal källor (Vatteninformationssystem Sverige, VISS). Vattenförekomsten har en beräknad omsättningstid på 10-39 dagar.

Ytvattenförekomsten uppnår inte god kemisk status med avseende på nickel, bly, bromerade difenyletrar, kadmium och hexaklorbensen. Kolkajen samt Järnbruksområdet är två av fyra identifierade punktkällor tillsammans med belastning från dagvatten.

5 Föroreningssituation

I Figur 1 redovisas samtliga provpunkter från undersökningarna som gjorts 2008, 2010 och 2012 samt 2014. En sammanställning av analysresultat presenteras i Bilaga 2. I föreliggande rapport görs en summering av föroreningssituationen för området.

Generellt för hela undersökningsområdet är att organiska föroreningar inte uppmätts i halter över KM/MKM varför endast metallförekomsten i respektive delområde beskrivs. Föroreningarna i Kolkajns- och Järnbruksområdet domineras av tungmetaller.

Jorden har i föreliggande kapitel (5) delats in i nivå 0-1 m u my samt djupare än 1 m.

5.1 Bakgrundshalter

Områdets närhet till Rönnskärsverken innebär att bakgrundshalterna av grundämnen är högre jämfört med den naturliga i regionen. Följande bakgrundshalter har använts (halter i mg/kg TS) (Skellefteå kommun 2011):

- arsenik 30
- koppar 27
- bly 43
- zink 80

Variationen mellan referenspunkter var begränsad (40-100%). Påverkan av tidigare nedfall från Rönnskärsverket återfinns främst på nivå 0-0,5 m under markytan. För djupare jordlager (> 0,5 m) är bakgrundshalten av arsenik 14 mg/kg i Skellefteå kommun (Skellefteå kommun 2011). Bakgrundshalten av krom är inte förändrad i yttlig jord jämfört med djupare jord vilket stödjer sambandet med nedfall från Rönnskärsverken då krom har släppts ut i förhållandevis låga mängder relativt arsenik.

5.2 Indelning i egenskapsområden

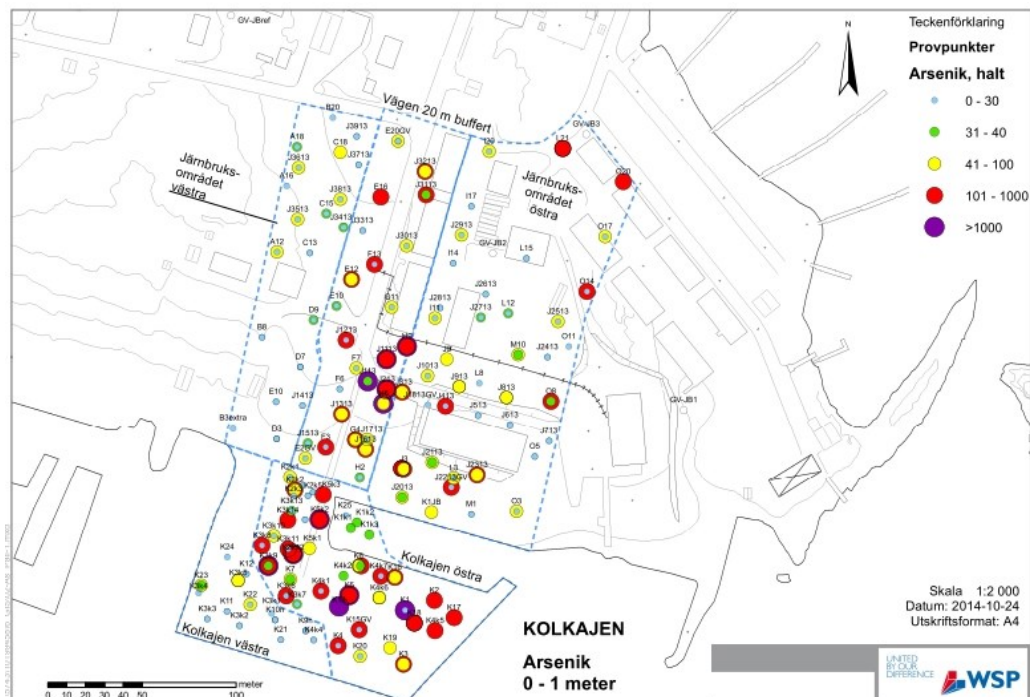
Kolkajen och Järnbruksområdet har i denna huvudstudie valts att betraktas som ett område med fem olika delområden med olika karaktär såsom förekomst av järnsand och slaggrester. Områdets fem delområden visas i Figur 4 och beskrivs nedan i Tabell 1.

Inom hela området förekommer ett flertal metaller samt arsenik i halter över generella riktvärden och i halter över lokal bakgrundsnivå, detta redovisas i Tabell 2.

Störst avvikelse visas av arsenik, koppar och zink. Övriga metaller samvarierar med dessa tre ämnen. För järnsanden är avvikelse från bakgrundshalter större för koppar och zink jämfört med arsenik. I restmaterial från järnbruket samt inom Kolkajen visar arsenik en större avvikelse jämfört med koppar och zink.

Tabell 1. Olika delområden på Kolkajen- och Järnbruksområdet med kort beskrivning av föroreningsförekomster och verksamheter.

| Benämning | Beskrivning |
|--------------------------------|--|
| Järnbruksområdet västra | Halter i nivå med bakgrundshalt. Avvikande fyllnadsmaterial har konstaterats i ett fåtal provpunkter. Historiskt var järnbruket placerat i denna del. Idag pågår ingen verksamhet och området är delvis skogsbevuxet. |
| Järnbruksområdet östra | Halter över bakgrundshalt. I nordöstra delen har järnsand påträffats i varierande mäktighet. Området har en gemensam historik där merparten av byggnaderna är anlagda under 1970-1980-talen. Idag bedrivs näringsverksamhet. |
| Vägen | Vägen samt en buffertzonen längs vägen på 20 m utgörs av ett delområde. Området urskiljer sig då uppmätta halter är högre i detta område jämfört med angränsande. |
| Kolkajen västra | Uppmätta halter av arsenik och metaller inom den västra delen är i nivå eller något över bakgrundshalt. Avvikande fyllnadsmaterial har konstaterats i ett fåtal provpunkter. När kol hanterades skedde detta i betongfickor. |
| Kolkajen östra | Uppmätta halter över bakgrundsnivå, merparten av provpunkter påvisar förorening över bakgrundsnivå. Området utfyllt vilket noteras i att jordlagret har begränsad mäktighet, därunder spink. |



Figur 4. Översiktlig indelning i delområden med olika föroreningsituation avseende arsenik nivå 0-1 m. Ritningen visas i sin helhet i Ritning 02.

5.3 Föroreningsituation jord

En summering av föroreningsituationen ges i Tabell 2. I Bilaga 2 ges en mer utförlig och detaljerad beskrivning av halter och analysresultat.

Resultat visar att förorening i begränsad grad trängt ner i naturlig lagrad jord eller i jord närmast naturligt lagrad. Detta visas t.ex. O17, O14, J3513, J113, F3, E16 samt A12 där halter i ytan varierar för arsenik mellan 83-3 200 mg/kg TS men där halt i djupare lagrad jord och naturligt lagrad jord (oftast 1-1,5 m under ytan) uppmätts till 5,4-15 mg/kg TS. Motsvarande halter för zink i samma provpunkter är i ytlig jord 980 -23 100 mg/kg TS och halt i djupare jord från 38-124 mg/kg TS.

Tabell 2. Översiktlig beskrivning av föroreningsituation för respektive delområde samt ytlig och djup jord.

| Område | Ytlig jord (0-1m) | Djupare jord (>1m) |
|--------------------------------|--|--|
| Järnbruksområdet Västra | Yta ca 7 400 m ² . Generellt lägre As-halter än i övriga områden, medelhalt i nivå med bakgrundshalt på 30 mg/kg. Maxhalt 100 mg/kg (2 av 34 prov). Övriga metaller medelhalt <MKM. | Generellt lägre halter As. Maxhalt (18 mg/kg) i nivå med bakgrundshalt (14 mg/kg i djupare jord). Övriga metaller <MKM. |
| Järnbruksområdet Östra | Yta ca 19 000m ² . Medelhalt ca 2 x bakgrundshalt, tio av 60 prov >100 mg/kg, Maxhalt 660 mg/kg. Medelhalter av Zn och Cu över MKM. | Medelhalt av As ca 3x bakgrundshalt (14 mg/kg). Maxhalt 370 mg/kg. Medelhalt av Zn och Cu strax över MKM. |
| Vägen | Yta ca 9 100 m ² . Medelhalt As ca 8x bakgrundshalt. Tretton av 38 prover >100mg/kg. Maxhalt 2 390, 3 750 och 3 210 mg/kg (övriga <500 mg/kg). Medelhalter av Zn och Cu över MKM. | Medelhalt AS ca 16x bakgrundshalt (14 mg/kg). Maxhalt 2 620 mg/kg (övriga <155 mg/kg). Medelhalter av Cu och Zn över MKM. |
| Kolkajen Västra | Yta ca 4 100 m ² . Medelhalt As < bakgrundshalt. Maxhalt 93 mg/kg. Övriga metaller medelhalt <MKM. | Begränsat dataunderlag (n=1). As 35 mg/kg. Övriga metaller <MKM. |
| Kolkajen Östra | Yta ca 8 500 m ² . Medelhalt As ca 10x bakgrundshalt. 24 av 48 prover >100mg/kg. Maxhalt 3 200 mg/kg. Medelhalter av Zn och Cu över MKM. | Begränsat dataunderlag (n=4). Medelhalt ca 10x bakgrundshalt (14 mg/kg). Maxhalt av As 540 mg/kg. Medelhalter av Zn över MKM. |

5.4 Föroreningsituation grundvatten

En summering av föroreningsituationen i grundvatten ges nedan. I **Bilaga 2** ges en mer utförlig och detaljerad beskrivning av halter och analysresultat.

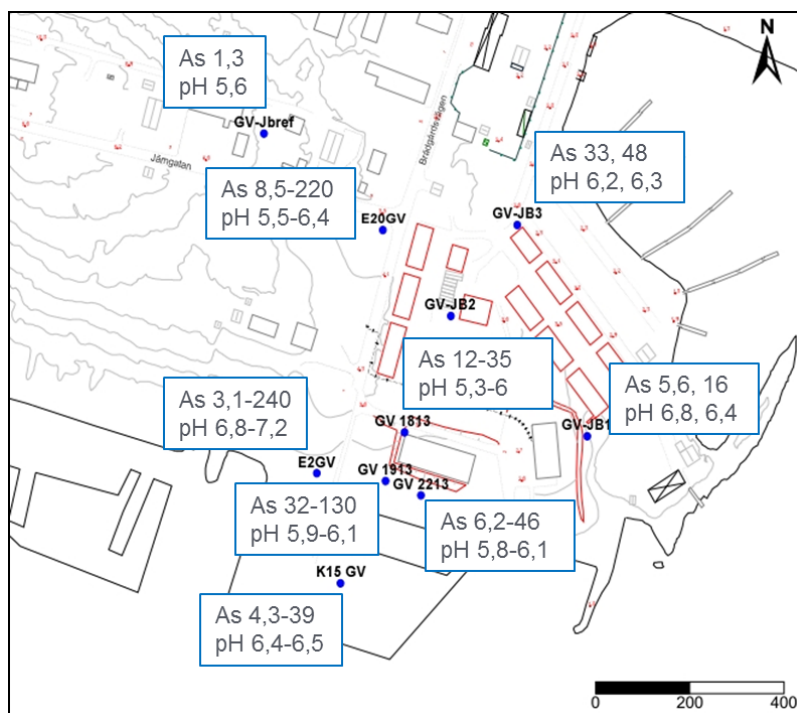
Halterna av arsenik, koppar och zink samt pH har mätts regelbundet i området. Samtliga metaller visar avvikelser från bakgrundshalter i jordborrade brunnar längs norrlandskusten (SGU 2013:1). Halterna varierar mellan rören men även mellan provtagningstillfälle för enskilda rör. Rörens placering framgår av Figur 5.

Högst halter uppvisas i E2GV samt E20GV vilka är placerade vid vägen. E20GV, som ursprungligen installerades som referensrör, uppvisar en betydande ökning i arsenikhalt med tiden, från 8,5 µg/l till 220 µg/l. En möjlig förklaring till denna ökning är att grundvattenröret installerades i provgropp och att den mättade zonen syresattes. Arsenik har en lägre rörlighet under oxiderade förhållanden. Med tid övergår förhållanden till reducerande miljö och arsenik får en högre mobilitet. Halten av arsenik över tid stämmer även med pH, när grundvattenröret var nytt var pH 5,5 jämfört med de senare mätningarna då pH steg till 6,2.

Halterna inom Kolkajen är förhållandevis låga vilket kan förklaras av att det området är litet och att det sannolikt är älven/havsnivån ger ett betydande grundvattenflöde.

Tabell 3. Summerande tabell över grundvattenrör inom respektive delområde samt förenings-situation i respektive grundvattenrör.

| Område | Grundvat-tenrör | Föroreningsnivåer |
|------------------------|--|--|
| Referensrör | GV-Jref | 1 mätillfälle As 1,3 µg/l, installerat aug 2014. |
| Vägen (20 m buf-fert) | E20GV | As 8,5-220 µg/l, stigande värden från installation juni 2012 till au-gusti 2014. Stigande pH under perioden. |
| | E2GV | As 3,1-237 µg/l. |
| Järnbruksområdet Östra | GV-JB3 | Järnsandsområde, begränsad påverkan av As (33 resp 48 µg/l) men hög halt av zink (3600 µg/l) |
| | GV-JB1 | Begränsade halter av As (5,6, 16 µg/l) och övriga metaller. |
| | GV 1813 | Begränsade halter av As (12-35 µg/l) och övriga metaller. |
| | GV 1913 | Påverkan av As (32-130 µg/l). Förhållandevis begränsade halter av övriga metaller. |
| | GV 2213 | Förhållandevis begränsade halter av As (6,2-46 µg/l) och övriga metaller. |
| GV-JB2 | Förhållandevis begränsade halter av As (7,2, 14 µg/l) och övriga metaller. | |
| Kolkajen Västra | - | |
| Kolkajen Östra | K15 GV | Förhållandevis begränsade halter av As (4,3-39 µg/l) och övriga metaller. |

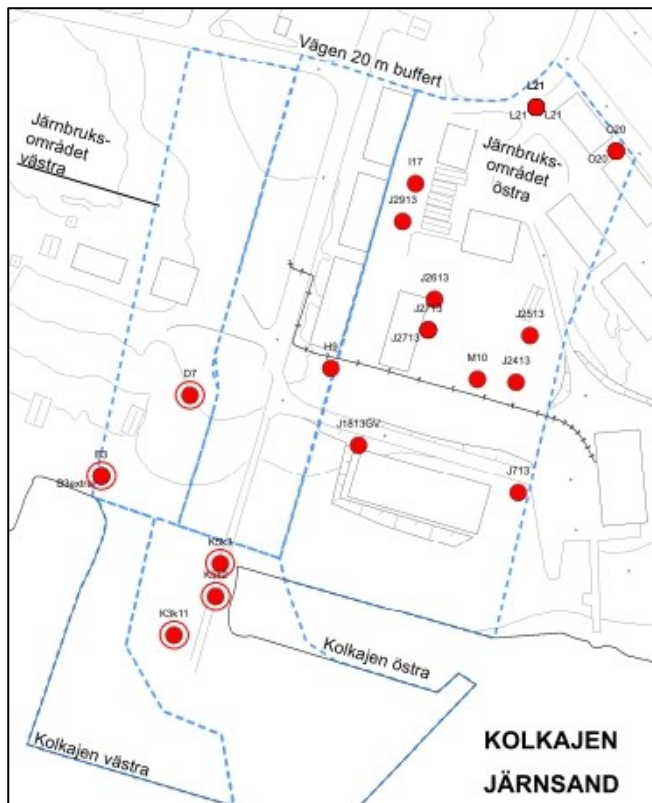


Figur 5. Grundvattenrör på området samt uppmätta arsenikhalter för respektive rör. Rör GV-JB ref, GV-JB1, GV-JB2 och GV-JB3 installerades i augusti 2014. Halter i ug/l.

