



CHALMERS



Efterbehandlingar av föroreningar vid Städet 17 i Lidköping

Riskbedömning och åtgärdsbehov av förorenad mark

Kandidatarbete inom samhällsbyggnadsteknik

KLARA LARSSON, HANNES LÖFGREN, MARIA
MARGENBERG, KARISMA PATEL, JOHANNA
PETTERSSON, OSKAR REHNBERG

Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2019

Förord

Denna rapport är slutprodukten av ett kandidatarbete inom samhällsbyggnadsteknik på Chalmers Tekniska Högskola, givet av institutionen Arkitektur och Samhällsbyggnad med förslag från avdelningen Geologi och Geoteknik. Rapporten är skriven av sex teknologer, varav alla är studenter vid det femåriga civilingenjörsprogrammet inom samhällsbyggnadsteknik. Författarna vill rikta ett stort tack till Jenny Norrman, Docent vid Geologi och Geoteknik/Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik, för konstruktiv handledning i ämnet och goda råd under arbetets gång.

Efterbehandlingar av föroreningar vid Städet 17 i Lidköping

Riskbedömning och åtgärdsbehov av förorenad mark

*Klara Larsson, Hannes Löfgren, Maria Margenberg, Karisma Patel, Johanna Pettersson,
Oskar Rehnberg*

Efterbehandlingsplaner av föroreningar vid Städet 17 i Lidköping

Risikobedömning och åtgärdsbehov av förorenad mark

KLARA LARSSON, HANNES LÖFGREN, MARIA MARGENBERG, KARISMA PATEL,
JOHANNA PETTERSSON, OSKAR REHNBERG

© KLARA LARSSON, HANNES LÖFGREN, MARIA MARGENBERG, KARISMA
PATEL, JOHANNA PETTERSSON, OSKAR REHNBERG, 2019

Institution of Architecture and Civil Engineering

Department of Geology and Geotechnics

Chalmers University of Technology

SE-412 96 Göteborg

Sweden

Telephone + 46 (0)31-772 1000

Omslag:

Bilden föreställer området Städet 17 som undersöks i rapporten.

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Göteborg, Sverige 2019

Abstract

This report discusses remediation of polluted areas. In present day, many areas are polluted to the extent of potentially putting humans and the environment at risk. Because of this there is a need for remediation. This requires the use of effective remediation technologies and that the development of these technologies continues to be brought forward. The report consists of a theory section and a case study. The theory section explains the implementation of a remediation process. This process begins when an area is identified as polluted and ends when the area is remediated. The steps in the process that the theory section describes are the risk assessment along with its uncertainties, the use of target values, investigation of remediation measure, the risk evaluation and the concrete actions to be made before carrying out a remediation. The risk evaluation includes a description of how an analysis focused on sustainable development can be conducted. There is also a selection of remediation technologies included in the theory section, which are briefly described. The case study is based on the information that is presented in the theory section and consists of two sections. The first section is a risk assessment and is conducted based on data taken from the area of Städet 17 in the municipality of Lidköping. The data indicates that there are large contents of several metals in the area. From the risk assessment the large contents of copper, lead, cadmium, mercury, and zinc in the area constitutes an unacceptable risk. Therefore, the area is deemed to need remediation. Three suitable remediation technologies are presented. These are solidification/stabilization, chemical oxidation/chemical reduction and electrokinetic separation. In the second section of the case study these three technologies are analyzed based on the three pillars of sustainability; environmental sustainability, economic sustainability and environmental sustainability. All the three technologies prove to have different advantages and disadvantages. A limitation concerning the case study is the fact that the risk assessment being conducted is based on data that has already been collected. No new data is collected for this report. Another limitation is that the risk assessment is conducted using the Swedish model for target values as a base.

The report is written in Swedish.

Keywords: Remediation, Mitigation, Multi-criteria decision analysis, Risk assessment, Case-study, Investigation of remediation measures and Risk management.

Sammanfattning

Denna rapport avhandlar efterbehandling av förorenade områden. Idag är många områden förorenade till den grad att de utgör risker för människa och miljö. Därmed finns det ett behov av efterbehandling. Vidare ställer detta krav på att effektiva efterbehandlingsmetoder tillämpas och att utvecklingen av dessa drivs framåt. Rapporten består av en teoridel och en fallstudiedel. Teoridelen behandlar genomförandet av en efterbehandlingsprocess. Processen löper från det att ett område identifierats som förorenat till att området har sanerats. De steg i processen som rapporten beskriver är riskbedömning samt dess osäkerheter, användning av riktvärden, åtgärdsutredning, riskvärdering, samt de konkreta åtgärdsförberedelser som görs inför efterbehandling. Riskvärderingen inkluderar en beskrivning av hur en hållbarhetsanalys kan utföras. Teorin innehåller också ett urval av efterbehandlingsmetoder vilka beskrivs översiktligt. Fallstudien bygger på den information som presenteras i teorin och består av två delar. Den första delen är en riskbedömning som görs baserad på mätdata från området Städet 17 i Lidköpings kommun. Mätdata indikerar att höga halter av flertalet metaller finns i området. Utifrån riskbedömningen konstateras det att halterna av koppar, bly, kadmium, kvicksilver och zink utgör en oacceptabel risk, varför området bedöms vara i behov av sanering. Tre efterbehandlingsmetoder tas fram och dessa är solidifiering/stabilisering, kemisk oxidation/kemisk reduktion och elektrokinetisk separation. I den andra delen utförs en hållbarhetsanalys. I denna analyseras de tre utvalda efterbehandlingsmetoderna utefter ett antal kriterier som samtliga kan kopplas till de tre hållbarhetspelarna social hållbarhet, ekonomisk hållbarhet och miljömässig hållbarhet. Denna analys visar att metoderna har olika för- och nackdelar avseende de olika hållbarhetsaspekterna. En avgränsning gällande fallstudien är att den riskbedömning som utförs baseras på redan uppmätt data, och att alltså ingen ny data samlas in för genomförandet av denna fallstudie. Vidare görs riskbedömningen utifrån den svenska riktvärdesmodellen.

Nyckelord: Efterbehandling, Sanering, Multikriterieanalys, Riskbedömning, Fallstudie, Åtgärdsutredning och Riskhantering.

1 Innehållsförteckning

1	INTRODUKTION.....	9
1.1	BAKGRUND.....	9
1.2	SYFTE	10
1.3	AVGRÄNSNINGAR.....	10
1.4	RAPPORTENS UPPLÄGG.....	10
2	PROCESSEN FÖR SANERING AV FÖRORENADE OMRÅDEN	12
3	RISKBEDÖMNING	14
3.1	EFFEKT- OCH EXPONERINGSANALYS.....	16
3.1.1	<i>Avsedd markanvändning.....</i>	<i>16</i>
3.1.2	<i>Människors hälsa.....</i>	<i>16</i>
3.1.3	<i>Grund- och ytvatten.....</i>	<i>18</i>
3.1.4	<i>Markmiljö.....</i>	<i>20</i>
3.2	BERÄKNING AV RIKTVÄRDEN	22
3.2.1	<i>Riktvärdesmodellen</i>	<i>22</i>
3.3	FÖRENKLAD OCH FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING	23
3.3.1	<i>Förenklad riskbedömning</i>	<i>23</i>
3.3.2	<i>Fördjupad riskbedömning.....</i>	<i>24</i>
3.4	OSÄKERHETER KRING RISKBEDÖMNING OCH FASTSTÄLLANDE AV RIKTVÄRDEN.....	24
3.4.1	<i>Konceptuella osäkerheter</i>	<i>25</i>
3.4.2	<i>Modellosäkerhet.....</i>	<i>25</i>
3.4.3	<i>Dataosäkerhet</i>	<i>26</i>
4	ÅTGÄRDSUTREDNING	26
5	RISKVÄRDERING	29
5.1	HÅLLBARHETSPERSPEKTIV.....	30
5.1.1	<i>Surf UK.....</i>	<i>31</i>
5.1.2	<i>SCORE.....</i>	<i>31</i>
6	MÄTBARA ÅTGÄRDSMÅL, RISKKOMMUNIKATION OCH ÅTGÄRDSFÖRBEREDELSE.33	
6.1	FORMULERING AV MÄTBARA ÅTGÄRDSMÅL	33
6.2	RISKKOMMUNIKATION.....	34
6.3	ÅTGÄRDSFÖRBEREDELSE OCH DOKUMENTATION.....	34

7	EFTERBEHANDLINGSMETODER	36
7.1	EX SITU-EFTERBEHANDLINGSMETODER	37
7.1.1	<i>Deponering och schaktsanering</i>	<i>37</i>
7.1.2	<i>Termisk behandling.....</i>	<i>38</i>
7.2	IN SITU-EFTERBEHANDLINGSMETODER	39
7.2.1	<i>Jordtvätt</i>	<i>39</i>
7.2.2	<i>Fytosanering.....</i>	<i>40</i>
7.2.3	<i>Stabilisering och solidifiering</i>	<i>41</i>
7.2.4	<i>Grundvattenpumpning och behandling.....</i>	<i>41</i>
7.2.5	<i>Biologisk behandling.....</i>	<i>42</i>
7.2.6	<i>Kemisk oxidation</i>	<i>43</i>
7.2.7	<i>Kemisk reduktion.....</i>	<i>44</i>
7.2.8	<i>Porgasextraktion eller vakuumextraktion.....</i>	<i>44</i>
7.2.9	<i>Elektrokinetisk separation.....</i>	<i>45</i>
8	METODIK FÖR FALLSTUDIE	46
8.1	STATISTISK BEARBETNING.....	46
8.2	KONCEPTUELLA MODELLEN	47
8.3	RIKTVÄRDESMODELLEN	48
8.4	ÅTGÄRDSUTREDNING.....	48
9	FALLSTUDIE: STÄDET 17.....	54
9.1	HISTORIA.....	54
9.2	GEOLOGISKA OCH HYDROGEOLOGISKA OMSTÄNDIGHETER	56
9.3	MARKUNDERSÖKNINGAR OCH ANALYSER.....	57
9.4	BERÄKNING AV REPRESENTATIVA HALTER	58
9.5	MARKANVÄNDNING.....	60
9.6	FÖRENKLAD RISKBEDÖMNING	61
9.6.1	<i>Framtagning av riktvärden.....</i>	<i>66</i>
9.7	ÅTGÄRDSUTREDNING OCH RISKVÄRDERING	70
10	DISKUSSION.....	77
10.1	HÅLLBARHETSANALYSENS RESULTAT	77
10.2	OSÄKERHETER I RISKBEDÖMNINGSPROCESSEN.....	78
10.3	JÄMFÖRELSE MED SWECOS RAPPORT	79
10.4	ETISKT PERSPEKTIV AVSEENDE EFTERBEHANDLINGSPROCESSEN	81
11	SLUTSATS.....	83

12	KÄLLFÖRTECKNING	84
13	BILAGOR.....	91

1 Introduktion

Detta kapitel behandlar bakgrund, syfte, avgränsningar och upplägg av rapporten. I bakgrunden ges en överblick över hur behovet av efterbehandlingsåtgärder ser ut och varför det är av relevans att studera ämnet. Ett övergripande syfte samt delmål presenteras därefter, följt av de avgränsningar som finns för rapporten. Upplägget för rapporten redovisas också i introduktionen.

1.1 Bakgrund

Det finns i Sverige idag ungefär 25 000 förorenade områden. Av dessa områden klassar Naturvårdsverket (2018a) ungefär 1 000 områden som allvarligt förorenade. Förorenade områden inkluderar allt från markområden och anläggningar till grund- och ytvatten. De allvarligt förorenade områdena kan vara förorenade till sådan grad att de potentiellt kan vara skadliga för människa och miljö, därmed finns ett behov av sanering. Anledningen till att dessa områden är förorenade beror till största del på industriell aktivitet, både den som fortfarande är pågående och sådan som bedrivits tidigare (Naturvårdsverket, 2018a). Många av FN:s globala mål för hållbar utveckling går att koppla till sanering av förorenade områden, exempelvis Hälsa och välbefinnande, Rent vatten och sanitet samt Ekosystem och biologisk mångfald (UN General Assembly, 2015). Enligt miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö, vilket är uppsatt av Naturvårdsverket (2018b), ska naturfrämmande ämnens påverkan på människors hälsa och den biologiska mångfalden vara försumbar, och dess halter ska vara nära noll.

Sett utifrån både miljömål, människans hälsa samt ekonomisk vinning i form av möjlighet till bebyggelse av fler ytor finns det ett stort behov av effektiv sanering. Den befintliga processen från identifiering av ett område till sanering av området är mycket omfattande och utförlig. Processen inkluderar alltifrån olika typer av markundersökningar till riskbedömning för att fastställa om föroreningarna i området utgör någon risk för människors hälsa eller omgivande miljö (SGI, 2018a).

Saneringsprocessen är även intressant ur en ingenjörsmässig synvinkel eftersom det, som inom de flesta befintliga tekniker, finns utrymme för förbättring och utveckling. Naturvårdsverket (2014) har själva utvärderat det material de tagit fram med avseende på hur en efterbehandlingsåtgärd ska göras. Denna utvärdering lyfter bland annat att efterbehandlingsarbetet går långsamt och att framtagning av bättre riskbedömningsmetoder

samt efterbehandlingsmetoder behöver göras. Detta behöver göras för att i så stor utsträckning som möjligt sänka kostnader, sett både till ekonomi samt miljömässiga aspekter. Även för mänsklig hälsa, biologisk mångfald och bevarandet av tillgång till rent vatten är hållbar sanering viktigt. Om Sverige ska nå miljömålen är det av stort intresse att belysa hanteringen av de många förorenade områdena.

1.2 Syfte

Det övergripande syftet med studien är att utreda behovet av efterbehandling samt att ta fram förslag på en hållbar efterbehandlingsmetod för området Städet 17. För att uppnå det övergripande syftet har följande delmål formulerats:

1. att genomföra en litteraturöversikt som redogör för den svenska metoden för riskbedömning av förorenade områden samt vad en riskvärdering med hållbarhetsperspektiv innefattar
2. att tillämpa riskbedömningsmetoden på fallstudien Städet 17
3. att baserat på resultatet av riskbedömning och utifrån platsspecifika förutsättningar identifiera lämpliga efterbehandlingsmetoder samt att jämföra de olika metodernas för- och nackdelar ur ett hållbarhetsperspektiv
4. att slutligen jämföra om det framtagna resultatet från fallstudien skiljer sig från en tidigare framtagna markundersökning och rapport gällande samma område.

1.3 Avgränsningar

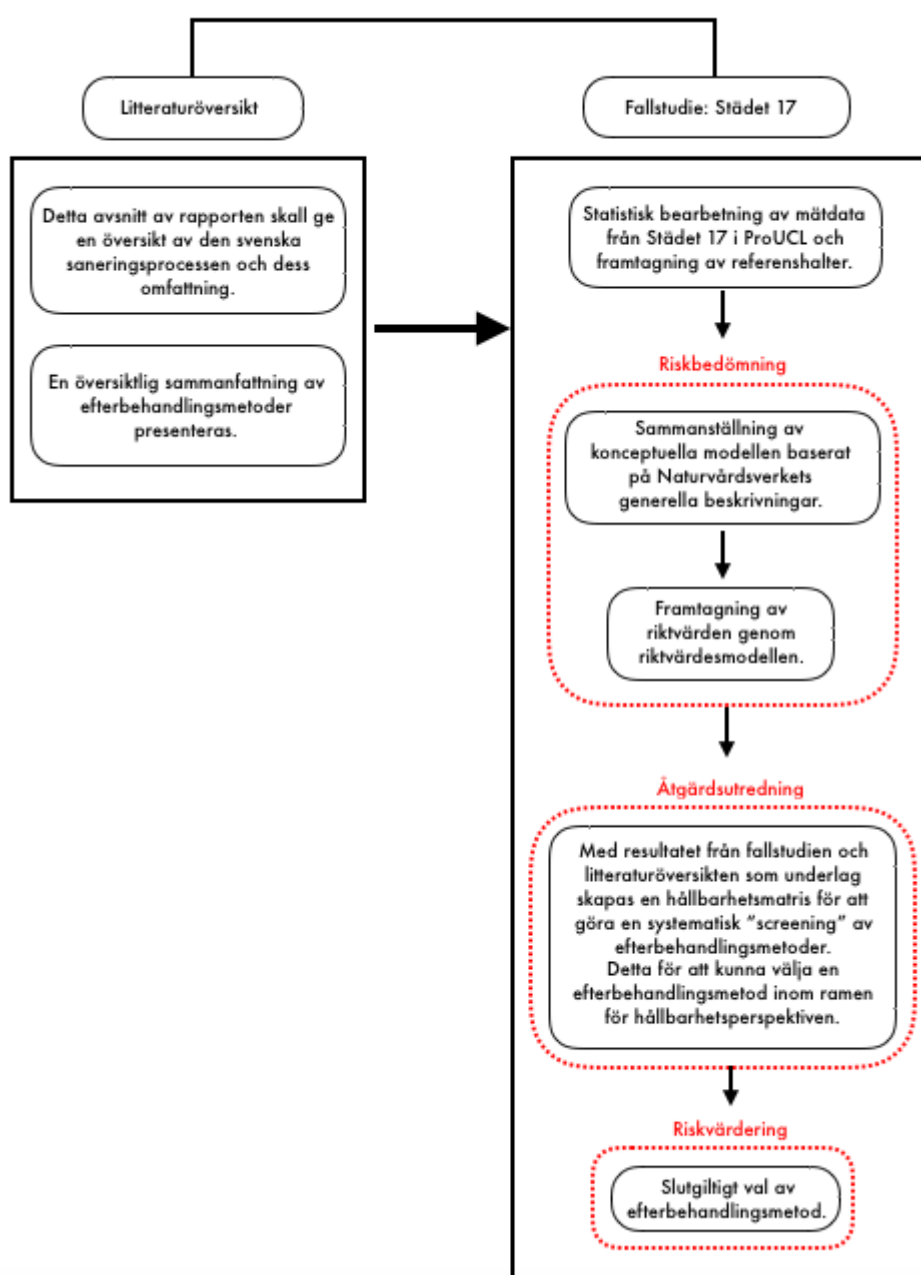
Utgångspunkten för rapporten är den svenska metoden för riskbedömning av förorenade områden. Fallstudien är avgränsad till att endast behandla en plats. Riskbedömning av platsen görs utifrån den svenska riktvärdesmodellen. Den data som finns tillgänglig för den aktuella platsen fungerar också som avgränsning för projektet. Vidare insamling av kompletterande fältdata från området kommer inte ges utrymme.

1.4 Rapportens upplägg

Rapporten är uppbyggd av en teoridel och en tillämpning av teorin i form av en fallstudie. I teorin görs en litteraturöversikt. Denna syftar till att ge underlag så att läsaren får förståelse för metoden samt resultaten i fallstudien. Detta görs genom en sammanfattning av processen för sanering av förorenade områden i Sverige. Teorin bygger på Naturvårdsverkets process för val av efterbehandlingsmetod. Utöver det har en litteratursökning gällande

saneringsmetoder gjorts. Ett urval av saneringsmetoder beskrivs för att ge en pedagogisk kontext till sammanhanget samt för att ge en teknisk förståelse för konceptet.

I fallstudien tillämpas erhållen kunskap från litteraturoversikten. Resultatet från fallstudien ligger till grund för val av lämplig saneringsmetod. Fallstudiens mätdata hämtas från en tidigare undersökning som gjorts och de resultat som bearbetas fram i denna rapport jämförs därefter med resultaten från den tidigare gjorda undersökningen med avsikten att föra en omfattande och grundlig diskussion. I figur 1 följer en schematisk illustration över den tillämpade metodiken.



Figur 1. Översiktlig genomförandeplan

2 Processen för sanering av förorenade områden

I detta kapitel redovisas översiktligt hur processen för sanering av förorenade områden ser ut. Processen börjar med att ett område identifieras som förorenat och avslutas i och med att åtgärd utförts. Vid hantering av förorenade områden används vanligtvis en riskrelaterad process (Swartjes, 2011). Den syftar till att vara praktiskt genomförbar, objektiv, ta till vara på vetenskapliga fakta och säkerställa så konsekventa resultat som möjligt. Processen förklaras i Swartjes bok *Dealing with contaminated sites* (2011) och innefattar tre steg, se figur 2.