5.5 Förekomst av järnsand

Järnsand förekommer över området och provpunkter med notering om järnsand redovi-sas i Figur 6. Producenten har rekommendationer om hur järnsand bör användas och i vilka områden, t.ex. är det inte lämpligt att använda materialet under grundvattenytan. I Skellefteå kommun har tidigare järnsanden använts relativt frekvent i olika anlägg-ningsobjekt. Idag (2014) är all användning prövningspliktig.

Från noteringar i fältprotokollen framgår att huvuddelen av prov innehållande järnsand har påträffats i östra delen av Järnbruksområdet. Generellt förekommer järnsanden ovan grundvattenytan men har i vissa fall påträffats i den zon där grundvattenytan fluktuerar. Den påträffade järnsanden förekommer både i djupare och ytligare jord, ofta i lager med en mäktighet på ca 0,2-0,4 m.



Figur 6. Provpunkter där järnsand förekommer. Mäktigheten av järnsand i de olika provpunkterna varierar mellan 0,2-0,4 m. I punkter markerad med ring runt om finns i fältprotokollen endast notering om observation av järnsand – inga skikt har observerats.

I riskbedömningen och beräkningen av representativa halter i mark har proverna med järnsand inkluderats. Då järnsanden är ett material som i stor utsträckning använts som ett anläggningsmaterial i området och har speciella egenskaper har proverna med järnsand lyfts ut och dessa innehåll av metaller specificeras i Tabell 4. I tabellen nedan har ingen djupindelning gjorts utan dessa resultat innefattar jord från 0-1,5 m.

Tabell 4. Metallhalter i prover som i fältprotokollen indikerats innehålla järnsand. Halter i mg/kg TS.

| | As | Cr | Cu | Pb | Zn | Hg |
|----------------|-----|-------|-------|-----|--------|------|
| Medel | 61 | 440 | 330 | 11 | 3 200 | <0,2 |
| Max | 550 | 3 600 | 1 700 | 47 | 31 400 | 1,0 |
| 90-perc | 160 | 1 400 | 1 200 | 40 | 7 700 | <0,2 |
| Median | 15 | 12 | 16 | 2,3 | 34 | <0,2 |
| Antal | 16 | 16 | 16 | 14 | 16 | 11 |

Medelhalten i järnsanden av arsenik, koppar och zink ligger över generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM). Medelhalt (och även 90-percentil) av Pb och Hg ligger under generellt riktvärde för MKM.

Grundvattenrör JB2 samt GV1813 är placerade i område där järnsand observerats. JB3 är placerad i järnsand. Halterna av metaller visar störst påverkan i rör JB3 där zink har uppmätts i halt 2300 µg/l respektive 3600 µg/l i detta rör var arsenikhalt 33, 48 µg/l samt koppar 22, 24 µg/l. JB3 speglar området där mest noteringar om järnsand finns och vid installation av grundvattenröret konstaterades järnsand. För detta område har järnsand ställvis noterats i nivå för grundvatten. Övriga rör bedöms vara mindre påverkade från järnsand baserat på uppmätta halter av zink i förhållande till koppar och arsenik samt fältobservationer som visar på lite järnsand.

5.6 Föroreningsituation ytvatten

Vid fyra provtagningstillfällen har prov tagits på ytvatten i Sörfjärden vid Kolkajen. Resultat redovisas i Bilaga 2. Uppmätta halter har jämförts med två referenspunkter; Kvistforsen uppströms Skellefteå stad samt Ursviksfjärden, Skellefteälvens mynning i havet.

Medelhalterna och maxhalterna är högre vid Kolkajen jämfört med referensmätningar i Kvistforsen men halterna, med undantag från bly, är i nivå med de som uppmätts för referenspunkt Ursviken.

6 Föroreningarnas lakbarhet och biotillgänglighet

6.1 Lakteter summerade resultat

Metallernas lakbarhet och spridningsbenägenhet har undersökts i laktetest enligt metod EN 12457-3. Utifrån lakbarhetstesterna har sedan K_d -värden för de olika metallerna beräknats. K_d -värde beräknas som halten i jord dividerat med halten i vatten. Ju högre värde, desto hårdare är metallen bunden och desto lägre blir lösligheten. Resultaten har jämförts med Naturvårdsverket generella K_d -värden (Tabell 5). Dessa är konservativa för att inte riskera underskattning av lösligheten. (Naturvårdsverket 2009). Fullständiga resultat finns redovisade i **Bilaga 3**.

Tabell 5. Beräknade K_d värden från lakningsförsök och totalhaltsanalyser i jämförelse med referensvärden från Naturvårdsverket (2009) för de dominerande föroreningarna. Värden markerade med fetstil visar där beräknat K_d är lägre (högre spridning) jämfört med generella antaganden.

| | Järnsand 2014 | Prov (K3k1-K3k15) | Prov (K4k1-K4k7) | Prov (D7,L1 5, I17) | Prov (O11,O8,J 9,D3,H2) | Prov (B8,O3,C 15,D3,O3 I11,L12) | Prov (L15,A16, B20, C15, E12) | Prov (JB Alla p1) | K_d referens (NV 2009) |
|-----------|---------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------------|---------------------------------|-------------------------------|-------------------|--------------------------|
| As | 1 500 | 1547 | 5534 | 575 | 692 | 1264 | 191 | 102747 | 300 |
| Cu | 75 000 | 2002 | 3377 | 402 | 842 | 1155 | 774 | 3034 | 600 |
| Zn | 81 000 | 7947 | 8603 | 4879 | 6211 | 13548 | 844 | 1292 | 600 |

6.2 Biotillgänglighetsanalys

För att undersöka biotillgängligheten hos arsenik i material från Kolkajen och Järnbruksområdet har ett s.k. UBM-test biotillgänglighetstest utförts. Testet simulerar potentiellt upptag av arsenik i mag/tarm-kanalen från förorenad jord. Ett UBM-test bestämmer biotillgänglighet genom ett antal lakningssteg där lakvätskorna efterliknar mag-tarmkanalens egenskaper. UBM-testet har validerats för arsenik, antimon, kadmium och bly (Denys et al. 2012). Fullständiga resultat finns redovisade i **Bilaga 4**.

Tre prover - ett på järnsand från Järnbruksområdet, ett på allmänt material från Kolkajen samt ett prov på den ställvis förekommande gula sanden (slaggvarp) på Järnbruksområdet har undersökts med avseende på biltillgänglighet. Resultaten framgår av Tabell 6.

Tabell 6. Resultat från biotillgänglighetstest av arsenik från typiska fyllnadsmaterial från området.

| Provbenämning | As (mg/kg TS) | Biotillgänglighet (%) |
|-------------------------------|---------------|-----------------------|
| Järnsand | | |
| Järnbruket (382) | 53 | 14 |
| Gulbrun sand Järnbruket (383) | 790 | 4,0 |
| Kolkajen öster (384) | 1 100 | 45 |

7 Riskbedömning

7.1 Problembeskrivning inkl. konceptuell modell

Föroreningskällor och aktuella föroreningar

Två huvudsakliga föroreningskällor är identifierade:

- Restprodukter från järnbruket som använts som fyllnadsmaterial. Inom både Järnbruksområdet samt Kolkajen har gulaktiga fyllnadsmassor påträffats med höga arsenikhalter. Detta material tolkas som tidigare nämnts vara en restprodukt från rostning av malm. Arsenikhalten varierar från 410-3 200 mg/kg TS, dock är resultaten inte entydiga, ett flertal av punkterna med notering om gulgulbruna skikt har uppmätta halter om ca 80-100 mg/kg TS. I samtliga provpunkter där arsenik uppmätts i halt över 1 000 mg/kg TS beskrivs materialet som vitgul till gulbrun sand, ibland med notering om svavellukt. Skillnader i

arsenikhalt kan bero av olika framgångsrik rostning. Där restprodukter används som fyllnadsmaterial, t.ex. vägen går förorening djupare under markytan.

- Diffus förorening från järnbrukstiden. Generellt inom båda områdena är halterna i nivå med bakgrund eller något högre jämfört med bakgrundshalt. Källa till denna måttliga förhöjning är sannolikt dels atmosfärisk deposition från Rönnskärsverken men troligtvis även diffus spridning/atmosfärisk deposition som skedde i samband under järnbruksperioden. Detta har främst inneburit en förorening av yttlig jord (0-0,5 m u my).

Utöver dessa två källor har även restprodukten järnsand använts som fyllnadsmaterial i nordöstra delen av Järnbruksområdet. Järnsand har höga totalhalter av zink och koppar, men även arsenik. Denna användning har i stort sett i enlighet med producentens rekommendationer dock finns materialet ställvis i nivå med grundvattenytan. Järnsand som använts inom aktuellt område tycks ha en något lägre arsenikhalt jämfört med medelsammansättningen som Boliden anger (medel 70 mg/kg TS) (Borell, Boliden 2009). Medelhalt för zink anges till 13 200 mg/kg TS och koppar 5 600 mg/kg TS (Borell, Boliden 2009).

Inom kolkajområdet samt östra delarna av Järnbruksområdet finns även slagg, vilken är glasaktig och med blåaktig färg. Analyser har visat att materialet är inert men kan innehålla tungmetaller som bly, kvicksilver, krom, kadmium och zink bundet som oxider.

Inom hela området har massor sannolikt flyttats runt och Kolkajen är till stora delar utfylld. Massförflyttning kan ha bidragit till en spridning av förorening. De ämnen som visat störst avvikelse från bakgrundsvärden är arsenik, zink och koppar. I mindre utsträckning även bly. I det stora flertalet analyser finns en samvarians mellan ämnena. Dock finns prover som främst visar betydande arsenikhalter.

Det har skett en begränsad nedträngning av metaller från förorenade fyllnadsmassor ner i naturlig jord (se kap 5.3). Fyllnadsmassor med höga metallhalter kan överlagra jord med halter som motsvarar bakgrundshalt.

Av förekommande ämnen har arsenik högre toxicitet för människors hälsa jämfört med zink och koppar som i första hand ger skadlig effekt på marklevande organismer. Arsenik kan ge såväl akuta som kroniska hälsoeffekter vid exponering. Vid tillfällig exponering av höga halter kan arsenik ge övergående akuta hälsoeffekter som illamående och kräkningar. Mycket hög exponering kan orsaka död. Längre tids exponering (kronisk) av måttligt förhöjda halter kan orsaka cancer. Tidigaste tecknen på långvarig arsenikexponering är pigmentförändringar i huden och förtjockning av hudens hornlager på handflator och fotsulor (Naturvårdsverket, 2008). Arsenik misstänks även öka risken för hjärt-kärlsjukdom och diabetes.

Spridnings- och transportvägar

Förorening finns i yttlig jord (0-0,5 m) samt inom mindre del av området djup jord. För nivå 1-1,5 m finns arsenikhalter upp till 2 600 mg/kg i två punkter, merparten av prov från denna nivå har dock arsenikhalter under 100 mg/kg TS. Djupast förorening har konstaterats för nivå 1,5-2 m (järnbruket östra) med en arsenikhalt om 170 mg/kg TS. Förorening kan transporteras med infiltrerande markvatten till djupare liggande jordlager samt till grundvatten. Förorening i yttlig jord kan spridas genom ytavrinning samt genom transport i diken och via ledningsnät. Spill- och dagvattenledningar går genom Järnbruksområdet längs Brädgårdsvägen samt parallellt med Bruksvägen ut i havet.

Förorening i betydande halter finns direkt i ytlig jord, det kan därför ske spridning genom vinderosion och damning.

Aktuella ämnen kan även spridas genom upptag i växter. Betydande halter finns i rotzonen.

Grundvatten finns från ca 1 m under markytan, förorening finns därmed både i omättad och i mättad zon. Grundvattenförorening är konstaterad med betydande variation i uppmätta halter. Det finns inga kända uppströms källor som kan bidra till metallförorening i grundvatten inom undersökningsområde. Via grundvattnet kan förorening nå Sörfjärden.

Strandkanten längs Kolkajen är eroderad. Vattenflödet i området är betydande till följd av havsnivåförändringar samt Skellefteälvens mynning. Detta ger risk för erosion av strandkant och därigenom spridning av förorening från förorenade massor i strandkant.

Exponeringsvägar

Övergripande åtgärds mål anger att området ska kunna användas för rekreation utan hälsorisker. Översiktsplan för området belyser områdets betydelse för rekreation.

Området har näringsidkare i direkt anslutning till området och inom förorenade området finns förråd, lagerlokaler vilka används av yrkesverksamma. Det är rimligt att anta att befintliga byggnader används/besöks regelbundet men inte under hela arbetsdagen. Områdets närhet till vatten innebär att det används frekvent av besökare. Human exponering inom området bedöms främst ske i ytlig jord (0-0,5 m). Exponering kan ske genom intag av jord, hudkontakt och inandning damm. Exponering för damm kan i begränsad utsträckning ske vid vistelse i förrådsbyggnader. Delar av området är bevuxet eller har hårdgjorda ytor, vilket begränsar damning.

Det är möjligt att bär t.ex. hallon plockas inom området. Dock utgör detta sannolikt en begränsad del av närboendes totala intag av frukt och grönsaker.

Skyddsobjekt

Primära skyddsobjekt är yrkesverksamma samt besökande barn och vuxna. Området används för rekreation.

Marklevande djur och växter har inte identifierats som ett primärt skyddsobjekt. Till följd av områdenas betydande mängd fyllnadsmaterial av varierande kvalitet (kol, trärester, järnsand, slaggrus m.m.) är sannolikt markens nuvarande funktion (markmiljö) påverkad.

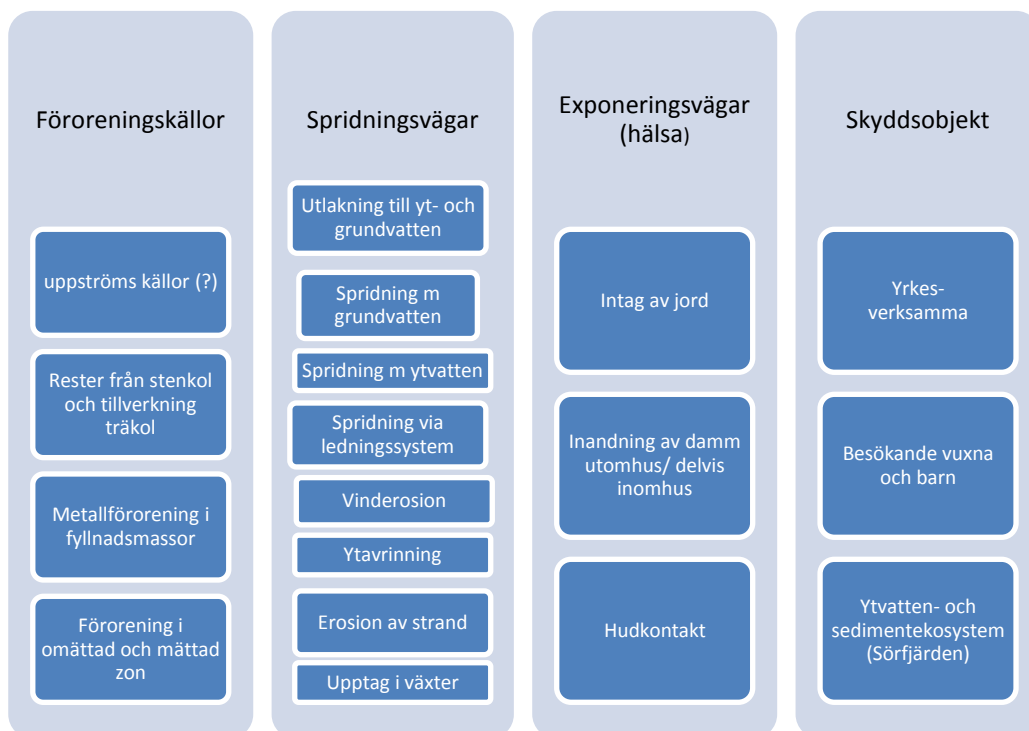
Ytligt grundvatten är inte skyddsvärt då tekniska förutsättningar för grundvattenuttag saknas, bland annat till följd av dess närhet till Skellefteälven samt områdets stora andel fyllnadsmassor.

Sörfjärden (vattenförekomst SE644040-211260) som är en del av Skellefteälvens mynning i havet är recipient för området. Vattenförekomsten är klassad med måttlig ekologisk status och med risk att ekologisk status ej uppnås 2021. På motsvarande sätt är vattenförekomsten klassad som att kemisk status ej uppnår god status och att det finns risk att kemisk status ej uppnår god status 2021.

Sammanfattande konceptuell modell

I Tabell 8 redovisas en konceptuell modell för aktuellt undersökningsområde.

Tabell 7. Översiktlig konceptuell modell. Uppströms källor har markerats med ? för att belysa osäkerhet om detta stämmer.



7.2 Exponeringsanalys

I problembeskrivningen har skyddsobjekt och spridningsvägar identifierats. I detta avsnitt sammanställs halter av styrande föroreningar i mark som skyddsobjekten kan exponeras för.

7.2.1 Fördelning av halter

Provtätheten inom både östra och västra Kolkajen är god i ytlig jord, från 1 prov/200 m² till 1 prov/300 m². Provtäthet i djup jord är kraftigt begränsad (4 prov respektive 6 prov) delvis till följd av att rustbädd ligger grunt under marken vilket innebär att djupa markprover inte kunnat tas ut. Inom Järnbruksområdet är provtätheten god i samtliga delområden, både i ytlig och i djup jord. Provtätheten varierar från 1 prov/300 m² till 1 prov/350 m².

För bedömning av exponering från respektive delområde används den övre konfidensgränsen för medelvärdet, UCLM₉₅², som representativ halt. UCLM₉₅ har beräknats för ytlig jord (0-0,5 m) respektive djup jord (> 0,5 m) och redovisas i Tabell 8. UCLM₉₅ har valts som representativ halt för att ta hänsyn till osäkerheten i dataunderlaget. Lägst variation finns inom västra delen av Kolkajen (90 %). Västra Järnbruksområdet har

² Upper Confidence Limit of Mean. Beräkningar av UCLM₉₅ har utförts i programmet ProUCL v5.0 (U S EPA, www.epa.gov/esd/tsc/software.htm). Data har ej varit normalfördelade varför en icke-parametrisk metod (bootstrap 95-percentil) använts för skattning av UCLM₉₅.

enstaka provpunkter med kraftig förorening men uppvisar i övrigt en mindre variation. Störst variation (160-350%) har påvisats i vägen och för zink respektive arsenik.

De beräknade representativa halterna visar kraftig föroreningsomfattning i ytlig jord (0-0,5 m) inom vägområdet, Kolkajen östra. Representativ halt inom järnbruket östra är lägre jämfört med föregående nämnda. Representativ halt visar att i vägområdet sträcker sig föroreningen även ner i djupare jord, delvis beroende av påverkan från enstaka punkter med mycket hög halt. Även järnbruket östra visar representativ halt i djup jord över bakgrundshalt, detta kan härledas till förekomst av järnsand. Inom kolkajområdet är dataunderlaget för djup jord begränsat, delvis pga att jordlagret är tunt.

Tabell 8. Beräknat medelvärde som UCLM₉₅, samt maxhalter och variationskoefficient (CV) för respektive delområde. UCLM₉₅ har valts som representativ halt. Beräkningar har gjorts som bootstrap 95-percentil. Ytlig jord motsvarar 0-0,5 m och djup jord >0,5 m. Halter i mg/kg TS.

| | | | UCLM 95 | Max | Variationskoefficient |
|------------------------|------------|----|---------|--------|-----------------------|
| Järnbruket | ytlig jord | As | 38 | 100 | 2,4 |
| | | Cu | 180 | 1 000 | 1,6 |
| | | Zn | 530 | 2 800 | 2,5 |
| | djup jord | As | 11 | 37 | 0,89 |
| | | Cu | 18 | 90 | 1,4 |
| | | Zn | 38 | 240 | 1,6 |
| Järnbruket | ytlig jord | As | 93 | 660 | 1,7 |
| | | Cu | 1 000 | 4 800 | 1,6 |
| | | Zn | 3 100 | 19 900 | 1,9 |
| | djup jord | As | 60 | 370 | 1,6 |
| | | Cu | 370 | 2 040 | 1,8 |
| | | Zn | 940 | 4 800 | 1,6 |
| Vägen | ytlig jord | As | 520 | 3 210 | 2,4 |
| | | Cu | 680 | 3 300 | 1,6 |
| | | Zn | 3 000 | 23 000 | 2,5 |
| | djup jord | As | 340 | 2 600 | 3,5 |
| | | Cu | 470 | 4 700 | 3,2 |
| | | Zn | 860 | 7 700 | 3,0 |
| Kolkajen västra | ytlig jord | As | 34 | 93 | 0,85 |
| | | Cu | 200 | 510 | 0,97 |
| | | Zn | 400 | 1 080 | 1,1 |
| | djup jord* | As | 43 | 46 | |
| | | Cu | 140 | 140 | |
| | | Zn | 210 | 240 | |
| Kolkajen östra | ytlig jord | As | 480 | 3 200 | 1,8 |
| | | Cu | 700 | 4 100 | 1,6 |
| | | Zn | 1 700 | 7 900 | 1,3 |
| | djup jord* | As | 36 | 540 | |
| | | Cu | 26 | 520 | |
| | | Zn | 300 | 8 700 | |

*75-percentil pga få data

7.2.2 Biotillgänglighet

Resultat från biotillgänglighetstesten har visat en lägre tillgänglighet jämfört med generella antaganden om 100% tillgänglighet i mag-tarmkanalen. Ett konservativt antagande om att biotillgängligheten är nedsatt till 40% vilket ungefär visar biotillgänglighet för material från Kolkajen. Järnsanden visar än lägre tillgänglighet om 14% och slaggvarpen (gulbruna materialet) visar endast 4% biotillgänglighet.

Bedömning baseras på resultat från tre prov. Ytterligare tester i åtgärdsförberedande skede kan verifiera gjorda antaganden.

7.2.3 Löslighet

Totalt har åtta laktester genomförts på olika prover från områdena (Tabell 9). Med undantag från två samlingsprov från Järnbruksområdet (L15, A16, B20, C15, E12 samt D7, L15, I17) är lakningen väsentligt lägre jämfört med generella antaganden. Några prov visade lakning i nivå eller högre jämfört med generella antaganden. Dessa prov utmärkte sig även i att totalhalter var lägre än, eller i nivå med MKM dvs arsenikhalt 8 respektive 29 mg/kg TS, kopparhalt 10 respektive 92 mg/kg TS samt zinkhalt 24 respektive 184 mg/kg TS.

Lägst lakning visar järnsanden samt samlingsprov från vägen. Den samlade bedömningen från samtliga laktester är att förorenade massor från området lakar mindre än generella antaganden (Naturvårdsverket 2009). För att ta hänsyn till den lägre lakningen har K_d -medianvärde för genomförda laktester valts, resultat från lakning av järnsand har inte tagits med undantag från järnsand då detta material skiljer sig från övrigt och har en konstaterad låg lakning. Om även järnsand skulle vägas in skulle K_d höjas ytterligare (för arsenik till 1 400, koppar 1 600 och zink 6 400). Då laktest har gjorts på samlingsprov kan järnsand vara representerat i samlingsproverna. Median har valts för att konservativt ta hänsyn till variation i genomförda laktester. Genomförda laktest bekräftar att järnsanden har låg lakning i likhet med leverantörens specifikation (Borell, Boliden 2009).

Tabell 9. Sammanfattning av K_d värden från respektive delområde i förhållande till de generella från Naturvårdsverket (2009).

| | Järnsand 2014 | Samplingsprov Kolkajen | Samplingsprov (Järnbruk ej järnsand) | Samplingsprov (vägen) | Valt K_d -värde (median)* | Generellt K_d (Naturvårdsverket 2009) |
|-----------|---------------|------------------------|--------------------------------------|-----------------------|-----------------------------|---|
| As | 1 500 | 1547-5534 | 191-1264 | 102747 | 1200 | 300 |
| Cu | 75 000 | 2002-3377 | 402-1155 | 3034 | 1200 | 600 |
| Zn | 6 600 | 7947-8603 | 844-13548 | 1292 | 6200 | 600 |

*ingående laktester är benämnda "K3K1-K3K15", "K41-K47", "O7/L15/I17", "O11/O8/J9/D3/H2", "B8/O3/C15/D3/I11/L12", "L15/C16/E12" samt "JB alla p1".

7.2.4 Järnsand

Järnsand som finns inom järnbruket östra kommenteras separat avseende exponering, biotillgänglighet samt spridning/löslighet.

Järnsand har konstaterats i ytlig samt i djup jord. Avseende hälsorisk är ytlig jord (0-0,5 m) av störst relevans. Representativ halt samt maxhalt i järnsandsområde redovisas i Tabell 10. De högsta halterna av ämnena är kopplade till notering om järnsand samt ytlig jord, med undantag från maxhalten av zink som noterats för djup 0,5-1 m. Inom området finns även förorenade prov som inte har notering om järnsand.

Ett biotillgänglighetstest är gjort för arsenik i järnsand och detta resultat visade 14 % biotillgänglighet. Om representativ arsenikhalt räknas om till vilken halt det motsvarar med hänsyn till resultat från biotillgänglighet blir medelhalten 13 mg/kg

(0,14×93 mg/kg) och maxhalten bli 86 mg/kg (0,14×660 mg/kg). Det finns inga litteratordata över andra jämförbara test av biotillgänglighet för järnsand, underlaget avseende järnsands biotillgänglighet är därför begränsat.

Tabell 10. Beräknat medelvärde som UCLM₉₅ samt maxhalter och variationskoefficient (CV) för Järnbruket östra. UCLM₉₅ har valts som representativ halt. Beräkningar har gjorts som bootstrap 95-percentil. Ytlig jord motsvarar 0-0,5 m och djup jord >0,5 m. Arsenikhalt har korrigerats mot biotillgänglighet om 14%. Halter i mg/kg TS.

| | | | UCLM 95 | Max | Variationskoefficient |
|------------------|------------|----|----------|----------|-----------------------|
| Järnbruket östra | ytlig jord | As | 93 → 13 | 660 → 86 | 1,7 |
| | | Cu | 1 000 | 4 800 | 1,6 |
| | | Zn | 3 100 | 19 900 | 1,9 |
| | djup jord | As | 60 → 8,4 | 370 → 52 | 1,6 |
| | | Cu | 370 | 2 040 | 1,8 |
| | | Zn | 940 | 4 800 | 1,6 |

Uppmätta zinkhalterna i grundvatten (2 300 respektive 3 600 µg/l) i östra Järnbruksområdet är högre än de som förväntas utifrån resultat från lakttest (K_d 81 000 kg/l) och zinkhalter i järnsanden (uppmätta 4300 – 31 000 mg/kg TS). Detta kan vara en effekt av järnsand som återfinns i den mätade zonen. Det finns ingen skillnad i zinkhalt i ytvatten från Kolkajområdet respektive Ursviksfjärden (se vidare i kapitel 8.2.5).

7.2.5 Kemisk status avseende Sörfjärden

Naturvårdsverket (2008) har föreslagit gränsvärden för koppar och zink i ytvatten. För arsenik används det kanadensiska gränsvärdet för ytvatten (CCME, 2007). Jämförelser visar att Sörfjärden och Ursviksfjärden är belastade vikar.

Medelzinkhalt i ytvatten vid Kolkajen och Ursviken men även medelzinkhalt vid Kvistforsen är högre än föreslaget riktvärde. Riktvärdet utgår från skydd av vattenlevande organismer. För arsenik och koppar är uppmätta maxhalter vid Kolkajen i nivå eller något under riktvärden. Med undantag från ett provtagningsstillfälle är proverna från Kolkajen filtrerade i fält vilket även jämförvärden antar.

Tabell 11. Uppmätta halter i Sörfjärden jämfört med bakgrundshalter och riktvärde. Riktvärde för arsenik har hämtats från kanadensiska ytvattenkriterier för skydd av vattenlevande organismer. Riktvärde 5 µg/l avser sötvatten och 12,5 µg/l marint vatten. Sörfjärdens och Skellefteålväns mynning består sannolikt mer av sötvatten än bräckt vatten. Halter i µg/l.

| Metall | Ytvattenhalt medel/max | Jämförvärden (µg/l) | | Riktvärde |
|---------|------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|-----------------------|
| | | Bakgrundshalt Ursviken medel/max | Bakgrundshalt Kvistforsen medel/max | |
| arsenik | 2 / 3,8 | 2,3 / 2,5 | 0,57 / 1,4 | 5 / 12,5* |
| koppar | 1,9 / 4,1 | 2,4 / 3,1 | 0,73 / 5,8 | 4** |
| zink | 7,8 / 16 | 12 / 14 | 3,6 / 12 | 3** (mjukt vatten) |

*. CCME (2007).

** Naturvårdsverket 2008, rapport 5799 förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen.

7.3 Effektanalys

Effektanalys syftar till att beskriva vid vilka koncentrationer av förorening där risk för negativa effekter kan uppstå. Effektanalysen tar fram riskkriterier genom t.ex. beräkning av riktvärden för skydd av hälsa och miljö.

7.3.1 Platsspecifika riktvärden

Antaganden

Antagandena för beräkning av platsspecifika riktvärden baseras på övergripande åtgärds mål och identifierade skyddsobjekt, spridnings- och exponeringsvägar i problembeskrivningen. Detta innebär att besökande och yrkesarbetande skall skyddas samt att recipient skall skyddas.

Riktvärden för jord har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsprogram version 1.00 (Naturvårdsverket, 2009) för arsenik, koppar och zink, vilka har medelhalter över-skridande MKM och som bedömts utgöra huvudsaklig föroreningar. Riktvärden har tagits fram för två olika jorddjup, ytlig jord (0-1 m u my) samt djup jord (>1 m u my). En indelning i djupled motiveras av att exponering för djupare jord sker mer sällan än för ytlig jord.

I Tabell 12 sammanställs de antaganden som riktvärdena baseras på:

- Beräkningarna utgår från generella antaganden för MKM.
- Exponering via intag av jord, inandning av damm och hudupptag antas endast ske ett begränsat antal dagar. I ytlig jord antas för barn 100 dagar/år och för vuxna 70 dagar/år, motsvarande i djup jord är 20 dagar/år för barn och vuxna. Detta utgår från områdets nuvarande och planerade markanvändning.
- Biotillgänglighet via oral exponering har justerats för arsenik till 40 % avseende kronisk/långtidsexponering. Detta är ett konservativt antagande då två övriga områdestypiska material (järnsand respektive slaggvarp/slagg) visade lägre tillgänglighet. Dataunderlaget består av tre biotillgänglighetstester. Ytterligare biotillgänglighetstester i åtgärdsförberedande skede kan verifiera dessa antaganden.
- Skydd av markmiljön beaktas inte eftersom förutsättningarna för markorganismer begränsas utifrån befintliga fyllnadsmassors egenskaper.
- Ytvattnet Sörfjärden skyddas som ytvattensystem. En platsspecifik utspädningsfaktor för porvatten till grundvatten har beräknats till 6 800 ggr. Utspädningsfaktorn utgår från områdets längd och bredd (180×270 m), infiltration av grundvatten (300 m/år) och Sörfjärdens volym och omsättningstid (Tabell 12).
- Ämnesspecifika parametrar för lösligheten (fördelningskoefficienten, K_d) har justerats för arsenik, koppar och zink enligt platsspecifika data.