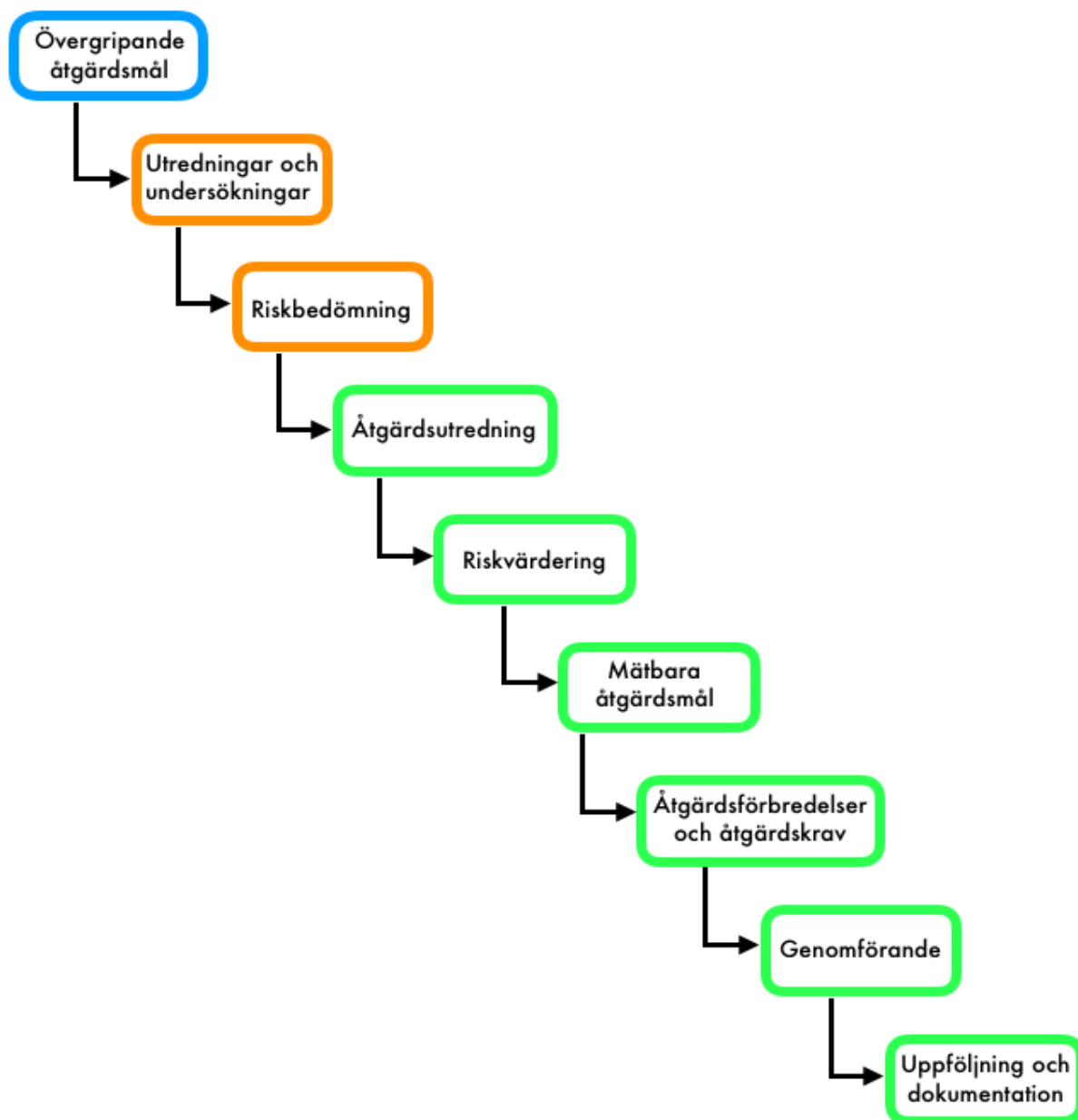


Figur 2. Generellt ramverk för hantering av förorenade områden

Den första fasen i Swartjes modell är problemdefinitionsfasen, där ambitionerna med projektet ska bestämmas (Swartjes, 2011). Detta görs genom att klargöra ett tydligt syfte och mål med projektet, vilka skyddsobjekt som finns och projektets tidsspann. Mål med sanering av förorenade områden bestäms av politiker och andra beslutsfattare, vilket gör att denna fas kräver nära samverkan mellan alla intressenter. Riskbedömningsfasen innefattar exponeringsbedömning, effektbedömning och riskkarakterisering vilket ska resultera i en riskbedömning av området. I figur 2 och 3 är denna fas orange. Denna fas beskrivs mer ingående i nästa kapitel. Riskhanteringsfasen ämnar att ta fram förslag på efterbehandlingsmetoder och genom att jämföra kostnader och nyttor komma fram till ett beslutsunderlag för val av åtgärd (Naturvårdsverket, 2009a). Därefter väljs åtgärd och mätbara åtgärds mål, och efterbehandlingsåtgärden utförs och följs upp för att säkerställa att målen har uppnåtts. I figur 2 och 3 är denna fas grön, den beskrivs vidare i kapitlet Efterbehandlingsmetoder.

Figur 3 visar en schematisk beskrivning av den svenska metodiken för riskhantering av förorenade områden. Metodiken beskrivs i Naturvårdsverkets rapport Att välja efterbehandlingsåtgärd (2009a). Denna metod liknar Swartjes, men är nedbruten i flera delmoment och följer stegvis bedömningar. Detta underlättar arbetet eftersom det ger struktur, och tydligheten gör att det blir lättare att konkretisera ambitionsnivån på arbetet. Efter varje

steg görs en utvärdering kring ekonomiska frågor och behov av fortsatt arbetsgång. Ställning måste också tas kring om alla steg i processen är nödvändiga att vidta.



Figur 3. Beskrivning av Naturvårdsverkets process "Att välja efterbehandlingsåtgärd". Färgerna motsvarar de olika faserna i Swartjes modell, se figur 2. (Figur 1.1, s. 17, Naturvårdsverket, 2009b).

3 Riskbedömning

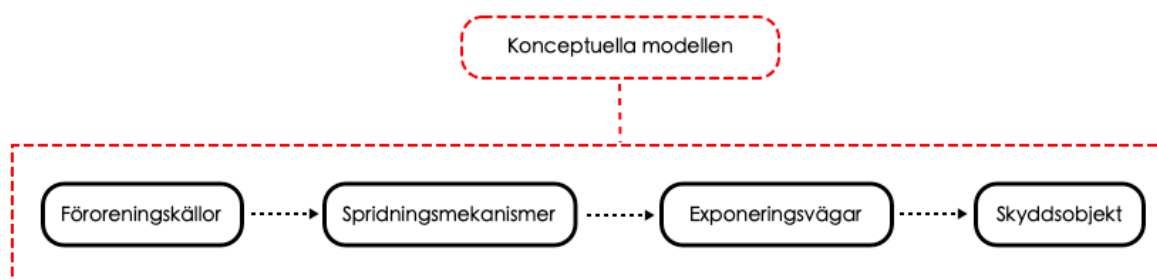
I detta kapitel beskrivs riskbedömningsfasen. Detta är den första riskrelaterade fasen, se figur 2. Riskbedömningen undersöker huruvida ett förorenat område utgör oacceptabla risker (Naturvårdsverket, 2009b). En redogörelse över riskbedömningsprocessen redovisas i figur 4.



Figur 4. Figur som illustrerar de olika stegen i en riskbedömningsprocess (Figur 3.3, s. 39, Naturvårdsverket, 2009b).

Genomförandet av en riskbedömning börjar med att avgöra om ett område är förorenat. Detta görs genom att jämföra uppmätta halter i området med bakgrundshalter. Bakgrundshalten är halten av föroreningen som vanligen förekommer i naturen. Om de uppmätta halterna överskrider bakgrundshalten kan området utgöra en risk och måste därför utredas vidare (Naturvårdsverket, 2009b).

Om området bedöms vara potentiellt förorenat formuleras en problembeskrivning. I denna ska framgå om det finns en potentiell risk inom det område som undersöks. Även ramarna för utredningen formuleras för att göra riskbedömningen mer greppbar. Att konkretisera tidsspannet för vilka risker som undersöks är också en del av problembeskrivningen. Målet är att se till dess påverkan både idag och i framtiden. Problembeskrivningen ska även redogöra för var i området de studerade föroreningarna återfinns, hur de kan sprida sig och vilka skyddsobjekt som ska beskyddas. Dessa parametrar ingår i en konceptuell modell (Naturvårdsverket, 2009b).



Figur 5. Orsakskedja som underlag för en generell konceptuell modell baserat på Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009b).

I och med problembeskrivningen tas en konceptuell modell fram. I figur 5 presenteras den orsakskedja som används som underlag för Naturvårdsverkets modell. Den konceptuella modellen är en summering av problembeskrivningen. Denna modell ska tydliggöra olika orsakssamband. I denna ska det tydligt framgå vilka föroreningar som finns och på vilka sätt de kan påverka de skyddsobjekt som berörs. Modellen är ett verktyg som ger en djupare uppfattning av problemet. Denna gör det även enklare att identifiera om brist på kunskap finns inom olika områden samt eventuella osäkerheter. Den ska till en början vara bred och inkludera flera relevanta orsakssamband och blir efter insamling av ytterligare information mer specifik. Detta för att säkerhetsställa att betydelsefulla orsakssamband inte exkluderas (Naturvårdsverket, 2009b).

Efter att den konceptuella modellen formulerats fortsätter riskbedömningen med en exponering- och effektanalys. Exponeringsanalysen fokuserar på omfattningen av exponering från föroreningar på skyddsobjekt. Analysen inkluderar både vilken storlek den dos av föroreningen omfattar men även vilka exponeringsvägar som är aktuella. En dos kan påverka ett skyddsobjekt på olika sätt, beroende på vilket sätt skyddsobjektet exponeras för den. Effektanalysen fokuserar på vid vilken exponering eller dos av föroreningar negativa effekter kan uppstå på skyddsobjekten (Naturvårdsverket, 2009b).

När dessa två analyser gjorts görs en utvärdering för att konkret bedöma vilka risker området utgör. Målet är att försöka kvantifiera negativa miljö- och hälsorisker. Beroende på om en förenklad eller fördjupad riskbedömning ska utföras görs en mindre eller mer grundlig undersökning för att avgöra om ett område är förorenat. Utvärderingen kallas riskkaraktisering och ser till ett tidsperspektiv som omfattar både dagsläget och framtiden (Naturvårdsverket, 2009b).

3.1 Effekt- och exponeringsanalys

I detta delkapitel redovisas effekt- och exponeringsanalysen mer detaljerat. Även koncept kopplade till dessa analyser redovisas, närmare bestämt skyddsobjekt och avsedd markanvändning. Skyddsobjekt inkluderar markanvändning, mänsklig hälsa, markmiljö och grund- och ytvatten.

I exponeringsanalysen analyseras den framtagna mätdata för att bestämma exponeringens omfattning.