Tabell 12. Sammanställning av antaganden för beräkning av platsspecifika riktvärden för ytlig respektive djup jord. Antaganden för generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) redovisas som jämförelse. B = barn, V = vuxna. Sörfjärdens volym utgår från antagande om medeldjup om 3 m samt area 3,3 km² och omsättningstid om 10-39 dagar (viss.lst.se).

| Exponeringsväg | Platsspecifika antaganden | | Generella riktvärden |
|-----------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | Ytlig jord 0-0,5 m | Djup jord >0,5 m | MKM |
| Intag jord (dygn/år) | B: 100 | B: 20 | B: 60 |
| | V: 70 | V: 20 | V: 200 |
| Hudupptag (dygn/år) | B: 100 | B: 20 | B: 60 |
| | V: 70 | V: 20 | V: 90 |
| Inandning damm (dygn/år) | B: 100 | B: 20 | B: 60 |
| | V: 70 | V: 20 | V: 200 |
| Jordegenskaper | Normaltät | Normaltät | Normaltät |
| Grundvatten som naturresurs | Ej aktuellt | Ej aktuellt | 200 m nedströms området |
| Ytvatten som naturresurs | Ja | Ja | Ja |
| Volym Sörfjärden | 9 900 000 m ³ | 9 900 000 m ³ | 1 000 000 |
| Omsättningstid | 0,1 år | 0,1 år | 1 år |

Beräknade riktvärden

Framtagna platsspecifika riktvärden presenteras i Tabell 13. I **Bilaga 5** redovisas uttagsrapport med sammanställning av antaganden samt beräknade riktvärden uppdelat på de olika skyddsobjekten.

Tabell 13. Platsspecifika riktvärden för arsenik, koppar och zink i ytlig respektive djup jord. Riktvärdena utgår från förändrad biotillgänglighet avseende oralt intag för arsenik, fördelningsfaktor K_d för arsenik, koppar och zink samt platsspecifik utspädning. Styrande skyddsobjekt för riktvärdet anges.

| Riktvärde | | Ytlig jord 0-0,5 m | | Djup jord >0,5 m | |
|--------------------|-------|--------------------|--------------------------------------|------------------|-------------------|
| | | RV | Styrande | RV | Styrande |
| Arsenik-mod | mg/kg | 50 | Intag jord | 200 | Hudkontakt |
| Koppar-mod | mg/kg | 8 000 | Skydd av ytvatten | 8 000 | Skydd av ytvatten |
| Zink-mod | mg/kg | 100 000 | Intag jord, korrigering andra källor | 170 000 | Skydd av ytvatten |

Riktvärden för arsenik styrs för både ytlig och djup jord av risk för cancer genom kronisk/långtids exponering vid hudkontakt.

Koppar har mycket låg humantoxicitet genom intag av jord/hudkontakt varför denna hälsorisk ej är begränsande (Bilaga 5). Styrande för riktvärdet blir istället skydd av ytvatten. Till följd av den betydande omsättningen av vatten i Sörfjärden ges genom beräkningsmodellen acceptans för betydande halter av koppar och zink. För att inte tillåta en för hög belastning pga utspädning beräknas därför även total belastning från området. I följande kapitel utvärderas beräknade riktvärden i förhållande till uppmätta halter.

7.4 Riskkarakterisering

I detta kapitel utvärderas föroreningsnivåerna i jord mot de haltnivåer som bedömts acceptabla ur ett riskperspektiv. Vidare utvärderas spridningen och belastningen till ytvatten.

7.4.1 Akuta hälsorisker

För att karakterisera akuta hälsorisker av arsenik jämförs beräknade akuttoxiska nivåer med högsta uppmätta halten och 90-percentilen i respektive delområde i Tabell 14. För att exponeras via intag av jord krävs att jorden är tillgänglig, varför bedömningen av akuttoxiska effekter främst är relevant för ytlig jord. Gräns för akuttoxisk effekt beror av vikten hos individen och mängden jord i förhållande till den dos där akuta effekter förväntas. Detta innebär att med ökad vikt hos individen ökar nivån där effekter kan förväntas. Vägledningsmaterialet utgår från ett litet barn som väger 10 kg och som äter 5 g jord. I syfte att visa haltökningar med ökad vikt har beräkning även gjorts för 10-årigt barn (30 kg) samt vuxen (70 kg). Mängden jord har bibehållits och motsvarar ca ½ tsk jord, om 1,9 g/cm³ antas som densitet.

Även den akuta effektnivån kan korrigeras mot biotillgänglighet. Men efter diskussion i projektgrupp för objektet har beslut tagits att den akuta effektnivån inte skall korrigeras mot biotillgänglighet. Detta baseras på att underlaget för biotillgänglighet är begränsat. Ytterligare biotillgänglighetstest i åtgärdsförberedande undersökningar skulle kunna ge ökad kunskap om biotillgänglighet.

Tabell 14. Uppmätta maxhalter och 90-percentilen av arsenik jämfört med beräknade nivåer för temporära negativa effekter. Områden där effektnivå överskrider för respektive skyddsobjekt har i tabell markerats med för ett litet barn (fetstil), en 10-åring (fet och kursiv stil) och en vuxen (fet, kursiv, understruken). Nivå för akut toxicitet för barn har inte jämförts för djup jord. Gräns för akuttoxisk nivå har inte justerats med avseende på biotillgänglighet

| Delområde | Jordnivå (m u my) | Maxhalt mg/kg TS | 90-perc mg/kg TS | Temporära akuta effekter (mg/kg TS) intag 5 g jord | | |
|----------------------|----------------------|---------------------|------------------------|---|--------------------|-------------------|
| | | | | Litet barn (10 kg) | 10-årig (30 kg) | Vuxen (70 kg) |
| Järnbruket västra | 0-0,5 | 100 | 44 | | | |
| | >0,5 | 37 | 14 | | | |
| Järnbruket östra | 0-0,5 | 660 | 130 | | | |
| | >0,5 | 370 | 130 | | | |
| Vägen | 0-0,5 | <u>3 200</u> | 330 | 100 | 300 | <u>700</u> |
| | >0,5 | <u>2 600</u> | 130 | | | |
| Kolkajen västra | 0-0,5 | 93 | 41 | | | |
| | >0,5 | 46 | 43 | | | |
| Kolkajen östra | 0-0,5 | <u>3 200</u> | 1 000 | | | |
| | >0,5 | 540 | 290 | | | |

Varken ytlig eller djup jord inom Järnbruket västra och Kolkajen västra har uppvisat föroreningsnivåer där akuttoxiska effekter kan förväntas. Inom Järnbruket västra har halt just i nivå för akuttoxisk effekt uppmätts som maxhalt i en punkt.

För övriga delområden (Järnbruket östra, Vägen och Kolkajen östra) kan akuttoxiska effekter förväntas för både små och större barn om dessa exponeras för maxhalter. Inom Kolkajen östra och vägen är både maxhalt och 90-percentil över den halt som kan ge temporära akuta effekter hos ett litet barn, vilket visar att risk inte enbart styrs av enstaka extremhalter. Det finns risk för akuttoxisk effekt hos vuxna inom Vägområdet och Kolkajen östra.

Barn exponeras främst för ytlig jord men avseende vuxna kan yrkesverksamma exponeras även för djup jord. Med nuvarande markanvändning är sannolikheten för markarbeten, och därmed exponering, begränsad. Dock bör risken för dylik effekt beaktas vid planering av markarbeten.

Sammantaget finns risk för akuta effekter för både barn och vuxna vid intag av en större mängd jord samt inom del av området. Halterna där effekt riskeras har konstaterats inom järnbruket västra och östra, vägen samt Kolkajen östra och motsvarar upp till 10% av analyserade prover för järnbruket östra, vägen och Kolkajen östra. Om biotillgänglighet vägs in minskar areal där akuta effekter kan riskeras.

7.4.2 Långsiktiga hälsorisker

Beräknade platsspecifika riktvärden (Tabell 13) tar hänsyn till långsiktiga hälsorisker avseende arsenik och för intag av ytlig jord. Vid en arsenikhalt över 50 mg/kg TS finns, vid frekvent exponering såsom för ytlig jord, risk för långsiktiga hälsorisker.

Representativ arsenikhalt över 50 mg/kg TS finns inom järnbruket östra, vägen och Kolkajen östra. Beräkningarna utgår från en frekvent användning av området om 70 dagar/år för vuxna och 100 dagar/år för barn. Detta motsvarar den nuvarande användningen av det förorenade området med befintliga förrådsbyggnader där yrkesverksamma vistas del av tiden och där exponering till del sker inomhus. För barn utgår beräkningarna från vistelse för rekreation och lek under stor del av året.

För vägområdet överskrider den representativa halten det långsiktiga hälsoriktvärdet för djup jord (220 mg/kg). I djup jord har antagande om 20 dagar/år gjorts vilket sannolikt är kraftigt överskattat inom ett rekreativområde där markarbeten begränsas till eventuell omläggning av ledningar eller dylikt.

Koppar och zinkförorening utgör ingen hälsorisk baserat på uppmätta halter och beräknad effektnivå.

Långsiktiga hälsorisker järnsand

Inom järnbruket östra är delar av de förhöjda halterna en effekt av närvaro av järnsand. Järnsanden har visat en lägre biotillgänglighet jämfört med antaganden i effektanalyser. Separat analys av biotillgängligheten hos järnsand visade en lägre biotillgänglighet (14 %). Detta innebär att den biotillgängliga arseniken i järnsanden motsvara 13 mg/kg (0,14×93 mg/kg) och maxhalten bli 86 mg/kg (0,14×660 mg/kg). Om hänsyn tas till biotillgänglighet bedöms därmed inte järnsanden utgöra en långsiktig hälsorisk.

Koppar och zinkförorening i järnsanden utgör ingen hälsorisk baserat på uppmätta halter och beräknad effektnivå.

Tabell 15. Representativa halter av metaller (mg/kg TS) jämfört med platsspecifika hälsobaserade riktvärden för långtidseffekter för två olika markdjup. För arsenik redovisas även halt korrigerad för biotillgänglighet (40 %). Halter i mg/kg TS.

| | Område | Djup | Arsenik | Koppar | Zink |
|-----------------------------------|-------------------|------------------|----------------|-----------------------|-----------------------|
| Hälsobaserat riktvärde | | 0-0,5 m | 50 | 100 000 | 200 000 |
| | | >0,5 m | 220* | ej begränsande | ej begränsande |
| Representativa medelhalter | Järnbruket västra | 0-0,5 m | 38→ 15 | 180 | 530 |
| | | >0,5 m | 11→ 4,4 | 18 | 38 |
| | Järnbruket östra | 0-0,5 m | 93→ 37 | 1000 | 3100 |
| | | >0,5 m | 60→ 24 | 370 | 940 |
| | Vägen | 0-0,5 m | 520→208 | 680 | 3000 |
| | | >0,5 m | 340→120 | 470 | 860 |
| | Kolkajen västra | 0-0,5 m | 34→ 14 | 200 | 3890 |
| | | >0,5 m | 34→14 | 260 | 390 |
| | Kolkajen östra | 0-0,5 m | 480→190 | 700 | 1700 |
| | | >0,5 m | 36→14 | 26 | 300 |

*Undantaget akuta hälsorisker.

Sammantaget utgör arsenikförening i ytlig jord inom vägen och Kolkajen östra en långsiktig hälsorisk även med hänsyn taget till den lägre biotillgängligheten. Även djup jord i vägområdet kan innebära en långsiktig hälsorisk om jorden görs tillgänglig via markarbeten 20 dagar per år.

7.4.3 Påverkan markekosystem

Det har inte genomförts en fullständig bedömning av risk för markekosystemet i denna riskbedömning. Uppmätta maxhalter samt beräknade representativa halter (Tabell 8) visar att föroreningssituationen i totalkoncentration är högre än generella effektnivåer för skydd av markekosystemet motsvarande MKM. Detta motsvarar skydd av 50 % av marklevande organismer och är för arsenik 40 mg/kg, koppar 200 mg/kg och zink 500 mg/kg. För påverkan av markekosystemet är tillgänglighet av förorening avgörande. Tillgänglighet av förorening för marklevande organismer har inte kvantifierats i detta projekt.

Genomförda laktester visar begränsad rörlighet/lakning. Det är troligt att den påvisade lägre lakningen samt påvisade lägre orala biotillgängligheten även innebär en lägre tillgänglighet för marklevande organismer. Detta har inte studerats inom ramen för genomförd huvudstudie. Om jämförelser enbart görs mot generella effektnivån MKM kan påverkan på markekosystemet finnas inom:

- Järnbruket västra – maxhalt samt representativ halt i ytlig jord överskrider effektnivå
- Järnbruket östra - maxhalt samt representativ halt i ytlig och djup jord överskrider effektnivå
- Vägen - maxhalt samt representativ halt i ytlig samt djup jord överskrider effektnivå
- Kolkajen västra - maxhalt i ytlig jord överskrider effektnivå
- Kolkajen östra - maxhalt samt representativ halt i ytlig samt djup jord överskrider effektnivå

7.4.4 Belastning till recipient Sörfjärden

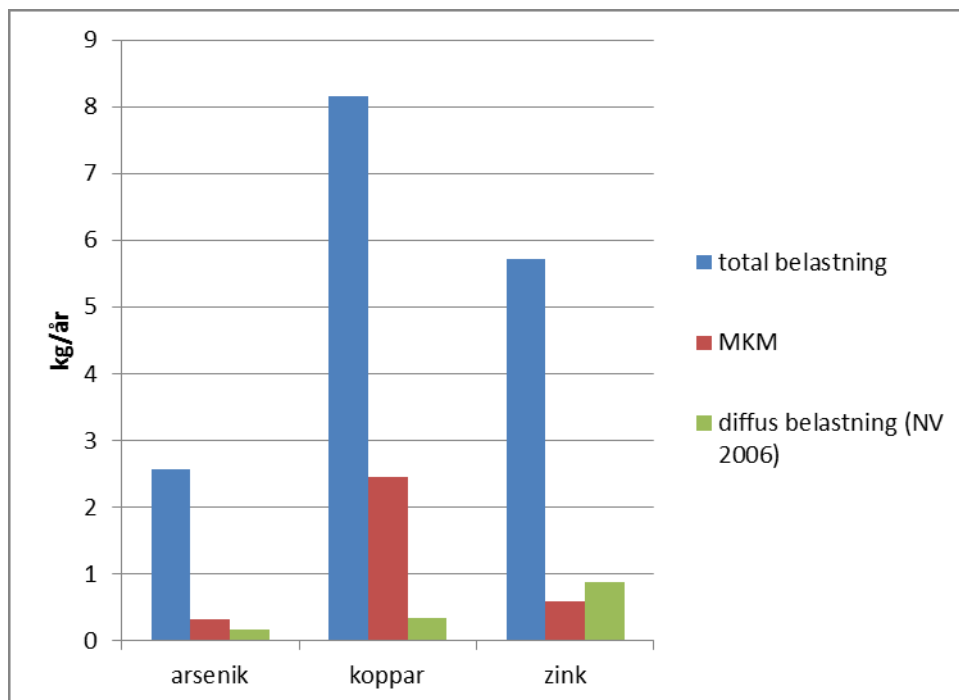
I syfte att bedöma belastning av arsenik, koppar och zink till Sörfjärden från aktuellt område och på detta sätt bedöma effekter på akvatiska ekosystemet i Sörfjärden har belastningsberäkningar och riktvärden för jord tagits fram.

Årlig utlakning från respektive delområde inom Järnbruksområdet och Kolkajen har beräknats med hjälp av beräkningsverktyget (Naturvårdsverket 2009), flik ”Halter”. I denna beräkning kan man beräkna möjlig belastning utifrån platsspecifika antaganden och representativa medelhalter (Tabell 8). De ekvationer som används finns beskrivna i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial (2009).

Belastningsberäkning har utgått från representativa medelhalter (Tabell 8), för jämförelse redovisas även belastning som förväntas om föroreningshalterna i jorden motsvarade det generella riktvärdet för MKM. Beräkningarna har jämförts med uppmätta halter i grundvattnet på området, se Tabell 16.

Resultaten av belastningsberäkning visar att Kolkajen och Järnbruksområdet kan bidra med ca 2,5 kg arsenik/år till Sörfjärden, ca 8,2 kg koppar samt ca 5,7 kg zink. Belastningen är ca 3-9,5 gånger högre jämfört med om den representativa halten motsvarade MKM. Störst ökning för zink, arsenik och måttligast för koppar.

Beräknad belastning är i nivå med beräknad belastning från andra jämförbara förorenade områden (Naturvårdsverket 2006). Naturvårdsverket 2006 redovisar diffusa utsläpp från markområden som avvattnas till Bottenhavet till ca 150 g arsenik/år och km², 300 g koppar/ år och km² samt 800 g zink/år och km². Dessa diffusa läckage tillhör de högsta för arsenik sett över landet. Det förorenade området ingår i ett avrinningsområde med areal 1,1 km² (SMHI vattenwebb delavrinningsområde 28123) vilket är ett av flera delavrinningsområden som avvattnas till Sörfjärden. Det diffusa utsläppet från delavrinningsområdet skulle enligt Naturvårdsverket 2006 bidra med ca 170 g arsenik, 330 g koppar och 880 g zink. Bidraget från det förorenade området är väsentligt högre än normal diffus belastning.



Figur 7. Belastning (kg/år) av arsenik, koppar och zink baserat på beräknade representativa halter jämfört med om medelhalterna i jorden skulle motsvara MKM samt delavrinningsområdets bidrag till Sörfjärden genom diffus belastning (Naturvårdsverket 2006)

I syfte att verifiera beräknade uppgifter mot faktiska uppmätta halter från området har de teoretiska grundvattenhalterna enligt beräkningsmodellen jämförts mot uppmätta halter. Denna jämförelse visar att beräknade halter stämmer relativt väl överrens med uppmätta halter. Generellt återfinns beräknade halter i det spann av halter som uppmätts. Två markanta avvikelser finns mellan beräknad grundvattenhalt och uppmätta halter (Tabell 16):

1. Viss avvikelse för Kolkajen där relativt låga halter uppmätts jämfört med de beräknade i Tabell 16. Detta har tidigare förklarats med att grundvattnet sannolikt står i kontakt med Sörfjärden och att vattenomsättningen är hög. Det är dock troligt att belastningsberäkningen underskattar uttransport från Kolkajen då det pågår erosion av stranden/kajen.
2. I östra Järnbruksområdet där ett grundvattenrör har placerats i järnsand har halter mellan 2 300-3 600 µg/l uppmätts. Dessa halter är högre än förväntade baserat på materialets lakegenskaper (kapitel 5.5, 6.1 samt 7.2.4). Resultat kan bero av ett lokalt påverkat grundvatten där järnsand finns i den mätade zonen. Undantaget detta grundvattenrör varierar zinkhalter mellan 5,3-370 µg/l vilket är mer jämförbart med beräknad grundvattenhalt. Det förorenade vattnet har inte medfört en påverkan på ytvattenkvalitet. Detta kan bero av att mängden grundvatten som strömmar genom järnsand eller som påverkas av järnsand är begränsat i förhållande till recipientens vattenomsättning.

Tabell 16. Jämförelse av beräknade och uppmätta halter i grundvatten.

| Ämne | Uppmätt (µg/l) | Beräknat halt i grundvatten(µg/l) |
|-------------------------|----------------|--------------------------------------|
| Järnbruket östra | | |
| arsenik | 6,2-130 | 13 |
| koppar | 0,44-174 | 140 |
| zink | 5,3-3 600 | 84 |
| Vägen | | |
| arsenik | 8,5-220 | 47 |
| koppar | 0,4-5,2 | 61 |
| zink | 0,96-156 | 52 |
| Kolkajen östra | | |
| arsenik | 4,3-39 | 41 |
| koppar | 0,5-1,2 | 79 |
| zink | 4,8-19 | 27 |

Tabell 17 redovisar representativa halter och maxhalter jämfört med beräknade riktvärden för skydd av ytvatten. Inga representativa halter överskrider beräknade riktvärde. Maxhalter avseende arsenik överskrider inom järnbruket västra, vägen samt Kolkajen västra riktvärdet. Då områden med dessa halter utgör en begränsad del av total yta bidrar de sannolikt till en mindre del av total uttransport. Sammantaget visar beräkningarna att under gjorda antaganden, där Sörfjärden har ett kraftigt vattenutbyte och en betydande vattenvolym, innebär föroreningsnivån i jord inte en risk för oacceptabelt bidrag till recipient. Beräkningsmodellen för belastning bygger dock på ett antal förenklingar (Naturvårdsverket 2009) och resultaten skall ses som indikativa.

Tabell 17. Beräknad representativ halt jämfört med riktvärde för skydd av ytvatten. Halter i mg/kg TS.

| | | | Arsenik | Koppar | Zink |
|--|-------------------|----------------------|--------------|--------------|----------------|
| Riktvärde för skydd av ytvatten | | Samtliga djup | 2 600 | 8 100 | 170 000 |
| Representativa medelhalter | Järnbruket västra | 0-0,5 m | 38 | 180 | 530 |
| | | >0,5 m | 11 | 18 | 38 |
| | Järnbruket östra | 0-0,5 m | 93 | 1 000 | 3 100 |
| | | >0,5 m | 60 | 370 | 940 |
| | Vägen | 0-0,5 m | 520 | 680 | 3 000 |
| | | >0,5 m | 340 | 470 | 860 |
| | Kolkajen västra | 0-0,5 m | 34 | 200 | 3 890 |
| | | >0,5 m | 34 | 260 | 390 |
| | Kolkajen östra | 0-0,5 m | 480 | 700 | 1 700 |
| | | >0,5 m | 36 | 26 | 300 |

Beräknad belastning och riktvärden ställs i relation till uppmätta halter i provpunkt älv/hav vid Kolkajens strand och referensprovtagning i Kvistforsen och Ursviken (Tabell 11). Dessa halter visar att Skellefteälvens mynning har högre halt av arsenik,

zink och koppar jämfört med referenspunkt. Det går dock inte att koppla den högre halten till förorening inom Kolkajen, Järnbruksområdet.

Beräkningar och mätvärden i grundvatten indikerar att metaller läcker från det förorenade området. Referenspunkt Ursviken visar att uppmätta halter i Kolkajen är i jämförbara med den lokala halten. Detta skall ses som ett resultat av total pågående belastning av Skellefteälvens mynning och inte kopplat till det enskilda objektet Kolkajen/Järnbruksområdet.

Sammantaget visar bedömning att miljörisk från förorening sannolikt är låg till följd av recipientens stora kapacitet för utspädning. Det går inte att skilja uppmätta halter från referensmätningar i Skellefteälvens mynning. Beräknad belastningen är betydande jämfört med det generella diffusa utsläppet från avrinningsområdet. Men belastningen utgör en begränsad del av det totala bidraget till Sörfjärden.

7.5 Osäkerheter

Följande osäkerheter har identifierats:

- Variationen i halter är stor inom vissa delområden vilket ger osäkerheter i bedömningen av en representativ halt och därmed även mängden förorening.
- Dataunderlag för biotillgänglighet är begränsat vilket kan ge både överskattning och underskattning av biotillgänglighet i jord från andra delar.
- Föroreningen är inte fullt ut avgränsad i djupled inom Kolkajen samt hot spot i vägen vilket ger osäkerheter i uppskattade mängder föroreningar och åtgärdsbehovet.
- Dataunderlaget i djup jord och inom Kolkajen är begränsat vilket ger osäkerheter både i föroreningens utbredning och antaganden om föroreningssituation.
- Modellen för beräkning av belastning antar förenklingar och kan ge osäkerheter i beräknad belastning.

7.6 Sammanfattande riskbedömning

Användande av restmaterial från järnbruket samt sannolikt även nedfall från järnbrukets ugnar har medfört förorening i både ytlig och djup jord. Djup jord har en lägre föroreningsgrad. Riskbedömningen visar ett behov av riskreduktion för att:

- Säkerställa acceptabla hälsorisker med avseende på arsenik på lång sikt i ytlig jord inom väg och Kolkajen östra.
- Minska risk för akuta hälsorisker för barn från ytlig jord inom väg, järnbruket östra och Kolkajen östra samt akuta risker för vuxna från djup jord inom vägområdet.
- Minska risken för erosion av högförorenade massor längs Kolkajen östra.

Genom reduktion av hälsorisker nås en sekundär effekt genom att:

- Belastningen av främst arsenik till Sörfjärden kan minska som en effekt av reduktion av hälsorisker. Miljöriskbedömningen drar slutsats att beräknad belastning inte utgör ett oacceptabelt bidrag till belastning av Sörfjärden. Men genom reduktion av hälsorisker nås en positiv sekundär effekt på ytvattenkvalitet.
- Föreslagen reduktion av hälsorisker innebär en förbättring av förutsättningar för markekossystemet.

För att reducera hälsoriskerna bör exponeringen av människor minskas, vilket kan uppnås genom att förhindra kontakten med jord eller genom att minska halterna i jord. För spridning till ytvatten kan en riskreduktion uppnås genom att minska spridningen från området eller genom att minska halterna i området. Observationer av strandlinjens förändring över tid tyder på att spridning som sker genom erosion av strandkanten kan vara betydande.

Följande haltkriterier bör uppfyllas avseende arsenik:

- Representativ arsenikhalt i ytlig jord inom vägen och Kolkajen östra skall ej överskrida 50 mg/kg TS
- Representativ arsenikhalt i djup jord inom vägen och Kolkajen östra skall ej överskrida 200 mg/kg TS
- Maxhalter i ytlig jord inom järnbruket östra, vägen och Kolkajen östra bör ej överskrida risk för akuta effekter för små barn. Detta innebär att maxhalt ej skall överskrida 100 mg/kg TS
- Maxhalter i djup jord inom vägen och Kolkajen östra bör ej överskrida risk för akuta effekter för vuxna. Detta innebär att maxhalt ej skall överskrida 700 mg/kg TS

8 Definition av åtgärdsalternativ

Under riskbedömningsfasen har projektgruppen haft kontinuerliga diskussioner om hur de olika restprodukterna inom området skall behandlas samt hur resultat av biotillgänglighetstest skall värderas. En slutsats har varit att ta hänsyn till materialens lägre biotillgänglighet avseende kronisk toxicitet men inte avseende akut toxicitet.

Då resultat från laktester - tidigare såväl som nyare – visat att metallerna ligger hårt bundna till jorden bedöms jordtvätt inte vara ett realistiskt alternativ. Samma skäl ligger också till grund för en bedömning att ytterligare stabilisering av föroreningar i jorden inte skulle vara ett framgångsrikt alternativ. Kvar står schaktning som metodik och i detta fall med olika haltnivåer som alternativa åtgärder.

Hållbarhetsaspekter har belysts och lyfts genom att i åtgärdsalternativ försöka minimera antal transporter och deponimängd. Detta med ett angreppssätt att föreslaget mätbart åtgärds mål skall uppfyllas som medelhalt i jorden (se nedan) istället för maxhalt. Detta innebär att jord med halt över mätbart åtgärds mål kan kvarlämnas. Högsta acceptabla resthalt blir istället risk för akut toxisk effekt. Detta begränsar ”översanering” genom att mängden schaktade massor reduceras och således också antalet transporter och behovet av nytt material. Detta angreppssätt används för alternativ med lägre skydd av markmiljö. Initialt i övergripande åtgärds mål har markekossystem haft ett lågt skyddsvärde. Åtgärdsutredningen belyser även åtgärdsalternativ som ger ett högre skydd åt markekossystem och då sker åtgärd genom att mätbart åtgärds mål blir maxhalt.

Riskbedömningen har gjort antaganden att inom ett rekreationsområde är det främst det ytligaste jordlagret och dess föroreningar som är tillgängligt för human exponering. Detta ytliga jordlager har i riskbedömningen definierats som 0-0,5 m under markytan. I samband med diskussion om åtgärdsinriktning har dock ytlig jord omdefinierats till att omfatta jord 0-1 m under markytan. Detta har motiverats för att åtgärder skall nå en högre säkerhet ur långtidsperspektiv. Mängdberäkningarna som utgör underlag för åtgärdsutredningen (Bilaga 2 och **Bilaga 6**) har justerats och har således en indelning av förorening inom 0-1 m respektive djupare än 1 m under markytan. Slutligen har ett av åtgärdsalternativen även inkluderat ett större skydd för markekossystemet.

Projektgruppen har kommit till följande slutsatser och åtgärdsalternativ:

0. Nollalternativ inga åtgärder och risksituationen kvarstår
1. Reduktion av hälsorisk genom övertäckning och därmed förhindra exponering
2. Reduktion av hälsorisk genom uppfyllande av haltkriterier enligt platsspecifika riktvärden i jord 0-1 m u my respektive >1 m u my. Halter skall reduceras genom att representativ halt skall uppnå riktvärden samt att maxhalt ej skall överskrida akut effektnivå.
3. Reduktion av hälsorisk samt skydd av markekossystem så att maxhalt inom området uppfyller generella riktvärden för skydd av 50 % av marklevande organismer för djup 0-1 m u my. Djup > 1 m u my skall representativ halt uppnå riktvärden för skydd av hälsa samt att maxhalt ej skall överskrida akut effektnivå för skydd av vuxna.
4. Reduktion av förorening så att representativ halt och maxhalt ej överskrider bakgrundsnivå för Skelleftehamn.

9 Åtgärdsutredning

Åtgärdsutredning görs för hela området indelat i de fem delområdena som tidigare beskrivits:

- Järnbruksområdet västra, ca 7 400 m², provtäthet (yta) 1 prov/220 m²
- Järnbruksområdet östra, ca 19 000 m², provtäthet (yta) 1 prov/320 m²
- Vägen, ca 9 100 m², provtäthet (yta) 1 prov/220 m²
- Kolkajen västra, ca 4 100 m², provtäthet (yta) 1 prov/220 m² och
- Kolkajen östra, ca 8 500 m², provtäthet (yta) 1 prov/180 m²

Totalt omfattar de ovanstående delområden en yta på ca 48 100 m².

9.1 Beaktade alternativ

I åtgärdsutredningen och påföljande riskvärdering (se Avsnitt 9.6) avseende arsenikförekomst hanteras ett nollalternativ där ingen åtgärd görs samt fyra åtgärdsalternativ. En översikt av ingående åtgärder för respektive alternativ redovisas nedan.

Kostnadsberäkning för de olika alternativen redovisas i Bilaga 6.

De alternativ som studerats samt utvärderats är:

- Nollalternativ Inga åtgärder vidtas
- Alternativ 1 ÖVERTÄCKNING,
Området täcks med ca 0,5 massor i områden med maxhalt av As över 100 mg/kg. Förstärkning av kajkant (erosionsskydd).
- Alternativ 2 HÄLSA,
0-1 m: Schakt av massor ner till 1 m till åtgärdsdjup med accepterad medelhalt as om 50 mg/kg och accepterad en maxhalt As på 100 mg/kg.
> 1-2,5m: Schakt av massor till åtgärdsdjup med accepterad medelhalt As om 200 mg/kg och accepterad en maxhalt as på 700 mg/kg.
Nya massor påförs.
Förstärkning av kajkant (erosionsskydd)

- Alternativ 3 HÄLSA OCH MARKMILJÖ,
0-1, Schakt av massor till åtgärds mål markmiljö (As 40 mg/kg, Cu 200 mg/kg och Zn 500 mg/kg)
> 1-2,5 m: Schakt av massor till åtgärds mål med accepterad medelhalt As om 200 mg/kg och accepterad en maxhalt As på 700 mg/kg.
Nya massor påförs.
Förstärkning av kajkant (erosionsskydd)
- Alternativ 4 MAX,
0-2,5 m: Schakt av massor mot åtgärds mål bakgrundshalt As (30 mg/kg)
Nya massor påförs.
Förstärkning av kajkant (erosionsskydd)

I Tabell 18 och Tabell 19 har de olika ingående momenten samt måluppfyllelse av de olika åtgärdsalternativen sammanställts.