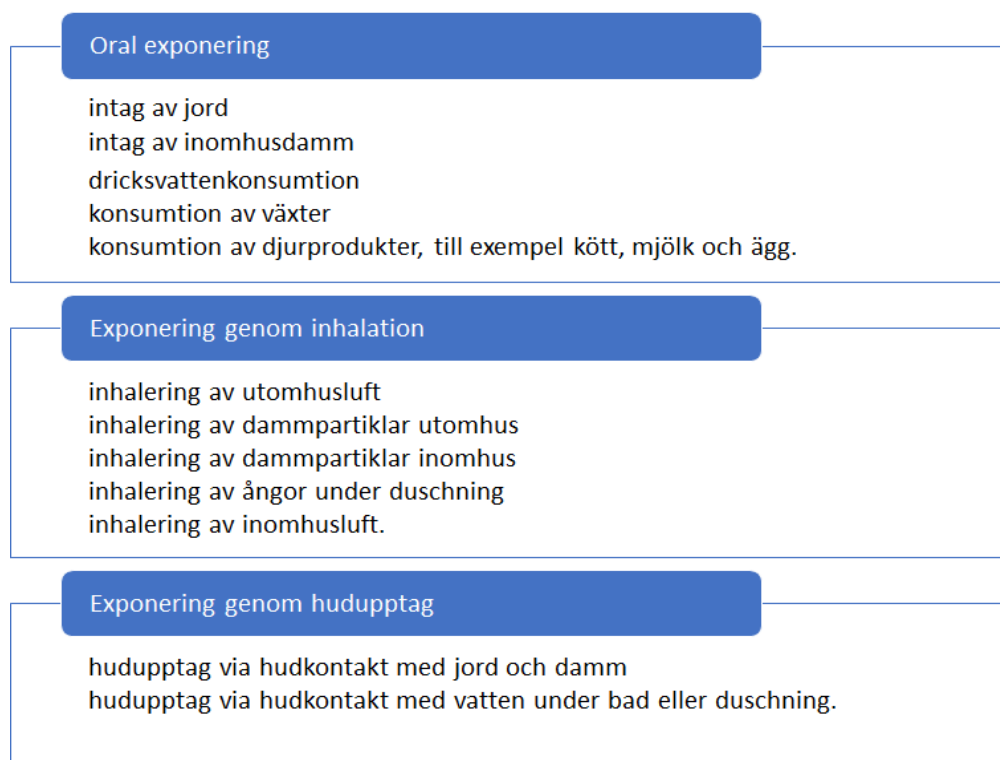
3.1.1 Avsedd markanvändning

När en riskbedömning genomförs måste den avsedda aktiviteten för området beaktas. Detta för att få kunskap om vilka skyddsobjekt som kommer exponeras och till vilken grad. Genom att fastslå markanvändningen kan krav på föroreningshalter sättas. Det finns två kategorier av markanvändning som används vid beräkning av riktvärden. Om den framtida markanvändningen fastslås vara känslig får den beteckningen KM (känslig markanvändning). Känslig markanvändning innebär att de föroreningshalter som finns i marken inte ska utgöra några begränsningar för nyttjande av den. Ett exempel på sådan markanvändning är bostadsområden. Skyddsobjekt ska alltså vara helt säkra. För kategorien MKM (mindre känslig markanvändning) ställs lägre krav på föroreningshalterna i marken. Således begränsas nyttjandet av marken till vissa aktiviteter, som exempelvis industriverksamheter, och de skyddsobjekt som är berörda vistas i området i mer begränsad omfattning (Naturvårdsverket, 2009c).

3.1.2 Människors hälsa

Människors hälsa är ett högt prioriterat skyddsobjekt eftersom kontakt med en förorening kan resultera i flera typer av negativa hälsoeffekter (Swartjes, 2011). Ur ett folkhälsoperspektiv anses exponering för förorenade ämnen visserligen ha liten påverkan, men på lokal nivå kan exponeringen resultera i en betydande risk för mänsklig hälsa, därav är mänsklig hälsa ett viktigt skyddsobjekt vid riskbaserad bedömning av förorenade områden.

För att en människa ska ta skada av en förorening krävs det att hen exponeras för den. De generella exponeringsvägar som de flesta exponeringsmodeller använder sig av redovisas i Figur 6 (Swartjes, 2011):



Figur 6. Exponeringsvägar enligt Swartjes (2011).

Naturvårdsverkets modell som används vid riskbedömning i Sverige beaktar sex exponeringsvägar som redogörs för i bilden nedan, i figur 7:



Figur 7. Redogörelse för direkta exponeringsvägar (Naturvårdsverket, 2009b).

Exponeringsvägar klassificeras som antingen direkta eller indirekta. Direkt exponering innebär exponering av föroreningarna från kontaktmedier, exempelvis jord, vatten och

sediment. Ett konkret exempel från figur 6 är oral exponering genom intag av jord. Indirekt exponering definieras enligt Naturvårdsverket (2009b) som den exponering som kan ske genom bioackumulering och biomagnifikation av föroreningar i näringskedjorna. Indirekta exponeringsvägar inkluderas inte i figur 6, men ett exempel på en sådan exponeringsväg är intaget av grönsaker som odlats på ett förorenat område. Vid specifika behov kan indirekta exponeringsvägar tas med i riskbedömningen.

Exponering beräknas för barn och vuxna, båda per kilogram kroppsvikt. Exponeringstiden utgår från livstidsmedelvärdet, som används för en långsiktig bedömning där det räknas med en 80 år lång exponering. Beräkningen görs i åtanke av de känsligaste individerna, vilket i de flesta fall är barn. Den totala exponeringen mot en förorening blir summan av alla exponeringsvägar plus exponering från andra källor (Naturvårdsverket, 2009b).

Vid beräkning av dos eller koncentration i ett kontaktmedium utgås det från antingen tröskeldoser eller doser med ett linjärt samband. Tröskeldoser tillämpas för ämnen som ger hälsoeffekter först vid en viss dos, TDI (tolerabelt dagligt intag). Om dosen är under tröskeldosen finns ingen risk för hälsokonsekvenser. Människor kommer i kontakt med föroreningar på många olika sätt, och Naturvårdsverket uppskattar att endast upp till 50 procent av TDI får tas i anspråk av exponering för det förorenade området (Naturvårdsverket, 2009b).

Doser med ett linjärt samband används för ämnen som ger en högre risk för hälsokonsekvenser ju högre dosen är, exempelvis cancerogena ämnen. Vid bedömning summeras doserna för alla aktuella föroreningsvägar. De ämnen som kan skada arvsmassan ger istället för en tröskeleffekt ett linjärt samband mellan exponering och hälsorisk, dvs. det finns ingen säker dos. För dessa ämnen har Naturvårdsverket bedömt att en acceptabel risknivå för det förorenade området är en dos motsvarande ett extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. För dessa fall görs ingen justering för exponering från andra källor (Naturvårdsverket, 2009b).

3.1.3 Grund- och ytvatten

Sötvatten är ett av samhällets viktigaste resurser, och 90 procent av det tillgängliga sötvattnet är i form av grundvatten. Begreppet grundvatten syftar till det vatten som finns i porer och sprickor i vattenmättade marklager och berg. Grundvatten fungerar både som ett

transportsätt för föroreningar och som ett skyddsobjekt i sig eftersom det är en källa till dricksvatten och ett habitat för organismer. Transport av föroreningar sker snabbare i den mättade zonen i marken. Grundvatten har generellt hög kvalitet på grund av dess naturliga självreningsfunktion, men eftersom förbrukningen ökar samtidigt som vissa områden får större brist, ökar belastningen på grundvatten generellt. Därav är det av vikt att skydda våra grundvattenresurser (Swartjes, 2011).

Majoriteten av grundvattnet är nederbörd som perkolerar genom den omättade zonen till den mättade zonen (akviferen). På vägen förändras vattnets kvalitet i och med kontakten med jorden. Förorenad jord leder vanligtvis till förorenat grundvatten. Konsekvensen av ett förorenat område kan då vara att det påverkar det omgivande grundvattnets kvalitet (Naturvårdsverket, 2009c). Det finns en rad exempel på vad som kan ske till följd av att grundvattnets kvalitet försämras. I Naturvårdsverkets publikation Riktvärden för förorenad mark (2009c) belyses exempel som att dricksvattenbrunnar blir otjänliga och att förorenat grundvatten strömmar ut i vattendrag och förorenar dessa.

Antropogent förorenat grundvatten är det som det primärt beaktas i en riskbedömning. Exempel på antropogena föroreningar är avloppslaguner, deponier, läckande avloppssystem och avfallscentraler. Grundvatten kan ha förhöjda halter på naturlig väg efter att det varit i kontakt med jord- och bergmaterial och förorenats med ämnen från dessa. Till exempel kan det då finnas höga halter metall i vattnet. Mark som har naturligt förhöjda halter brukar sällan saneras eftersom ekosystemet antas vara anpassat till det förorenade tillståndet (Swartjes, 2011).

Om grundvattnet med största sannolikhet inte kommer vara tjänligt som dricksvatten även efter sanering är skyddet av det inte alltid motiverat. Det kan dock vara så att grundvattnet är spridningsväg till ytvatten eller påverkar andra ekosystem, exempelvis våtmarker. Detta kan motivera skyddet av det ändå. Grundvatten kan färdas snabbt, även över internationella gränser med olika regler och standarder för vad som ska gälla. Av den anledningen kan internationella bestämmelser krävas för att komma överens (Swartjes, 2011).

I och med att Livsmedelsverket och WHO är de främsta tongivarna i haltkriteriumsbestämningen utgår riktvärdesmodellen för grundvatten utifrån människors hälsa. Som exempel kan farliga ångor från förorenat grundvatten tränga in i närliggande

bebyggelse, vilket kan påverka människor negativt. När platsspecifika riktvärden tas fram kan det däremot finnas andra omständigheter som måste tas hänsyn till. Exempelvis kan ett område ibland ha naturligt höga bakgrundshalter som behöver korrigeras för. Det acceptabla intervallet innan kriteriet överskrids minskas som kompensation för redan höga bakgrundshalter (Naturvårdsverket, 2009c).

Ytvatten är ytterligare ett skyddsobjekt. Beräkningen av riktvärden grundar sig på ytvattnets haltkriterier vilka baserats på dess påverkan på växt och djurliv. Ett områdes föroreningar får inte överskrida riktvärdena. Vattnet har högt skyddsvärde eftersom många förekommande ekosystem är känsliga för förändringar. De används också som dricksvattentäkter vilket, vid en förorening kan få stora konsekvenser för människors hälsa (Naturvårdsverket, 2009c).

De ytvatten som förekommer i Sverige är till största del inte påverkade av föroreningar. För ytvatten saknas det för många ämnen generella haltkriterier. För att Naturvårdsverkets modell inte ska bli bristfällig bestäms således värden för dessa. Bedömningen baseras på olika omständigheter som skiljer sig från ytvattens vanliga halter. Exempelvis tas det hänsyn till mängden organiska ämnen och metaller som kan få negativa effekter på miljön. Ett exempel på fall då skydd av ytvatten bör anpassas till platsspecifika förhållanden är om recipienten nedströms har ett annat skyddsvärde. Detta skyddsvärde kan vara antingen lägre eller högre. Ett annat exempel är om det förekommer ett större antal källor för utsläpp av föroreningar till ytvattnet (Naturvårdsverket, 2009c).

3.1.4 Markmiljö

Markmiljön kan ha stor biologisk mångfald och då utföra många viktiga ekosystemtjänster. Exempelvis tjänar den som grogrund för träd och växter, utför rening av grundvatten och sköter förmultning av organiskt material (Swartjes, 2011). Av dessa anledningar utgör markmiljön ett viktigt skyddsområde i de flesta riskbedömningsmodeller.