Tabell 18. Omfattade moment och hantering av massor för de olika alternativen

| Moment | Nollalternativ | Alternativ 1 - ÖVERTÄCKNING | Alternativ 2 - HÄLSA | Alternativ 3 – HÄLSA OCH MARKMILJÖ | Alternativ 4 - MAX |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------|----------------------|------------------------------------|--------------------|
| Övertäckning | | Jordlager på 0,5 m. | - | - | - |
| Schakt | | - | X | X | X |
| Deponi (iFA och FA) | | - | X | X | X |
| Nya rena massor (trp plus schakt) | - | X | X | X | X |
| Hantering grundvatten (rening mm) | - | - | (X) | X | XX |
| Återställning av ytor (väg, gräs) | - | X | X | X | X |
| Förstärkning av kajkant | - | X | X | X | X |

*Förklaringar: (x) - viss omfattning, x - måttlig omfattning, xx - stor omfattning

Tabell 19. Sammanställning av alternativ och olika aspekter av respektive alternativ.

| Utgångspunkt | Nollalternativ | Alternativ 1 - övertäckning | Alternativ 2 - Hälsa | Alternativ 3 – Markmiljö/hälsa | Alternativ 4 - max |
|--|---|--|--|---|--|
| Reduktion miljö- hälsorisker | Nej | Ja - hälsa | Ja – hälsa och till del miljö | Ja – hälsa och miljö | Ja – hälsa och miljö |
| Engångsåtgärd | Ingen åtgärd | Risk att åtgärder krävs i framtiden om t.ex. övertäck- ning förstörs | Ja, inga hälso- risker efter åtgärd | Ja, inga miljö- eller hälsorisker efter åtgärd | Ja, inga miljö- eller hälsorisker efter åtgärd |
| Risker med genom- förande | Inga | Låga | Damning, risker med transporter | Damning, risker med transporter, tekniskt svåra schakter bl.a. Kolkajen (djupare jord) | Damning, risker med transporter, tekniskt svåra schakter bl.a. Kolkajen (djupare jord) |
| Underhåll och sköt- sel | Ingen åtgärd | Ja, övertäckning får ej brytas, un- derhåll av kaj | Ja, underhåll av kaj | Ja, underhåll av kaj | Ja, under- håll av kaj |
| Begränsning av markanvändning jämfört med över- siktsplan | Området utgör både långsiktig och akut hälso- risk | Nej | Nej | Nej | Nej |
| Markrestriktioner efter avslutad åtgärd | Området utgör både långsiktig och akut hälso- risk | Ja, övertäckning får ej brytas | Ja, krav på dokumentation och eventuellt omhändertagande av över- skottsmassor | Nej begränsad rest- förening | Nej |
| Behov av skydds- åtgärder efter åtgärd | Ja | Ja – förstärkning kajkant förhindrar erosion av rest- förening | Ja – förstärkning kajkant förhindrar erosion av restförening | Ja* | Ja* |
| Risker med restför- orening | Ja | Högre human exponering från område jämfört med bakgrunds- halter Sannolikt viss påverkan på markekossystem, ej kvantifierad Belastning till reci- pient kvarstår | Högre human exponering från område jämfört med bak- grundshalter Sannolikt viss påverkan på markekossy- stem, ej kvanti- fierad Belastning till recipient kvar- står, ej kvantifie- rad | Liten risk för högre exponering jämfört med bak- grundshalter Ingen påverkan markekossystem Liten/ingen be- lastning till reci- pient, ej kvantifie- rad | Ingen högre exponering jämfört med bakgrunds- halter Ingen på- verkan på markekossy- stem Ingen be- lastning till recipient |

*förstärkning av kajkant behövs inte i första hand för att förhindra miljörisk/spridning av förening för alternativ 3 och 4 då åtgärderna kvarlämnar begränsad mängd förening. Förstärkning av kajkant sker för att förhindra erosion av åtgärdat område.

9.2 Förstärkning och skydd av kajkant

I dagsläget pågår en stranderosion av kajkanten på Kolkajen och i jämförelser med tidigare flygbilder framgår att ca 10 m av kanten eroderats bort (Skellefteå kommun 2012). I åtgärdsutredningen beaktas en stabilisering av kajkanten för samtliga alternativ, även om de miljömässiga motiven för en stabilisering utifrån ett spridningsperspektiv är störst för Alternativ 1 och Alternativ 2.

Två typer av förstärkning av kajkant har beaktats i åtgärdsutredningen. Dels har anläggning av spontkaj antagits för den del av Kolkajen där återställning till en kaj som tillåter anläggning av båtar görs (dvs. i närheten av båtvarvet vid de västra och södra delarna av Kolkajen). För den östra delen av Kolkajens södra strand och hela östra delen av området har istället ett alternativ med betongmadrass (filterpunktsmadrass) beaktats.

Vid anläggning av spontkaj drivs sponten ner i ett läge strax utanför strandlinjen m.h.a. maskin på flytponton. Läget på sponten ska vara så den kan drivas genom jord utan hinder. Sponten förankras bakåt med stag i ankarplattor i befintlig fyllning alternativt med bergstag förankrade i berg. En fyllnad med friktionsjord utförs mellan befintlig kaj/landområde och spont. Spontens krön kringgjuts med betong för att skydda sponten och staginfästning mot korrosion, is och andra naturkrafter. Spontkajen förses med kajtrustning såsom pollare, kajstege, fender och avkörningsskydd. Med denna konstruktion erhålls både en barriär samt en kajkonstruktion.

En filterpunktsmadrass kan anläggas för att skydda fyllnaden mot vattenerosion och urlakning. Madrassen kan läggas ut utan hjälp från dykare och fästs mot slänten för att sen fyllas med betong. Betongmadrassen fungerar som barriär; den utgör ett skydd mot urlakning men tillåter viss vattentransport.

Ovan nämnda alternativ till kajförstärkning har föreslagits av vattenbyggnadsprojektörer mot bakgrund av att det ett hav och begränsad information finns avseende grad av erosion, djup och bottenförhållanden. Åtgärdsförslagen utgår från ett relativt omfattande skydd med spontkaj och betongmatta. Alternativa mer enkla lösningar finns också som t.ex. utfyllnad med sprängsten längs hela kajkanten. Det senare medger dock inte att angöring mot land vilket har varit ett krav från näringsidkare och kommunen.

9.3 Mängdberäkningar

Provtätheten i delområdena varierar avsevärt. I övre jordskikt (0-1 m) representerar 1 prov mellan ca 180-320 m³.

För djupare jord > 1m finns i vissa fall endast ett fåtal provtagningspunkter. Varje prov representerar mellan 600-2 100 m³, vilket innebär att bedömningarna är behäftade med mycket stor osäkerhet. Generellt antas en densitet på jordmassorna på 1,9 ton/m³. I Tabell 20 redovisas beräknade totalmängder arsenik för de fem delområdena.

Tabell 20. Totala beräknade arsenikmängder (baserat på medelhal i samtliga prov) i de resp. delområdena för ytlig jord (0-1 m).

| Område | Måktighet schakt (m) | Mängd (m ³) | Mängd (ton) | As medel (mg/kg) | Mängd As (kg) |
|-------------------------|----------------------|-------------------------|-------------|------------------|---------------|
| Järnbruksområdet västra | 1 | 7 400 | 14 100 | 23 | 320 |
| Järnbruksområdet östra | 1 | 19 000 | 36 100 | 66 | 2 400 |
| Vägen | 1 | 9 100 | 17 300 | 310 | 5 400 |
| Kolkajen västra | 1 | 4 100 | 7 800 | 25 | 190 |
| Kolkajen östra | 1 | 8 500 | 16 200 | 320 | 5 200 |
| Summa | | | | | 13 500 |

* baserat på medelhalt i resp. delområde.

Tabell 21 till Tabell 24 framgår uppskattad mängd arsenik (samt i alternativ 3 även koppar och zink) som bortförs i åtgärdsalternativen i de olika delområdena. De framräknade mängderna av metaller främst i ytlig jord baseras på medelhalten i proven, för respektive delområde, med halter över ansatta åtgärdsgränser. Framräknade mängder bortförda massor innefattar såväl farligt avfall (FA) som icke-farligt avfall (IFA). För en uppskattning om mängden FA-massor i respektive delområde se Tabell 25.

Tabell 21. Mängder massor i delområdena för Alternativ 1, övertäckning. Mängderna i m³ och ton i tabellen omfattar såväl FA som IFA-massor.

| Alternativ 1 | Yta sannolikt aktuell för åtgärd (m ²) | Mängd (m ³) | Mängd (ton) | Mängd åtgärdad As (kg)* |
|-------------------------|--|-------------------------|---------------|-------------------------|
| 0-1 m | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kolkajen Västra | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Vägen | 3 300 | 1 700 | 3 100 | 4 500 |
| Kolkajen Östra | 4 300 | 2 200 | 4 100 | 4 900 |
| Järnbruksområdet Östra | 3 200 | 1 600 | 3 000 | 1 400 |
| SUMMA | 11 000 | 5 500 | 10 000 | = |
| > 1 m | | | | |
| INGA ÅTGÄRDER | | | | |

* baserat på medelhalten i de volymer med halt över åtgärdsgränser, dock ej avlägsnad utan endast täckt

Tabell 22. Mängder massor samt mängd åtgärdad arsenik, koppar och zink i delområdena för Alternativ 2, Hälsa (medel As 50 mg/kg accepterad maxhalt 100 mg/kg). Arsenik är styrande för åtgärdsalternativet och mängderna av koppar och zink som reduceras är ett resultat av arsenikreduktionen. Mängderna i m³ och ton i tabellen omfattar såväl FA som iFA-massor. Mängdangivelser för djupare jord ska användas med försiktighet.

| Alternativ 2 Hälsa | Yta sannolikt aktuell för åtgärd (m ²) | Mängd (m ³) | Mängd (ton) | Mängd åtgärdad As (kg) | Mängd åtgärdad Cu (kg) | Mängd åtgärdad Zn (kg) |
|----------------------------|--|----------------------------|----------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| 0-1 m | | | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | 440 | 440 | 840 | 40 | 60 | 230 |
| Kolkajen Västra | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Vägen | 3 300 | 3 300 | 6 300 | 4 500 | 3 600 | 15 600 |
| Kolkajen Östra | 4 300 | 2 200 | 4 100 | 4 900 | 5 600 | 16 500 |
| Järnbruksområdet Östra | 3 200 | 3 200 | 6 100 | 1 400 | 740 | 31 600 |
| Delsumma | 11 000 | 11 000 | 21 000 | 11 000 | | |
| > 1 m | | | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | | 0 | 0 | 0 | | |
| Kolkajen Västra | | 0 | 0 | 0 | | |
| Vägen | 220 | 220 | 420 | 1 100 | 200 | 170 |
| Kolkajen Östra | | 0 | 0 | 0 | | |
| Järnbruksområdet Östra | | 0 | 0 | 0 | | |
| Delsumma | 220 | 220 | 420 | 1 100 | | |
| Totalsumma, ca | 11 000 | 11 000 | 21 000 | 12 000 | | |

Tabell 23. Mängder massor samt mängd åtgärdad arsenik, koppar och zink i delområdena för Alternativ 3, Miljö (As 40 mg/kg/Cu 200 mg/kg/ Zn 500 mg/kg). Mängderna i m³ och ton i tabellen omfattar såväl FA som iFA-massor. Mängdangivelser för djupare jord ska användas med försiktighet.

| Alternativ 3 Hälsa och Mark- miljö | Yta sannolikt aktuell för åtgärd (m ²) | Mängd (m ³) | Mängd (ton) | Mängd åtgärdad As (kg)* | Åtgärdad mängs Cu (kg)* | Åtgärdad mängs Zn (kg)* |
|--|--|----------------------------|----------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 0-1 m | | | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | 1 100 | 1 100 | 2 100 | 140 | 690 | 1 800 |
| Kolkajen Västra | 660 | 660 | 1 300 | 76 | 530 | 800 |
| Vägen | 6 800 | 6 800 | 12 900 | 4 900 | 4 100 | 9 200** |
| Kolkajen Östra | 5 400 | 5 400 | 10 300 | 5 000 | 7 500 | 19 100 |
| Järnbruksområdet Östra | 9 000 | 9 000 | 17 000 | 2 000 | 19 900 | 64 800 |
| Delsumma | <u>23 000</u> | <u>23 000</u> | <u>44 000</u> | <u>12 000</u> | <u>33 000</u> | <u>96 000</u> |
| > 1 m | | | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kolkajen Västra | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Vägen | 220 | 220 | 420 | 1 100 | 210 | 170 |
| Kolkajen Östra | | | | | | |
| Järnbruksområdet Östra | | | | | | |
| Delsumma | <u>220</u> | <u>220</u> | <u>420</u> | <u>1 100</u> | | |
| Totalsumma, ca | <u>23 000</u> | <u>23 000</u> | <u>44 000</u> | <u>13 000</u> | <u>33 000</u> | <u>96 000</u> |

* baserat på medelhalten i de volymer med halt över åtgärdsgränser

** denna mängd är lägre i Alternativ 3 än i Alternativ 2, trots att mängden reducerad arsenik är större i Alternativ 3. Orsaken till detta är att arsenik och zink inte samvarierar i proverna.

Tabell 24. Mängder massor samt mängd åtgärdad arsenik i delområdena för Alternativ 4, Maxalternativ (medel As lika med bakgrund på 30 mg/kg). Mängderna i m³ och ton i tabellen omfattar såväl FA som iFA-massor. Mängdangivelser för djupare jord ska användas med försiktighet.

| Alternativ 4 Max | Yta sannolikt aktuell för åtgärd (m ²) | Mängd (m ³) | Mängd (ton) | Mängd åtgär- dad As (kg)* |
|----------------------------|--|---------------------------------|----------------------|------------------------------|
| 0-1 m | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | 1 800 | 1 800 | 3 300 | 180 |
| Kolkajen Västra | 880 | 880 | 1 700 | 90 |
| Vägen | 6 200 | 6 200 | 12 000 | 4 800 |
| Kolkajen Östra | 6 500 | 6 500 | 12 000 | 5 100 |
| Järnbruksområdet Östra | 11 000 | 11 000 | 20 000 | 2 100 |
| Delsumma | <u>26 000</u> | <u>26 000</u> | <u>49 000</u> | <u>12 000</u> |
| > 1 m | | | | |
| Järnbruksområdet Västra | | 0 | 0 | 0 |
| Kolkajen Västra | | En punkt mätt – halt 34,5 mg/kg | | |
| Vägen | | 1 800 | 3 300 | 1 300 |
| Kolkajen Östra | | 2 600 | 4 800 | 1 400 |
| Järnbruksområdet Östra | | 5 300 | 10 000 | 1 300 |
| Delsumma | | <u>9 700</u> | <u>18 000</u> | <u>4 000</u> |
| Totalsumma, ca | <u>26 000</u> | <u>38 000</u> | <u>67 000</u> | <u>16 000</u> |

9.4 Avfallens klassificering

I de olika delområdena förekommer olika typer av material som tidigare beskrivits. Spink dvs. mindre bräder som använts för uppbyggnad av kajen, järnsand och slagsanden är sådana exempel. I fältprotokollen finns noteringar om i vilka punkter järnsand har noterats (se avsnitt 5.5 och Figur 6) men då järnsanden inte är avgränsad i plan har inga uppskattningar gjorts avseende mängderna.

Avfallet som uppkommer i samband med sanering kommer att klassificeras utifrån dess egenskaper och sammansättning. Sammansättningen med hälsofarliga ämnen i kombination med höga halter innebär att viss andel av massorna klassificeras som farligt avfall enligt Avfall Sverige (2007). Höga halter av arsenik och exempelvis zink och koppar sammanfaller inte alltid vilket innebär att i vissa punkter i ett område förekommer arsenik i halter motsvarande FA och i vissa punkter med järnsand förekommer zink och koppar i halt över FA. Beroende på vilket av åtgärdsalternativen som studeras kommer således mängden farligt avfall att variera. I Tabell 25 finns en grov skattning av mängden farligt avfall som genereras i varje alternativ. Mängderna ska ses som indikationer och uppskattningar.

Tabell 25. Översiktlig redovisning av mängd FA från respektive delområde och enligt Avfall Sveriges gräns för FA.

| Delområde | Mängd FA (ton) | Kommentar |
|-------------------------|-------------------|---|
| 0-1 m | | |
| Järnbruksområdet Västra | | Inga halter över FA |
| Kolkajen Västra | | Inga halter över FA |
| Vägen | 3 300 | 3 volymsenheter (å 220 m ³) i området innehåller halter av arsenik över haltnivå för FA (1 000 mg/kg). 1 volymsenhet innehåller halter av koppar över FA av koppar (2 500 mg/kg) 5 volymsenheter innehåller halter av Zn över haltgräns för FA (2 500 mg/kg). Arsenik samvarierar i viss utsträckning med zink och koppar, totalt uppskattad mängd ca 3 300 ton. |
| Kolkajen Östra | 4 100 | 5 volymsenheter (å 180 m ³) i området innehåller halter av arsenik över haltnivå för FA. 2 volymsenhet innehåller halter av koppar över FA av koppar (2 500 mg/kg) 6 volymsenheter innehåller halter av Zn över haltgräns för FA (2 500 mg/kg). Arsenik samvarierar i viss utsträckning med zink och koppar, total uppskattad mängd ca 4 100 ton. |
| Järnbruksområdet Östra | 7 300 | 12 volymsenheter (å 320 m ³) i området innehåller halter av arsenik över haltnivå för FA, dvs totalt ca 3800 m ³ . Förekomst av höga halter arsenik samvarierar med koppar och zink varför dessa täcks in av ovanstående massor. Total uppskattad mängd ca 7 300 ton. |
| > 1 m | | |
| Järnbruksområdet Västra | | Inga punkter över åtgärdsgräns (700 mg/kg As) |
| Kolkajen Västra | | Inga punkter över åtgärdsgräns (700 mg/kg As) |
| Vägen | ? | En punkt med halt över åtgärdsgräns (700 mg/kg As) och halt över FA. |
| Kolkajen Östra | | Inga punkter över åtgärdsgräns (700 mg/kg As) |
| Järnbruksområdet Östra | | Inga punkter över åtgärdsgräns (700 mg/kg As) |
| SUMMA | 13 300 ton | |

9.5 Kostnader

Kostnaderna för de olika åtgärdsalternativen har beräknats utgående från erfarenheter från liknande uppdrag och redovisas översiktligt i Tabell 26. Fullständig förteckning över ingående delkostnader för de olika alternativen redovisas i **Bilaga 6**. Följande antaganden har gjorts för kostnadsberäkningarna:

- Förklassificering görs av hela ytan i resp delområde som omfattas av åtgärder (i Alternativ 1 och 2 Vägen, samt Östra Kolkajen och Östra Järnbruksområdet)
- Förklassning görs i första skedet av de två övre pallarna, pall 3 och pall 4 klassificeras efter att schakt av överytan är genomförd. I beräkningarna har antagits att ca 50% av ytan behöver förklassas i pall 3 och 4.
- Förklassificeringen görs med en kapacitet av 500 m² dagligen.
- Pris för metallanalyser har satts till 180 kr/prov (prisuppgift från Skellefteå kommun).
- Massor körs 12 mil enkel väg till Dåva DAC i Umeå. Transport sker på lastbil med släp (kapacitet 30 ton).

- I schaktarbetena bedöms kapacitet finnas för att schakta bort 300 m³ dagligen i pall 1 till 2.
- Mängden massor som åtgärdas i pall 3 till 4 kan inte specificeras utan förklassificering på grund av låg provtäthet. Baserat på föroreningsutbredning i ytan har en uppskattning gjorts att ca 20% av djupare massor i Alt 2 och 3 omfattas av åtgärd. I Alt 4 har det antagits att ca 30% djupare liggande jordmassor omfattas av åtgärd.
- I schakt av pall 3 och 4 som delvis sker under grundvattenytan antas kapaciteten vara lägre, ca 150-200 m³/dag.
- För kajförstärkning har antagits endast strandremsan längs Kolkajen omfattas och att ca 100 m omfattas av typen spontkaj (dvs. en kaj som medger att båtar kan anlägga mot kajen) och ca 200 m omfattas av typen betongmadrass. A'-priserna är satta som kostnad per längdmeter.

Tabell 26. Uppskattade totalkostnader för de olika åtgärdsalternativen samt delkostnader för ingående moment.

| Alternativ | Ingående moment | Pris |
|-------------------------|--|----------------|
| 1 - Övertäckning | Förklassificering | 1,8 Mkr |
| | Projektering | 0,6 Mkr |
| | Entreprenaden (Åtgärd, ev. vattenrening, nya massor, inkl etablering) | 2,1 Mkr |
| | Byggledning/kontroll | 0,5 Mkr |
| | Kajförstärkning* | 9,8 mkr |
| | Summa | 15 M kr |
| 2 - Hälsa | | |
| | Förklassificering | 1,8 Mkr |
| | Projektering | 0,6 Mkr |
| | Entreprenadarbeten (Åtgärd, ev. vattenrening, nya massor, inkl etablering) | 9,0 Mkr |
| | Deponi | 7,2 Mkr |
| | Byggledning/kontroll | 1,7 Mkr |
| | Kajförstärkning* | 9,8 Mkr |
| | Summa | 30 Mkr |
| 3 - Miljö | | |
| | Förklassificering | 2,3 Mkr |
| | Projektering | 0,6 Mkr |
| | Entreprenadarbeten (Åtgärd, ev. vattenrening, nya massor, inkl etablering) | 17 Mkr |
| | Deponi | 15 Mkr |
| | Byggledning/kontroll | 2,4 Mkr |
| | Kajförstärkning* | 9,8 Mkr |
| | Summa | 47 Mkr |
| 4 - Max | | |
| | Förklassificering | 2,3 Mkr |
| | Projektering | 0,6 Mkr |
| | Entreprenadarbeten (Åtgärd, ev. vattenrening, nya massor, inkl etablering) | 19 Mkr |
| | Deponi | 17 Mkr |
| | Byggledning/kontroll | 2,7 Mkr |
| | Kajförstärkning* | 9,8 Mkr |
| | Summa | 51 Mkr |

* Kajförstärkningen beskrivs i 9.2. Ett enklare förfarande med exempelvis endast utfyllnad med sprängsten ger avsevärt lägre kostnad motsvarande 30-50 % av de ovan angivna.

Tabell 27 redovisar hur studerade åtgärdsalternativ uppfyller övergripande åtgärds mål.

Tabell 27. Måluppfyllelse av studerade åtgärdsalternativ.

| Utgångspunkt | Nollalternativ | Alternativ 1 - övertäckning | Alternativ 2 - Hälsa | Alternativ 3 – Markmiljö/hälsa | Alternativ 4 - max |
|---|--|--|-------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|
| Rekreatiomsområde utan risk för hälsa | Risk kvarstår | Exponering förhindrad | Förorening reducerad | Förorening reducerad | Förorening borttagen |
| Ej bostadsändamål eller odling av grönsaker/frukt/bär | OK | OK | OK | OK | OK |
| Begränsad störning av näringsidkare | Ingen störning | Liten störning | Viss störning (<6 mån) | Måttlig störning (ca 1 år) | Måttlig störning (ca 1 år) |
| Läckage av föroreningar skall ej utgöra ett oacceptabelt bidrag | Belastning kvarstår, dock ej påvisad oacceptabelt bidrag | Belastning kvarstår, dock ej påvisad oacceptabelt bidrag | Minskad belastning | Kraftigt minskad belastning | Kraftigt minskad belastning |
| Inget grundvattenuttag | OK | OK | OK | OK | OK |

9.6 Riskvärdering

I riskvärderingen formuleras slutsatserna och det bästa åtgärdsförslaget för aktuell förorening tas fram. Riskvärderingen är en iterativ process som sker stegvis och resultat, kriterier och värderingar diskuteras och vägs mot varandra och sammanställs i ett separat dokument för att upprätthålla en transparens i värderingsprocessen.

Riskvärdering – dvs. vägandet av alternativens för- och nackdelar mot varandra för att hitta det lämpligaste alternativet har bland annat gjorts med SGIs verktyg för riskvärdering SAMLA.

Inom ramen för denna åtgärdsutredning har det inte varit praktiskt genomförbart att göra alla ingående momenten i riskvärderingen gemensamt. Vidare har en form av kontinuerlig riskvärdering skett under projektets gång och utanför verktyget, detta genom diskussioner av övergripande åtgärds mål, riskbedömningen och åtgärdsalternativ. Exempelvis har det under diskussioner framkommit att markmiljö bör vara skyddsvärt i en större omfattning än vad som anges i övergripande åtgärds mål, vilket har lett till att detta kriterium viktats högt, se vidare avsnitt 9.6.2.

Riskvärderingen har till största delen skett utanför verktyget som nämns ovan och verktyget har endast varit en hjälp att ta hänsyn till samtliga kriterier. Resultaten från SAMLA presenteras kortfattat i avsnitten nedan samt i **Bilaga 7**.

9.6.1 Riskvärderingsverktyg och -kriterier

Riskvärderingskriterierna har satts upp med utgångspunkt i SGIs riskvärderingsverktyg SAMLA (version 1.0) som baserar sig på Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Naturvårdsverket 2013). De riskvärderingskriterier som beaktats är de som fördefinierats i verktyget SAMLA och framgår av Tabell 28.

I riskvärderingen beaktas risker och konsekvenser på kort respektive lång sikt för vart och ett av de olika åtgärdsalternativen. Kort sikt har i detta fall definierats som under åtgärds tiden och ett år framåt. Med lång sikt avses en tidsperiod om >75-100 år.

De olika kriterierna i de olika åtgärdsalternativen poängsätts enligt en skala från -2 till +2, beroende på om de har en stor negativ eller stor positiv påverkan. Poängsättningen har gjorts av WSP (**Bilaga 7**). De olika poängen för kriterierna på kort respektive lång sikt summeras sen till en totalsumma för respektive alternativ. I normalfallet sätts ofta poängen för Nollalternativet till 0 för varje kriterium. I detta fall har även poäng andra än 0 tilldelats nollalternativet för vissa kriterier.

9.6.2 Viktning av kriterier samt resultat

Efter poängsättningen viktas de olika kriterierna. Vid viktningen sätts en poäng på resp. kriterium mellan 0 och 3, där 0 innebär att kriteriet inte har någon betydelse och 3 att det har stor betydelse. Viktningen av de olika kriterierna har gjorts av WSP.

Tabell 28. Riskvärderingskriterier.

| Kategori | Kriterier |
|---|---|
| Miljö | Jord- och markförhållanden |
| | Grundvatten |
| | Ytvatten och sediment |
| | Flora och fauna |
| | Luft |
| | Naturresurser och avfall |
| Sociala/socioekonomiska aspekter | Hälsa och säkerhet |
| | Etik och jämlikhet |
| | Fysisk och social närmiljö |
| | Osäkerhet och evidens |
| Ekonomiska aspekter | Direkta kostnader och nyttor |
| | Indirekta kostnader och nyttor |
| | Sysselsättning och arbetskraft |
| | Projektgenomförande och flexibilitet |
| | Möjligheter till statliga medel |
| Eget kriterium | Störning för intilliggande verksamheter |

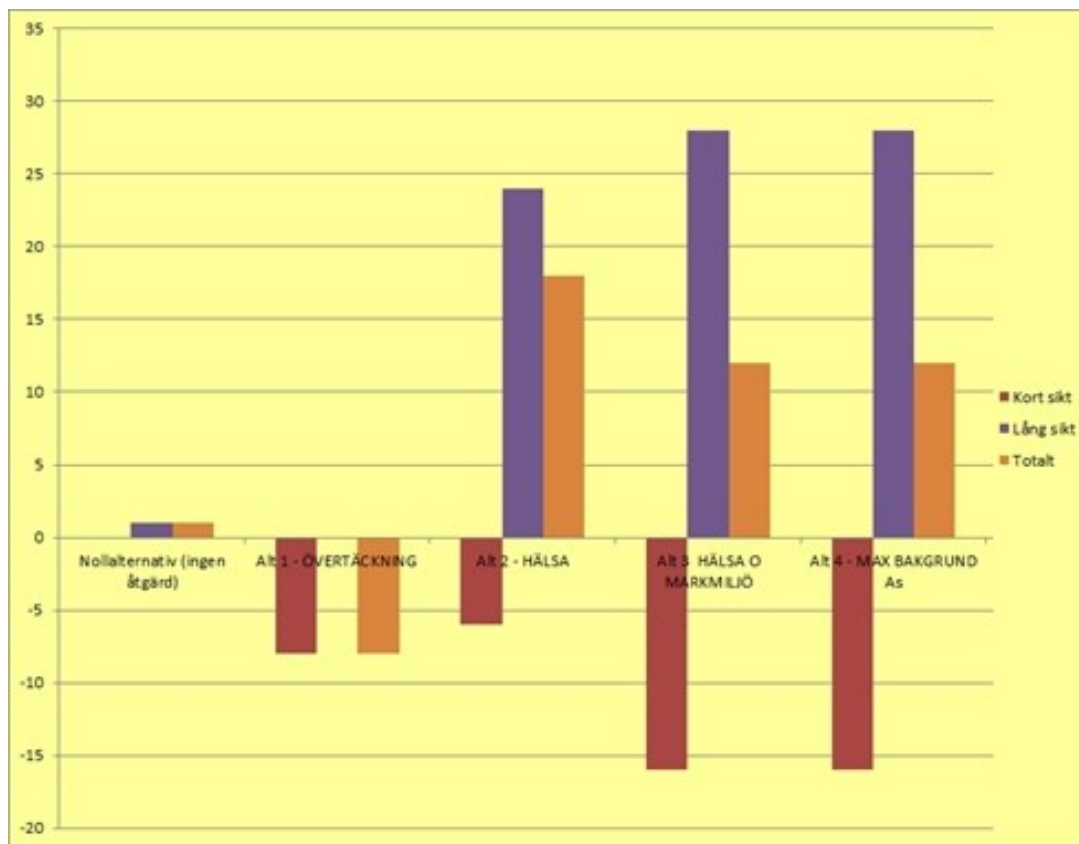
Tabell 29. Viktning av riskvärderingskriterier.

| Viktning (0-3) | Kriterier |
|-----------------------------|--|
| 0 – ingen betydelse | Grundvatten Etik och jämlikhet Sysstämning och arbetskraft |
| 1 – liten betydelse | Jord- och markförhållanden Flora och fauna Direkta kostnader och nyttor Indirekta kostnader och nyttor |
| 2- måttlig betydelse | Luft Fysisk och social närmiljö Osäkerhet och evidens Direkta kostnader och nyttor Projektgenomförande och flexibilitet |
| 3 – stor betydelse | Ytvatten och sediment Naturresurser och avfall Hälsa och säkerhet Övrigt kriterium – störning för intelligande verksamheter |

I Figur 10 redovisas poängen på kort resp. lång sikt samt totalt för de olika alternativen. Alternativ 2 har fått högst poäng även om Alternativen 3 och 4 har en högre ambitionsnivå. Mot bakgrund av de stora mängderna massor som hanteras i alternativ 3 och 4 och den mängd arsenik som åtgärdas jämfört med i Alternativ 2 är dock nyttan av den ökade kostnaden och ökade mängden massor till deponi diskutabel. I alternativ 3 och 4 åtgärdas mellan ca 44 000 och 49 000 ton massor och totalt sett 12 ton arsenik åtgärdas (Tabell 23 och Tabell 24). I Alternativ 2 omfattas hälften, ca 21 000 ton massor av åtgärderna och ca 11 ton arsenik åtgärdas.