För att ta fram riktvärden används NOEC-data (No Observed Effect Concentration). Denna data tas fram genom olika ekotoxikologiska studier. Gränsen för NOEC ändras vid behov när dataunderlaget är bristfälligt och genom att använda säkerhetsfaktorer kan sådan data konverteras till NOEC. En del vid framtagningen av riktvärden grundar sig i hur olika arter påverkas. Detta görs exempelvis genom att studera förändringen av populationer. Studien gäller både för mark- och vattenlevande djur samt organismer. Vid brist på indata av

organismer från olika medier kan detta substitueras mot motsvarande organism från ett annat medie. Det är också önskvärt med studier som ser till kronisk exponering samt effekter som inte har en dödlig utgång för organismen (Naturvårdsverket, 2009c).

För att erhålla acceptabla halter av föroreningar i markmiljön kan två metoder tillämpas. Dessa är säkerhetsfaktormetoden och fördelningsmetoden. Säkerhetsfaktormetoden används då dataunderlaget inte räcker till och innebär i stora drag att osäkerheten kompenseras genom att en säkerhetsfaktor används. Fördelningsmetoden går i princip ut på att statistiskt fördela effekter på arter eller ekologiska processer och där riktvärdet väljs som en markör på fördelningen. Eftersom metoden bygger på att fördela statistiska data måste underlaget vara tillräckligt. Därför har en nedre gräns för mängden toxicitetsdata från taxonomiska grupper satts upp. Om detta inte uppfylls används en säkerhetsfaktor (Naturvårdsverket, 2009c).

Vid skydd av markmiljön inkluderas hela jordprofilen i samma skyddskategori eftersom den anses vara ett sammanhängande system. Även om lokala variationer med avseende på egenskaper förekommer behandlas jordprofilen inom dessa områden som ett system. På samma sätt kategoriseras marken inom områden som omfattar delområden med olika funktioner. Det är oftast inte motiverat att försöka vidhålla olika skyddsnivåer inom områden, upp till en viss storlek, på grund av olika användningsområden eller jorddjup (Naturvårdsverket, 2009c).

Mark inom ett specifikt område kan exempelvis användas till bostäder, verksamheter, lekplatser eller odlingsytor. Beroende på användningsområde varierar riktvärdet för skydd av markmiljön. Det kan beskrivas som den föroreningshalt som utgör gränsen för huruvida ekosystemet kan upprätthålla funktioner för den avsedda markanvändningen. För markmiljön görs två indelningar av skyddsnivån, KM (känslig markanvändning) och MKM (känslig markanvändning) (Naturvårdsverket, 2009c). Enligt Naturvårdsverket är målet att skydda 50 procent för KM och 75 procent för MKM (Naturvårdsverket, 2009c).

I och med att riktvärdena för KM och MKM är generella kan det vara relevant att föra diskussion kring huruvida platsspecifika värden kan tillämpas för markmiljön. Områden där det är svårt att motivera skyddskrav, till exempel industri- och verksamhetsområden, där påverkan kan ha pågått länge och förutsättningarna för att kunna följa generella riktvärden är dåliga, kan lägre krav ställas. Samma typ av resonemang kan föras kring områden där det är

motiverat att ställa högre krav än de generella riktvärdena. För områden som av olika anledningar är viktiga att skydda, bör skyddskraven vara högt ställda (Naturvårdsverket, 2009c).

3.2 Beräkning av riktvärden

I detta delkapitel presenteras hur riktvärden används vid genomförandet av en riskbedömning. Det följer även en förklaring av riktvärdesmodellen. Detta beräkningsverktyg har tagits fram av Naturvårdsverket för att underlätta vid bedömning av huruvida ett område utgör en risk.

Riktvärden anger föroreningshalter under vilka risken bedöms vara acceptabel för alla skyddsobjekt (Naturvårdsverket, 2009b). Dessa riktvärden är uppsatta så att föroreningshalten ska ge minimal negativ påverkan på hälsa och miljö, både i nuläget och i framtiden. För vissa projekt kan det däremot anses vara mer representativt att frånga de generella riktvärdena och istället använda platsspecifika riktvärden. Riktvärdena är tänkta att stödja riskbedömningen, och det är alltid upp till riskbedömaren att se till att de tillämpas korrekt. Överskridande av riktvärdena behöver heller inte nödvändigtvis innebära en oacceptabel risk för skyddsobjekt. Detta gäller särskilt då generella riktvärden används, eftersom dessa är uppsatta med en viss säkerhetsmarginal. Ett riktvärde för respektive skyddsobjekt tas fram och sammanställs sedan till ett slutgiltigt. Det slutgiltiga riktvärdet sätts till det lägsta av de framtagna men måste ändå vara tillräckligt stort för att uppfylla vissa regelkrav.

3.2.1 Riktvärdesmodellen

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden som kan användas i de flesta fall, men det går även att ta fram platsspecifika riktvärden genom deras beräkningsverktyg för riktvärden, riktvärdesmodellen. Detta görs ifall de antaganden som gjorts vid framtagningen av de generella riktvärden avviker för det specifika område som utvärderas (Naturvårdsverket, 2018c). I delkapitlet 3.1.1 Avsedd markanvändning, redovisas det för KM (känslig markanvändning) och MKM (mindre känslig markanvändning). Områdets markanvändning är en viktig aspekt vid användning av riktvärdesmodellen, då de platsspecifika riktvärdena är starkt beroende av denna. Detta kan göras genom att antingen skapa ett eget scenario i beräkningsverktyget eller genom att välja Naturvårdsverkets generella scenarion, MKM eller KM. Beräkningsverktyget har uppdaterats och reviderats genom åren, den senaste uppdateringen är från 1 juli 2016 (Naturvårdsverket, 2018c).

3.3 Förenklad och fördjupad riskbedömning

När en riskbedömning genomförs används i första hand en förenklad riskbedömning där utgångspunkten grundar sig i användningen av generella riktvärden. Eftersom alla områden är av olika karaktär kan det i vissa fall vara mindre lämpligt att använda detta verktyg. Vid mer komplexa fall kan det därför vara lämpligt att utföra en fördjupad riskbedömning. Detta sker ofta genom att ta fram platsspecifika riktvärden. Ibland kan det också vara lämpligt att analysera exponeringen mer detaljerat och försöka mäta den faktiska exponeringen.

3.3.1 Förenklad riskbedömning

Den förenklade riskbedömningen är vanligtvis utgångspunkten för bedömning av ett områdes risker. Värderingen av riskerna görs översiktligt men på sådant sätt att de inte underskattas. Den förenklade riskbedömningen ger en övergripande uppfattning för att indikera på behovet av efterbehandling (Naturvårdsverket, 2009b).

Genomförandet av en förenklad riskbedömning grundar sig i en utformning av en problembeskrivning, som nämnts tidigare i kapitel 2. Efter denna följer en utredning där bakgrundshalter tas fram. Dessa bakgrundshalter jämförs med redan uppmätta prover på området och dessa måste stämma överens för att kunna sättas i relation till varandra. Eftersom varje område som undersöks är unikt måste en slutsats dras kring avgränsningar för provtagningen. De halter som uppmäts i de medier som leder till kontakt eller spridning av föroreningar är viktiga underlag för resterande utredning. De uppmätta halterna jämförs med representativa halter inom de medium som avses. För den förenklade riskbedömningen bestäms den representativa halten oftast med det dataunderlag som redan finns tillgängligt och ofta är översiktligt (Naturvårdsverket, 2009b).

Riktvärden är en del av de haltkriterier som sätts upp baserat på olika förutsättningar. Det är därför också en del av den förenklade riskbedömningen att kontrollera att grunden för de uppsatta kriterierna är relevanta för just det område som undersöks. Via riktvärdesmodellen kan de uppmätta halterna på området jämföras med generella eller platsspecifika riktvärden och slutsatser kan dras om efterbehandling krävs. Detta följer den tidigare beskrivna modellen för riskbedömning (Naturvårdsverket, 2009b).

3.3.2 Fördjupad riskbedömning

Om en föroreningssituation innefattar stora osäkerheter, är för omfattande eller svårbedömd kan den förenklade riskbedömningen vara bristfällig. Vid sådana omständigheter genomförs istället en fördjupad riskbedömning. Denna bygger på liknande principer som den förenklade riskbedömningen, exempelvis problembeskrivning, men utvärderar riskerna mer detaljerat. Detta görs ofta genom beräkning av platsspecifika riktvärden, men kan även innebära mer noggranna beräkningar och analyser. Påverkan från riskerna kan på så vis mer utförligt säkerhetsställas (Naturvårdsverket, 2009b).

En annan del i den fördjupade riskbedömningen är att undersöka risken för spridning av föroreningarna. Ett sätt att angripa detta problem är att först besvara frågeorden: vad, när, hur, var och varför. Ett exempel på detta är "När kommer spridningen nå ett annat område?". Därefter används olika typer av modeller som utvärderar spridningen. Exempel på dessa är spridning i grundvatten eller luft alternativt nedbrytning (Naturvårdsverket, 2009b).

Eftersom många olika föroreningar kan förekomma på samma gång och influera varandra kan den sammanlagda toxiska effekten vara svår att bedöma. Den fördjupade riskbedömningen försöker på olika analytiska sätt skapa tydliga bilder för att svaren ska vara mer tillförlitliga. Det är dock svårt att kringgå faktumet att stora osäkerheter finns (Naturvårdsverket, 2009b).

3.4 Osäkerheter kring riskbedömning och fastställande av riktvärden

Detta kapitel avhandlar de generella osäkerheter som finns vid en riskbedömning samt osäkerheter som föreligger vid framtagning av riktvärden. De osäkerheter som föreligger vid framtagning av riktvärden är konceptuella osäkerheter, modellosäkerheter och dataosäkerheter (Naturvårdsverket, 2009c) vilka förklaras i nedanstående delkapitel.

Ur ett generellt perspektiv gällande riskbedömning råder det konsensus kring att en riskbedömning, även om det ska vara en objektiv process, delvis blir subjektiv (Swartjes, 2011). Swartjes nämner ett antal skäl till detta. På grund av de många antaganden som görs samt de steg och funktioner som finns leder det till stora osäkerheter och variabilitet i data. Osäkerheter kan innebära kunskapsbrister eller att vetenskapligt konsensus inte uppnåtts,

exempelvis i modeller. Variabilitet innefattar rumsliga och temporära variationer, exempelvis heterogenitet i jord eller skillnader i mänskligt beteende.

Alla steg i riskbedömningen innehåller osäkerheter i någon grad men kan ha olika stora osäkerheter och variabilitet. Ett exempel på en parameter med liten osäkerhet men stor variabilitet är en enskild persons växtkonsumtion från egen trädgård. Denna konsumtion kan enkelt bestämmas för en individ, medan det mellan olika individer varierar. Därför är det svårt att sätta ett värde för en hel population. Ett sådant värde skulle präglas av subjektivitet till följd av stor variabilitet (Swartjes, 2011).

Andra generella osäkerheter med riskbedömning är att den ofta innehåller subjektiva steg och därför delvis beror på de åsikter som riskbedömaren besitter. I vissa fall kan detta leda till godtyckliga resultat. Slutligen innehåller riskbedömningen många steg vilket gör att en bedömning i början av processen leder till en stor osäkerhet i slutet. Eftersom riktvärdena ligger till grund för riskbedömningen är det viktigt att vara medveten om de osäkerheter som kan vara aktuella och påverka framtagningen av riktvärden. (Naturvårdsverket, 2009c).