Tabell 30. Totalpoäng för resp. alternativ

| Alternativ | Poäng |
|---|-------|
| Nollalternativ | 1 |
| Alternativ 1 - ÖVERTÄCKNING | - 8 |
| Alternativ 2 – HÄLSA | 18 |
| Alternativ 3 – HÄLSA OCH MARKMILJÖ | 12 |
| Alternativ 4 - MAXALTERNATIV | 12 |



Figur 8. Resultaten från riskvärderingen. Poängen för respektive alternativ ges på kort respektive lång sikt samt totalt, Bilaga 7 redovisar samtliga alternativs poäng för respektive kriterium.

10 Förordat alternativ

Arbetsgruppen (kommunen, tillsynsmyndigheten samt konsult) har vid tidpunkten för rapportens färdigställande inte slutgiltigt förordat ett alternativ. Alternativ 1 har dock inte bedömts som ett långsiktigt hållbart alternativ av engångskaraktär.

Som tidigare nämnts har Alternativ 3 och 4 en högre ambitionsnivå medan Alternativ 2 omfattar mindre mängd massor (en tredjedel till hälften jämfört med i Alternativ 3 och 4), se Tabell 31. Vidare bedöms åtgärden ta ca 3-6 månader för alternativ 2 medan åtgärderna för alternativ 3 och 4 bedöms kunna ta upp till 1 år eller mer, vilket ger en större påverkan på intilliggande verksamheter. I Alternativ 2 bedöms ca 12 ton As åtgärdas, av vilka ca 11 ton förväntas förekomma i ytlig jord, se Tabell 24. Detta bedöms ge en reduktionsgrad på ca 80 % i ytlig jord, då total mängd As i ytlig jord (0-1 m) över hela området uppskattats till ca 13,5 ton (Tabell 20). Totalt sett innebär Alternativ 2 en reduktionsgrad på mellan 75-90 % av den arsenik som skulle åtgärdas vid alternativ 3 och 4.

Kostnaden per kilo åtgärdad As är ca 1 700 kr för Alternativ 2. I Tabell 31 nedan har kostnader för åtgärder av kajkant exkluderats då detta ingår i samtliga alternativen och står för en relativt stor del av kostnaden (9,8 Mkr), se Tabell 31.

Tabell 31. Bedömda mängder, tidsåtgång och kostnader för alternativ 2-4.

| Alt. | Mängd jord (m ³) | Mängd åtgärdad As (ton) | Tidsåtgång | Kostnad (exkl. kajkant 9,8 Mkr) | Kostnad/kg As (kr) |
|------|------------------------------|-------------------------|--------------|---------------------------------|--------------------|
| 2 | 11 000 | 12 | 3-6 mån | 20,2 Mkr | 1 700 |
| 3 | 23 000 | 13 | 6 mån – 1 år | 37,2 Mkr | 2 900 |
| 4 | 38 000 | 16 | 6 mån – 1 år | 41,2 Mkr | 2 600 |

Mot bakgrund av de övergripande åtgärds mål som satts för området uppfyller Alternativ 2 dessa kriterier. Huvudsakligt skyddsobjekt för detta alternativ är människors hälsa, som en sekundär effekt förväntas även en förbättring av förutsättningar för markekosystemet samt minskad belastning till recipient. Detta alternativ har därför förordats pga. dess riskreduktion samt att åtgärden bedöms vara kostnadseffektiv. Under projektets gång har dock en diskussion förts om vilken vikt skydd av marklevande organismer skall ges. Om markekosystemet ges en ökad betydelse och inkluderas i övergripande åtgärds mål kan förordat alternativ komma att ändras.

11 Projekteringsdirektiv, fortsatt arbete

Projekteringen av åtgärder ska utgå från följande:

- Efterbehandling ska ske genom urgrävning av arsenikförorenade jordmassor.
- Eventuell förorening under byggnader kan kvarlämnas. De byggnader som finns inom området har uppförts under en period då järnsand användes frekvent. Det är därför troligt att järnsand finns under byggnader.
- I förordat åtgärdsalternativ är arsenik är styrande förorening. Acceptabel resthalt av arsenik är 50 mg/kg (medel), maxhalter upp till 100 mg/kg får kvarlämnas ytligt om inte medelhalt överstiger 50 mg/kg.
- Inom ramen för åtgärdsförberedande undersökningar bör biotillgänglighet i massor innehållande tillåten maxhalt av arsenik verifieras.
- Inom ramen för åtgärdsförberedelser bör provschakt genomföras för att utreda möjlighet till siktning och återföring av grovt material.
- I ett saneringsskede är det sannolikt att länsvatten kommer hanteras. Utformning av vattenreningsanläggning, metod för vattenrening bör ske innan åtgärd påbörjas. Det råder osäkerheter i vilken form som arsenik i grundvatten förekommer och detta inverkar på utformning av vattenrening. Erfarenheter visar att genom utformning och uppstart av vattenrening innan åtgärder i jord påbörjas minimeras störning av schaktarbeten.
- Inom ramen för förklassificering kan en utvärdering om möjlighet att använda XRF i förklassificering göras. XRF har generellt en lägre kapacitet för arsenik, men då instrumentet kan vara värdefullt i ett saneringsskede bör en noggrann utvärdering av detta göras.
- Förklassificering sker i enhetsvolymner om 10x10 x0,5 m. Förklassificering inom Järnbruket västra samt Järnbruket östra samt Kolkajen östra görs ner till 1 m under markytan. Inom område för vägen görs förklassificering ner till 1,5 m. Klassificering av djupare jordlager görs efter behov.
- Förklassificeringen rekommenderas vara fullständig, dvs. samtliga enhetsvolymner, inom vägområde och Kolkajen östra. Förklassificeringen inom järnbruket östra och västra kan ske stegvis. Detta förfarande kan innebära att 1/3 av enhetsvolymerna fördelat över delområdet undersöks först. Resultat får vara till grund för bedömning av fortsatt behov av förklassificering eller om det finns

delar som kan friklassas. Detta förfarande rekommenderas då befintligt dataunderlag tyder på att föroreningen inte är omfattande. Metoden kan reducera kostnader för förklassificering.

- När förklassificering skett bestäms vilka SEV som skall schaktas ur för att nå en medelhalt inom respektive delområdet om 50 mg/kg och med maxhalter om 100 mg/kg.
- Vegetation inom obebyggda tomter samt skogsmark anses ej skyddsvärd och slyvegetation och mindre skog avverkas innan åtgärder
- Arbetena planeras så att dessa kan utföras med minsta möjliga störning för intilliggande näringsidkare.
- Då de förorenade massorna har uppvisat låg lakning kan alternativa omhändertaganden vara möjliga. Alternativa omhändertaganden kan vara användande av måttligt förorenade massor som täckmaterial, utfyllnadsmaterial eller dyl. Ett möjligt objekt är pågående utökad hamnyta i Skelleftehamn. Ett eventuellt alternativt omhändertagande utreds närmare i åtgärdsförberedande fas.
- Massor som ej lämpar sig för återvinning körs till godkänd mottagningsanläggning (Fagerliden/Robertsfors eller Dåva DAC/Umeå)
- Återfyllning sker med rent material

För att ta till vara entreprenörens genomförande kunskaper föreslås ett öppet upphandlingsförfarande med tydlig kravspecifikation som samtidigt ger möjlighet till förslag på incitamentlösningar. Lösningarna kan grundas på klassificeringsresultaten som också tydliggör mängder med olika hanteringskrav.

En mycket viktig del i projekteringen blir att säkra upp återfyllnadsmassor och täckmassor. Tillgången är begränsad i närområdet på grund av ett flertal projekt med massbalansunderskott genomförs i närområdet

12 Myndighetsprövningar och miljökontroll

Anmälan enligt Miljö- och hälsoskyddsförordningen § 28 ska inlämnas i god tid före åtgärd, tillsynsmyndighet är Miljö- och hälsoskydd, Skellefteå kommun. Vidare skall en anmälan om vattenverksamhet inlämnas till Länsstyrelsen för bedömning av betydande miljöpåverkan. Båda anmälningarna ska göras skriftligt och innehålla uppgifter, ritningar, kartor, tekniska beskrivningar och miljökonsekvensbedömningar som behövs för att bedöma verksamhetens art, omfattning och påverkan på miljön och närområdet i övrigt.

Vidare bör närboende och näringsidkare i området informeras löpande om arbetets fortskridande och planering. Avtal tas fram för överenskommelser med berörda intilliggande fastighetsägare och näringsidkare.

12.1 Miljökontroll

Under åtgärds finns risk för spridning av förorening till Sörfjärden. Påverkan från åtgärd kan förekomma både som partikulär spridning och genom lösta ämnen. Rekommendation är därför att provtagning görs som stickprov 1-2 ggr/dag vilka samlas till t.ex. veckoprover och att detta sker ca 1 gång/månad under åtgärdsfas samt vid 2 tillfällen innan åtgärd och vid 2 tillfällen efter avslutad åtgärd. Provtagningspunkter bör vara utanför Kolkajen, förslagsvis tas prover i 2 punkter. För att minska arbetsinsats kan en tidsstyrd pump användas för stickprovtagning. Alternativt förfarande är att använda

passiv provtagning av metaller, detta ger sannolikt en lägre arbetsinsats men risk finns att denna metod ej är mest lämpad för uppföljning av påverkan från åtgärd då partikulär spridning inte omfattas. Resultaten från undersökningarna ska sedan användas för att följa upp huruvida saneringsarbetet leder till ökad spridning av föroreningar.

Miljökontrollen för själva åtgärdernas måluppfyllelse görs under åtgärd genom provtagning i schaktväggar och schaktbotten och analys av resthalt. Resultat dokumenteras i slutrapport. Kvarlämnade föroreningar föranleder inga behov av kontinuerlig övervakning.

Projektören tar fram utformning av kontrollarbeten inför åtgärd. Kontrollens omfattning och genomförande redovisas i saneringsanmälan.

13 Övrigt

13.1 Huvudmannaskap, finansiering och tidplan

Huvudman för åtgärderna är Skellefteå kommun, vilka kommer att ansöka om statliga medel för åtgärderna under 2015. En preliminär planering (tidplan) för fortsatta arbeten samt kostnader redovisas i Tabell 32.

Tabell 32. Tidplan för åtgärder samt kostnader för ingående moment. Tidplan utgår från att Skellefteå kommun ansöker om medel för efterbehandlingsåtgärder under januari 2015.

| MOMENT | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | Kostnad (Mkr) |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|---|
| Beslut om huvudmannaskap | X | | | | | |
| Genomförande av HS | | X | | | | 0,2 Mkr |
| Åtgärdsansökan | | | X | | | |
| Tilldelning av pengar | | | X(?) | | | |
| Projektering | | | X | | | 0,6 Mkr |
| Förklassificering | | | X | | | 1,8 Mkr |
| Genomförande | | | | X | | 17,9 Mkr (+ 9,8 Mkr kajförstärkning) |
| Uppföljning och slutrapport | | | | | X | 0,2 Mkr |

13.2 Osäkerhet och projektrisker

En av osäkerheterna består i dagsläget brist på tillräcklig kunskap om föroreningssituationen på större djup inom del av området. Mängden massor kan komma att ändras baserat på den kunskap som framkommer i en förklassificering.

Stabiliteten hos befintlig kajkonstruktion (dvs geotekniska egenskaper) är inte undersökt. Vidare förekommer osäkerheter avseende tillgång och prisutveckling på täckmassor. Dubbelt så höga kostnader för anskaffningen bedöms mindre troligt men inte ett orimligt scenario.

Djup sanering inom Kolkajen identifieras som en projektrisk. Marklagret är inom denna del tunt, ca 0,5 m, en schakt som skall gå ner till spink är sannolikt tekniskt avancerat och kompliceras även av det havsnära läget och krav på länsvattenhantering.

Ett möjligt förfarande är att inom denna del begränsa schaktdjup till 0-0,5 m och inom Kolkajen östra acceptera högre resthalt. Ur hälsoperspektiv nås en god reduktion av hälsorisk genom schakt 0-0,5 m, men markrestriktioner krävs efter avslutad sanering. Miljörisk genom spridning av förorening är inte påvisad.

Övriga osäkerheter är kopplade till hur massor klassificeras avseende organiskt innehåll. Inget tyder dock på att det organiska materialet i jorden är förorenat i någon stor omfattning. Dock råder osäkerhet om det är tekniskt genomförbart att vid schakt urskilja organiskt material då fältprotokoll tyder på hög omblandning. På grund av osäkerheterna ovan tillförs budgeten en post för oförutsedda kostnader om 10 %. Slutlig kostnad som ligger till grund för en åtgärdsansökan blir 33 Mkr.

Bottenförhållandena kring Kolkajen har inom ramen för projektet inte varit helt kända varför osäkerheter föreligger avseende omfattningen av arbetet med att förstärka kajkanten.

13.3 Framtida markanvändning och markrestriktioner

Efter genomförd åtgärd uppfylls målen för rekreatiomsområde. Vissa restriktioner kvarligger med området dvs. området kan/ska ej användas för bostäder samt att grundvattenuttag ej ska göras. Vidare kan inte djupare grävningsarbeten göras fritt. Markarbeten skall föregås av kommunikation med tillsynsmyndighet samt kontrollerat omhändertagande av eventuella överskottsmassor.

14 Referenser

Avfall Sverige 2007. Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2007:01. Avfall Sverige Utveckling.

Boliden Mineral AB. 2012. Rönnskärsverken. Hållbarhetsrapport 2012. (http://www.boliden.com/Documents/Press/Publications/Sustainability%20Reports/Hallbarhet_Ronnskar_2012_SE.pdf)

Borell, M, Boliden Mineral AB, RMS 9011. 2009-02-19. Boliden Järnsand – en kunskapsammanställning.

Denys, S, Caboche, J, Tack, K, Rychen, G, Wragg, J, Cave M, Jondreville, C, Feidt C. In vivo validation of the Unified BARGE method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium and lead in soils. Environmental Science and Technology 2012, 46 (11):6252-6260

SGU 2014a. Jordartskarta. 1:100 000 – 1:200 000. SGU. 2014-09-23. www.sgu.se

SGU 2014b. Berggrundskarta. 1:50 000. SGU. 2014-09-23. www.sgu.se

SLU Miljöövervakning 2014-09-11. Data från miljöövervakningsprogram ”flodmynningar” vid Kvistforsen, Skellefteälven. [http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Station?ID=Intro&S=299](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Station?ID=Intro&S=299)

Skellefteå kommun 2011. Fördjupade och översiktliga markundersökningar inom Sävenäsområdet. 2011-04-05 Skellefteå kommun. Kommunledningskontoret. Planeringsavdelningen

Skellefteå kommun 2012. Huvudstudie Kolkajen. 2012-12-19. Tekniska kontoret. Gatu- och parkavdelningen

Skellefteå kommun 2013. Fördjupade markundersökningar på Järnbruksområdet, Skelleftehamn, Skellefteå kommun 2012. 2013-01-03. Tekniska kontoret. Gatu- och parkavdelningen

Kalmar Läns Museum. 2009:52. Gladhammars gravor. Arkeologisk förundersökning 2009. Gladhammars gravområde, RAÄ 155 och 229, samt hyttområde, RAÄ 227. Gladhammar socken, Västerviks kommun, Kalmar län.

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

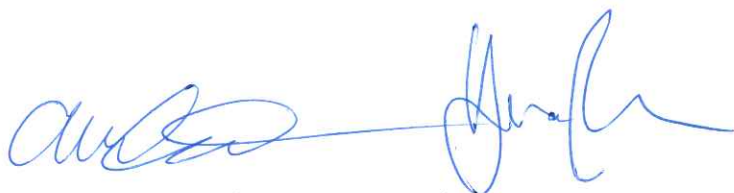
Naturvårdsverket 2008. Rapport 5799. Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen.

Naturvårdsverket 2006. Rapport 5540. Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling. Fas 1.

WSP 2014. Skelleftehamn 2:7. Kolkajns- och Järnbruksområdet. Problembeskrivning och konceptuell modell. PM. 2014-06-24.

Umeå 2014-12-04

WSP Samhällsbyggnad

Two handwritten signatures in blue ink. The first signature is on the left and the second is on the right, connected by a horizontal line.

Christina Edlund

Ylva Persson