3.4.1 Konceptuella osäkerheter

Konceptuell osäkerhet är den första osäkerheten gällande framtagning av riktvärden. Detta är ett resultat av bristande information när ett problem ska definieras, och även då exempelvis föroreningskällor ska utvärderas. Ett konkret exempel på när något kan bli en konceptuell osäkerhet är vid bedömning av exponeringsrisk för hälsoriskbaserade riktvärden. Antagandet är att den exponering en människa utsätts för står i proportionalitet till uppmätt halt av ämnet i marken. Detta antagande har brister. Exempelvis innehåller finare jordpartiklar högre halt föroreningar än större jordpartiklar, samtidigt som de är enklare att inandas. Detta gör att ett jordprov kanske inte är helt representativt för en viss undersökning, och alltså saknas information för att göra en komplett problembeskrivning. Ett ytterligare exempel innefattar framtagandet av riktvärden för skydd av markmiljö. Markmiljön är ett stort och komplicerat system som vid beräkning av riktvärden behöver förenklas till sådan grad att det är oundvikligt att osäkerheter uppstår (Naturvårdsverket, 2009c).

3.4.2 Modellosäkerhet

Modellosäkerhet är den andra osäkerheten gällande framtagning av riktvärden. Denna typ av osäkerhet uppstår då omfattande och komplicerade processer skall förenklas i matematiska

termer. Modellosäkerhet blir aktuellt speciellt vid framtagning av riktvärden för skydd av grund- och ytvatten. Föroreningar som sprids i vattnet samt utspädning av föroreningar tas hänsyn till i modellen, men inte exempelvis sedimentation och nedbrytning av föroreningar under deras väg till grundvattnet. Resultatet överskattas dock till följd av dess enkla natur, men denna förenkling av verkliga omständigheter leder ändå till modellbaserade osäkerheter vilka varierar med hur vattenföringen i ytvattnet ser ut (Naturvårdsverket, 2009c).

3.4.3 Dataosäkerhet

Dataosäkerhet är den tredje osäkerheten gällande framtagning av riktvärden. Denna typ relateras till osäkerheter i data och är aktuell för både platsspecifika data och generell datainsamling. Dataosäkerheter kan uppstå till följd av exempelvis fel vid datainsamling och provtagning (Naturvårdsverket, 2009c).

Datainsamlingen ligger till grund för fastställandet av riktvärdena. De parametrar som används i riktvärdesmodellen baseras på generella genomsnittliga värden från olika studier och statistiska källor. Detta innebär att det kan finnas stora variationer i indata. Hur data tagits fram spelar också roll för det slutgiltiga resultatet vid användning av modellen. Ett exempel på detta är riktvärden för skydd av grund- och ytvatten, där mätningar ofta är kostsamma. I detta fall används ibland andra källor, exempelvis litteratur, för att ta fram data, vilket leder till viss osäkerhet (Naturvårdsverket, 2009c).

Ett annat konkret exempel på dataosäkerhet är framtagning av toxikologiska referensvärden för människor. Dessa baseras på djurförsök, och det är många gånger skillnad på den effekt som uppvisas i människor jämfört med den effekt som uppvisas i djur. Samma sak gäller för epidemiologiska bedömningar. Hur en grupp människor påverkas av en särskild exponering kan bedömas på olika sätt, och därför behöver osäkerhetsfaktorer användas för att kompensera för vissa kunskapsluckor och uppenbara avvikelser. Dock kan även dessa kompenserande faktorer bidra till osäkerheten (Naturvårdsverket, 2009c).

4 Åtgärdsutredning

Åtgärdsutredningen efterföljer riskbedömningen. Detta steg utförs om riskbedömningen indikerar att människors hälsa och/eller miljön utsätts för en oacceptabel risk. Det är i denna

fas som riskhanteringen påbörjas. Detta steg tas i detalj upp i Naturvårdsverkets rapport Att välja efterbehandlingsåtgärd (2009a). I detta kapitel beskrivs metodiken översiktligt.

Åtgärdsutredningen innefattar att identifiera möjliga efterbehandlingsalternativ och att utvärdera dem utifrån olika aspekter, och efterföljs av en riskvärdering där ett alternativ ska utkristalliseras. Det första steget i en åtgärdsutredning är att sätta upp ett åtgärds mål. Detta mål baseras på reduktion och/ eller begränsning av föroreningskällor. Önskvärt är att exponeringen till omgivningen minimeras. Enligt Naturvårdsverket (2009a) är det mest önskvärda alternativet att föroreningskällan i första hand ska reduceras, och inte bara begränsas.

Mer specifika mål som åtgärdsutredningen inkluderar är att miljö- och hälsorisker blir mindre på samma gång som det är praktiskt och ekonomiskt möjligt att genomföra åtgärden. Åtgärden som väljs ska också vara av engångskaraktär, vilket innebär att skötsel efter genomförd åtgärd endast ska behöva ske under en övergångsperiod. De skador som kan uppstå under tiden som åtgärden genomförs ska även vara mindre än de skador som kan komma att orsakas av det förorenade området. Utöver de nämnda faktorer som avgör valet av åtgärds metod, vilka sammantaget lägger fokus på att åtgärden ska utföras med bästa möjliga teknik sett ur ett ekonomiskt och miljömässigt perspektiv, ska åtgärden ha så liten inverkan på sin omgivning som möjligt och med så stor säkerhet som möjligt fastställa att resultatet blir tillfredsställande (Naturvårdsverket, 2009a).

Det övergripande sättet att välja åtgärd redovisas här. De åtgärdsalternativ som är relevanta för ett visst område styrs dels av hur föroreningen i detta område ser ut. Det är föroreningens egenskaper, koncentrationer och tillgänglighet som styr hur den ser ut. Det behöver också utredas vilka medier det är som är förorenade tillsammans med deras egenskaper. Det övergripande sättet för val av åtgärd utreder vilka metoder som över huvud taget är möjliga att utföra, och alltså sorteras ett antal åtgärdsval bort här (Naturvårdsverket, 2009a).

Val av åtgärds metod styrs också av lokala förhållanden. Dessa förhållanden inkluderar exempelvis områdets grundvattenförhållanden, djupet till underliggande berg och hur djupt föroreningen trängt in i olika byggnadsmaterial. Utöver dessa förhållanden finns primära och sekundära metodspecifika uppgifter, vilka används för den inledande samt den fördjupade

analysen. Dessa behandlas nedan. De primära och sekundära uppgifterna inkluderar ett antal andra olika egenskaper som området har.

De två analyserna behandlar olika aspekter. Den inledande analysen behandlar exempelvis teknisk genomförbarhet och den fördjupade analysen behandlar exempelvis den kostnad som åtgärden kommer resultera i. Genom att först utföra en inledande analys sällas ett antal åtgärdsalternativ bort, vilket förenklar utförandet av den fördjupade analysen. Syftet med analyserna är att jämföra olika alternativ mot varandra utifrån ett antal aspekter för att se vilka som är praktiskt genomförbara (Naturvårdsverket, 2009a).

5 Riskvärdering

Nästa steg i processen är riskvärdering. Detta steg är mestadels baserad på uppgifter som är kända efter utförd riskbedömning och åtgärdsutredning. Steget innebär en avvägning mellan totala miljömässiga konsekvenser samt tekniska risker och ekonomiska kostnader.

Riskvärderingen tar även hänsyn till eventuella osäkerheter med åtgärdsprocessen, exempelvis tidsaspekten (Naturvårdsverket, 2009a).

För att utföra en riskvärdering väljs ett antal urvalskriterier ut som är relevanta för det område som värderas. Vanliga kriterier är:

- Riskreduktion. Detta kriterium kan formuleras på olika sätt. Ett exempel som tagits upp tidigare i rapporten, i kapitel 3.1.2 Människors hälsa, är att området ska generera max ett extra cancerfall per 100 000 exponerade människor. Riskreduktionen kan även definieras utifrån hur området ska användas, det vill säga om marken är mer eller mindre känslig. Detta tas upp i detalj tidigare i rapporten, i kapitel Effekt- och exponeringsanalys Markmiljö (Naturvårdsverket, 2009a).
- Miljöbelastning. Miljöbelastningskriteriet kan definieras utifrån de nationella mål som finns, exempelvis Giftfri miljö och Levande sjöar (Naturvårdsverket, 2009a).
- Skydd av naturresurser och markanvändning. Ett kriterium som exempelvis kan innefatta hur landskapsbilden ska bevaras och att det ska vara möjligt att i framtiden exploatera området som nu är förorenat (Naturvårdsverket, 2009a).
- Tekniska och ekonomiska aspekter. De tekniska aspekterna innefattar bland annat hur stor kunskapen är kring den åtgärds metod som ska tillämpas och ifall det finns möjlighet till kompletterande åtgärder om detta är nödvändigt. De ekonomiska aspekterna innefattar i sin tur bland annat investeringskostnader, löpande kostnader och eventuella framtida intäkter (Naturvårdsverket, 2009a).
- Övriga intressen. Detta kriterium tar hänsyn till exempelvis olika intressenters åsikter. Det kan vara företag som investerat i området och människor som bor i närområdet (Naturvårdsverket, 2009a).

De olika kriterierna ska vara oberoende varandra och väl definierade. De kriterier som sedan väljs ut är talande för vad som anses vara mer och mindre viktigt i utvärderingen av det undersökta området. Kriterierna ska också i så stor utsträckning som möjligt ta hänsyn till de nationella miljömål som finns. Efter att riskvärderingen slutförts bör det ha tydliggjorts vilken

metod som är bäst lämpad att använda för det specifika området. Om så ej är fallet kan det vara nödvändigt att göra om riskvärderingen utifrån andra kriterier, eller utifrån fler kriterier. Fler analyser kan också utföras om behovet ser så ut, till exempel kan en LCA, livscykelanalys, utföras (Naturvårdsverket, 2009a). I delkapitlet nedan beskrivs riskvärdering med särskilt fokus på hållbar utveckling.

5.1 Hållbarhetsperspektiv

Under de senaste årtiondena har utveckling och tillämpning av metoder för hållbarhetsbedömningar vid saneringsåtgärder blivit allt större. Efterfrågan uppmuntras från flera håll, både från beslutsfattande myndigheter, forskare och branschfolk. Det finns i dagsläget flera brister inom saneringsarbetet gällande tryggheten av en hållbar framtid. Även om sanering verkar för reducering av risker kan ändå metoden som används för att uppnå resultatet vara mindre hållbar och innebära risker. I Sverige går hållbarhetsbedömningar av saneringsåtgärder i led med de av riksdagen uppsatta miljömålen, men det finns även ekonomiska intressen att sanera långsiktigt hållbart (Rosén et al., 2015).

Övergripande grundar sig hållbar sanering på de tre pelarna av hållbarhet (miljömässig, social och ekonomisk) och innebär att saneringen på lång sikt ska upprätthålla en god miljö. Men även om intresset är stort finns fortfarande frågetecken kring den faktiska innebörden av hållbar sanering. Även rutiner gällande hur hållbarhet ska implementeras i ett projekt är bristande. För att ge stöd till hur avväganden kring hållbar sanering kan genomföras har olika program och ramverk utvecklats (Ridsdale & Noble, 2016).

Det finns en rad olika sätt att utföra hållbarhetsbedömningar gällande efterbehandlingsmetoder. De program och strategier som tagits fram har som mål att ge ett mer holistiskt synsätt på sanering. Exempel på program är Surf UK, kostnads-nyttoanalys, NICOLE, SCORE och livscykelanalys. När det viktas mellan olika efterbehandlingsmetoder är det fördelaktigt att utgå från multikriterieanalys (Söderqvist et al., 2015). En multikriterieanalys analyserar de aktuella efterbehandlingsmetoderna utifrån ett flertal kriterier inom de tre dimensionerna av hållbarhet. Kriterierna analyseras först enskilt och sedan tillsammans i en sammanställning, för att indikera vilken åtgärdsstrategi som är mest hållbar (Rosén et al., 2009). Nedan ges exempel på två olika arbeten med ramverk och metoder för att utvärdera hållbarhet av åtgärdslösningar. Dessa tillvägagångssätt kan ses som

en del i den riskvärdering som utförs för att komma fram till vilken åtgärdsmetod som är bäst lämpad för ett specifikt område.

5.1.1 Surf UK

För att möjliggöra hållbara utvärderingar av efterbehandlingsmetoder har ett ramverk utvecklats av The Sustainable Remediation Forum i Storbritannien (Surf UK). Ramverket har löpande utvecklats för att möjliggöra för förbättrade hållbarhetsanalyser vid sanering. Genomförandet grundar sig i användningen av indikatorer som baseras på de tre pelarna av hållbarhet. Dessa tar även hänsyn till både positiva och negativa effekter. Inom Surf UK används övergripande nyckelindikatorer inom de tre pelarna av hållbarhet där totalt 15 huvudkategorier finns. Analysen av olika efterbehandlingsmetoder görs genom att en betygsättning av inverkan på de olika huvudkategorierna i en matris genomförs. Målet med ramverket är att de olika indikatorerna ska vara mätbara och lätta att jämföra. En slutsats som dragits i och med användning av metoden är svårigheten att universellt utforma nyckelindikatorer då olika länder kan ha olika etiska synsätt och exempelvis ekonomiska förutsättningar. Även markförhållanden kan variera från land till land. Användningen av matriserna har dock lyfts fram som fördelaktigt för att ge tydliga resultat (Bardos et al., 2011a).

Det ska nämnas att det är svårt att analysera hållbarhet. Begreppet är komplext och bottnar i många olika definitioner och tolkningar. Modellen försöker konkretisera begreppet. Trots det kan det fortfarande vara svårt att välja ut vilka indikatorer som ska beaktas. Ett vanligt förekommande problem vid hållbarhetsanalyser med indikatorsystem är dubbelräkning. Detta kan ske då analyser av olika aspekter av hållbarhet görs (Bardos et al., 2011b).

5.1.2 SCORE

En annan metod som utvecklats på Chalmers är Sustainable Choice of Remediation (SCORE). Metoden, vilken grundar sig i Brundtlandrapportens definition av hållbarhet, använder multikriterieanalys för att genomföra hållbarhetsbedömningar av saneringsmetoder. Målet med metoden är att i led med Sveriges miljömål utveckla rådande efterbehandlingsmetoder i en mer hållbar riktning (Rosén et al., 2015).

I och med riskvärderingen genomförs analyser baserat på de tre pelarna av hållbarhet. Detta görs för att få en indikation på vilken eller vilka efterbehandlingsmetoder som är bäst lämpade

ur hållbarhetssynpunkt. Aspekterna som anses vara mest relevanta inom miljömässig, social och ekonomisk hållbarhet delas i sin tur upp i antingen sub- eller nyckelkriterier. Utifrån dessa poängsätts sedan de aktuella efterbehandlingsmetoderna som skall utvärderas. Stegen i bedömningsprocessen går i led med tillämpningen av multikriterieanalyser (Volchko, Norrman, Rosén, Söderqvist & Franzén, 2016).

Bedömningsprocessen grundar sig i valet av kriterier för bedömningen. Dessa kriterier poängsätts sedan baserat på förväntade positiva eller negativa effekter. I den ekonomiska aspekten görs en kostnads-nyttoanalys. De kriterier som valts ut inom de olika aspekterna viktas sedan mot varandra. De som är av större relevans ges mer tyngd i analysen. De alternativ som får flest poäng får således en högre relativ grad av hållbarhet enligt betygsskalan. Det måste tas ställning till om svag eller stark hållbarhet ska tillämpas (Volchko et al., 2016). Innebörden av svag hållbarhet grundar sig i en balans av samhällets totala kapital. Alltså kan uppoffringar göras på olika ingående kategorier av kapital så länge de vägs upp av andra kapital. Således kan de ses som hållbar utveckling även om man gör uppoffringar på naturkapitalet. Skillnaden i stark hållbarhet är synen på de olika typerna av kapital inte sägs vara likvärdiga. Alltså kan en minskning av naturkapitalet inte vägas upp av en annans ökning (Rosén et. al., 2009).

6 Mätbara åtgärds mål, riskkommunikation och åtgärdsförberedelser

I detta kapitel beskrivs översiktligt hur åtgärds mål och åtgärds krav formuleras, hur åtgärdsförberedelser görs och vikten av att dokumentera hela processen.

6.1 Formulering av mätbara åtgärds mål

Efter genomförd riskvärdering följer utformningen av mätbara åtgärds mål. Dessa mål ska vara uttryckta i termer som gör att mäta, och innebära både ett kort och långt tidsperspektiv. Detta steg innefattar inte bara riskreduktion utan tar även hänsyn till exempelvis psykologiska faktorer och naturvård (Naturvårdsverket, 2009a).

Målen följer samma upplägg som för riskreduktionen. Riskreduktion avhandlades i ovanstående kapitel Riskvärdering och innebär främst att föroreningskällan ska minskas, att föroreningsmängden ska reduceras samt att spridningen ska minimeras. Det är fördelaktigt att formulera en övre gräns på mängden föroreningar som får kvarstå efter att en åtgärd utförts. Det beror på att det är enklare att mäta resultatet på detta sätt än att försöka definiera hur stor föroreningsmängd som ska avlägsnas eller destrueras. Reduceringen av spridning kan exempelvis definieras som hur stor minskningen ska vara eller hur stor den maximala spridningen får vara med hänsyn till att området fortfarande ska kunna uppfylla sitt syfte. Ett ytterligare mål är minskning av exponering. Detta mål bör uttryckas som på vilket sätt och till vilken grad exponeringen ska minska. Dessa parametrar är alla svåra att definiera på ett kvantitativt sätt, och ofta krävs en kombination av de olika målen. Parametrarna uttrycks ofta antingen kvalitativt eller halvkvantitativt. Att ett mål är kvalitativt innebär att det uttrycks i ord, och ett kvantitativt mål uttrycks i siffror. Åtgärds målen som sätts upp ska alltså täcka de medier som innebär oacceptabel risk, föroreningsmängd, spridning samt negativ effekt. I åtgärdsförberedelserna kan antingen platsspecifika eller generella riktvärden användas i kombination med resultatet från den tidigare genomförda riskvärderingen (Naturvårdsverket, 2009a).

För att skydda naturresurser formuleras mätbara mål. Detta görs genom att koppla skyddsintressen mot åtgärds mål. Formuleringen av detta görs genom att påverkan från det aktuella området sätts i relation till andra bidragande faktorer. Dessa innefattar såväl bakgrundsbelastningen som den allmänna belastningen på recipienten. Målet utformas på

detta vis eftersom recipienter ofta belastas av både punktkällor och diffusa föroreningskällor. Punktkällor innefattar exempelvis avloppsreningsverk och är enklare att definiera, medan diffusa källor innefattar exempelvis föroreningar från andra förorenade områden. Den sistnämnda är svårare att definiera (Naturvårdsverket, 2009a).

Vid formulering avseende markanvändning och andra intressen definierat målet främst efter hur området är tänkt att användas efter utförd åtgärd. Det kan också vara användbart att definiera målet efter psykologiska faktorer, exempelvis hur kringboende upplever platsen innan respektive efter utförd åtgärd (Naturvårdsverket, 2009a).

Kontroll av måluppfyllelse sker via de två kontrollerna utförandekontroll och omgivningskontroll. Utförandekontrollen innefattar att följa utförandet av åtgärden. Detta kan exempelvis innebära kontroller av att rätt massor schaktas. Omgivningskontrollen innefattar att följa upp de effekter den genomförda åtgärden har på sin omgivning, och sker före, under tiden och efter att åtgärden genomförts (Naturvårdsverket, 2009a).

Hur området ser ut styr vilka recipienter som är relevanta att kontrollera. Till exempel jord kan kontrolleras utifrån resthalter och halter i uppschaktade och behandlade massor. Fisk kan kontrolleras utifrån beteende, tillväxt, muskelhalt, reproduktion med mera. Utöver dessa recipienter finns ett stort antal som kan kontrolleras utifrån olika faktorer (Naturvårdsverket, 2009a).

6.2 Riskkommunikation

I samband med att mätbara åtgärds mål definieras är det viktigt med riskkommunikation. Riskkommunikation innebär att ta reda på hur allmänheten, och inte bara experter, upplever den risk som kan vara aktuell i och med åtgärden. Hur stor risken upplevs beror på en rad olika faktorer: sociologiska, kulturella och ekonomiska. Exempelvis kan risken upplevas mindre om den kan leda till stor nytta, och upplevas mindre farlig om den är känd snarare om den är okänd (Naturvårdsverket, 2009a).

6.3 Åtgärdsförberedelser och dokumentation

Efter att mätbara åtgärds mål formulerats görs åtgärdsförberedelser. Åtgärdsförberedelserna innefattar bland annat planering och projektering av åtgärden, och även anmälan eller

tillståndsansökan. Utöver åtgärdsförberedelser ska åtgärdskrav formuleras. Åtgärdskraven innefattar egenskapskrav, utförandekrav och funktionskrav. Dessa krav ska vara kalkylerbara, vilket innebär att engångs- och driftkostnader ska kunna beräknas (Naturvårdsverket, 2009a).

Under hela processen är det viktigt att kontinuerligt dokumentera vilka analyser som genomförs och vilka beslut som tas. Detta för att intresserade parter ska kunna följa processen och för att kunskapen ska kunna nyttjas i framtiden. De aspekter som bör dokumenteras är tekniska, naturvetenskapliga, ekonomiska, myndighetsbeslut samt administrativa åtgärder och restriktioner (Naturvårdsverket, 2009a).

7 Efterbehandlingsmetoder

I detta kapitel följer en redogörelse för ett urval av efterbehandlingsmetoder. Val av efterbehandlingsmetod styrs av processen som beskrivits i ovanstående kapitel.

Efterbehandlingsmetoder kan delas efter olika kategorier. Indelningen görs antingen efter kategorierna destruktions-, separations-, och immobiliserings metoder eller on site, in situ och ex situ. Vidare kan de två sistnämnda även delas upp i underkategorier som innefattar kemisk, fysikalisk, biologisk och i vissa fall termisk behandling. Ofta görs även en uppdelning av vilka medier metoderna är aktuella för. Medierna avser antingen jord eller vatten (FRTR, 2007).

En översiktlig illustration över principiella uppdelningar redogörs för i tabell 1. I denna redovisas även uppdelningen av ett urval av efterbehandlingsmetoder som vidare kommer redogöras för i kommande kapitel. Indelningen av efterbehandlingsmetoderna i detta avsnitt kommer göras som antingen ex situ eller in situ med fokus på jord som medie. Innebörden av indelningen förklaras vidare i kommande kapitel.

Tabell 1. Efterbehandlingsmetoders indelning efter olika kategorier.

Separationsmetoder: Syftet med metoden är att koncentrera föroreningar för att sedan vidareföra dem till deponi eller destruktion (Helldén m.fl., 2006).	In situ	• Jordtvätt • Elektrokinetisk separation • Fytosanering
	Ex situ	• Grundvattenpumpning och behandling (vatten) • Termisk behandling
Destruktionsmetoder: Syftet med metoden är att minska skadligheten av föroreningar genom	In situ	• Kemisk oxidation/ reduktion (in situ) • Biologisk behandling

destruktion (Helldén m.fl., 2006).		
	Ex situ	• Kemisk oxidation/ reduktion (ex situ)
Immobiliseringsmetoder: Syftet med metoden är minskad spridning av föroreningar (Helldén m.fl., 2006).	In situ	• Fytosabiliering • Stabilisering/ Solidifiering (in situ)
	Ex situ	• Stabilisering/ Solidifiering (ex situ)

Enligt Naturvårdsverket (2009a) finns en preferensordning gällande hur hur åtgärden ska gå till. Mest önskvärt är att föroreningen destrueras. Detta är dock endast möjligt om föroreningen är av organiskt material. Det alternativ som sedan är önskvärt är separation och koncentration av föroreningen, så att den omvandlas till en mindre volym och är enklare att avlägsna. Efter det är det önskvärt att föroreningen omvandlas till ett mindre miljöfarligt ämne. De två alternativ som ligger i botten av preferenslistan är fastläggning av förorening på kemisk eller fysikalisk väg, samt deponering eller inneslutning av föroreningen. Det sistnämnda alternativet är det sista i preferensordningen.

7.1 Ex situ-efterbehandlingsmetoder

Att en efterbehandlingsmetod klassas som ex situ kan ha två olika innebörder. Antingen att den förorenade jorden grävs upp och transporteras bort för behandling på annan plats eller behandlas on-site, direkt på den berörda platsen (Helldén m.fl., 2006). Vanligen schaktas jorden bort och de förorenade massorna sorteras inför behandling på anläggning.

7.1.1 Deponering och schaktsanering

Schaktning går ut på att schakta upp jordmassor som innehåller föroreningar. De förorenade jordmassorna transporteras därefter till deponi eller behandlas. Vid deponering styrs utförandet av olika regelverk som innefattar en avfallsklassificering av jordmassorna (Naturvårdsverket, 2013). Schaktsanering innebär att de förorenade massorna inte deponeras direkt utan förs till en anläggning för att behandlas.

Deponering har enligt SGI (2018b) varit den historiskt dominerande tekniken för omhändertagande av avfall och är fortfarande den vanligaste efterbehandlingsmetoden. Metoden innebär att området schaktas och jordmassan blir till avfall. Deponering tillämpas då andra omhändertagningsalternativ inte anses vara möjliga att genomföra (Naturvårdsverket, 2004). Begreppet deponering innebär att förorenade massor förvaras på en begränsad yta (Naturvårdsverket, 2018d). För att en deponi ska anses vara säker och inte innebära en miljömässig risk för sin omgivning finns krav på att deponin ska vara innesluten med hjälp av barriärer som minskar spridningen av avfall och föroreningar i så stor grad som möjligt. Klassificeringen av avfallet är även styrande för hur deponeringen utförs.

En av anledningarna till varför schaktning och dess efterföljande steg är vanliga är på grund av att det praktiskt taget är oberoende av jordprofilens karaktär. Utgrävningen av jorden styrs inte av kornens storlek eller jordens permeabilitet, utan beror till största del på den utrustning som finns på plats och dess utgrävningskapacitet. Behandlingen är heller inte tidskrävande, och är effektiv mot de flesta typer av föroreningar som är koncentrerade inom de massor som avlägsnas (Åtgärdsportalen, 2018a).

Schaktning är mindre lämpad för områden där föroreningar är horisontellt utspridda, eller vid förorenat grundvatten. För att vara kostnadseffektivt bör den appliceras på mindre områden (Swartjes, 2011). Metoden kan även påverka miljön negativt eftersom deponering av förorenad jord kan innebära långa transportsträckor. Schaktning belastar också marken hårt i och med att det påverkar jordens ekosystem samt de organismer som finns i jorden. De jordmassor som schaktas ut behöver också efterföljande behandling om de inte ska deponeras. Dessa massor kan behandlas genom en rad olika metoder, exempelvis jordtvättning, termisk behandling eller biologisk behandling (Åtgärdsportalen, 2018a).

7.1.2 Termisk behandling

Termisk behandling kan även benämnas som termisk desorption eller termisk avdrivning, och innebär att flyktiga föroreningar skingras med hjälp av förångning (Åtgärdsportalen, 2018b). De gaser som då försvinner kan ytterligare behandlas i till exempel förbränningskammare eller genom filtrering. De kan även kylas och hanteras i vätskefas. Termisk behandling kan utföras såväl ex situ som in situ. Här förklaras endast behandlingen ex situ.

Metoden kan tillämpas för flertalet organiska föroreningar, exempelvis klorerade lösningsmedel. Temperaturen är avgörande för att styra vilka föroreningar som skingras vid förångningen. Lättare föroreningar kräver lägre temperaturer, medan det motsatta gäller för tyngre. tyngre föroreningar kräver högre temperaturer för samma effekt.

Termisk behandling är fördelaktigt i det avseendet att dess reduktionsgrad av organiska föroreningar generellt sett är hög. I och med att behandlingen leder till destruktion av persistenta föroreningar försvinner dessa ur kretsloppet, något som är positivt ur en miljömässig synvinkel. Möjligheten att kontrollera utfallet av behandlingen är också stor (Åtgärdsportalen, 2018b). Metoden kan vara mindre fördelaktig i och med att endast föroreningar som kan extraheras via utgrävning är möjliga att sanera. Det behövs även en tillgänglig anläggning för termisk behandling, vilket i vissa fall kan leda till långa transporter. Anläggningen kräver också stora mängder energi.

7.2 In situ-efterbehandlingsmetoder

Att en efterbehandlingsmetod genomförs in-situ innebär att den förorenade jorden behandlas utan att först grävas upp (Helldén m.fl., 2006).

7.2.1 Jordtvätt

Metoden involverar oftast vatten och kan göras antingen on site, på behandlingsanläggningar eller in situ (Åtgärdsportalen, 2018c). Jordtvätt innebär att lösningsmedel infiltreras i jorden. Antingen är det endast vatten som infiltreras eller så är vattnet blandat med ett lösningsmedel. Om jorden har en hög permeabilitet avlägsnar den föroreningarna mer effektivt (Mulligan m.fl., 2001). Behandlingsstegen kan skilja sig från fall till fall men gemensamt är att vatten används som tvättvätska. Syftet med jordtvätt är att urskilja förorenade partiklar och vatten från det övriga materialet. Slutprodukten är vatten med hög koncentration av föroreningen. Denna produkt fångas upp för rening.

Beroende på vilken tillsats som används kan metoden skräddarsys för den specifika föroreningen. Tillsatser kan användas för att urlakning av metaller, upplösning av organiska föroreningsämnen och manipulering av ytspänning för upplösning av ämnen. Detta är ett urval av hur tillsatser kan användas. (Åtgärdsportalen, 2018c). Metoden är dock fortfarande relativt oprövad i Sverige och det finns därför osäkerheter kring dess effektivitet. Jordtvätt har

också visat sig vara mindre effektiv vid användning på jordar som är heterogena och lågpermeabla.

7.2.2 Fytosanering

Fytosanering definieras enligt Salt m.fl. (1998) som användningen av gröna växter för antingen borttagning av föroreningar från miljön eller förstörelse av dem. Gemensamt för de olika metoderna är att växter används som huvudsakligt saneringsverktyg. Fytoextraktion, fytostabilisering och biologisk nedbrytning är det som vanligtvis förknippas med metoden. Vid fytostabilisering handlar det om att stabilisera föroreningarna i jorden, genom att de binds till jordprofilen, huvudsakligen för att förhindra eller reducera spridning av dessa. Fytoextraktion innebär att föroreningarna tas upp av växterna, genom rötterna och lagras i biomassan (Åtgärdsportalen, 2018d).

Vid både fytoextraktion och fytostabilisering kan det samtidigt ske en biologisk nedbrytningsprocess. I jorden kan gynnsamma förhållanden för till exempel aerob nedbrytning uppnås. Växternas rötter har förmågan att bidra till dessa gynnsamma förhållanden bland annat genom att de förser processen med katalysatorer, i form av mykorrhizasvampar, och näring (Åtgärdsportalen, 2018d). Nedbrytningen kan också ske i biomassan. Vidare kan växter även användas till att extrahera ämnen ur jorden som omvandlas och frigörs till atmosfären (Rennenberg, 2005)

Metoden är relativt enkel, som saneringsmetod betraktad, men kan endast användas effektivt inom snäva ramar. Först och främst kräver metoden växter som är lämpliga för det specifika ändamålet. Växternas naturliga förmåga att lagra till exempel metaller varierar och därför används växter som effektivt kan extrahera och lagra höga halter av dessa (D. Pueke & Rennenberg, 2005). För det andra är klimatet en avgörande faktor eftersom fytosanering lämpar sig bäst i varmare klimat där växter kan odlas och skördas inom rimliga tidsintervaller (Naturvårdsverket, 2006). Ytterligare en förutsättning för att använda metoden är att föroreningarna befinner sig relativt ytligt i jordprofilen, tillräckligt för att växternas rotsystem skall nå dem. Om det är grundvatten som är förorenat måste jordprofilens mäktighet fram till grundvattenytan vara liten (Åtgärdsportalen, 2018d).

Trots det relativt smala användningsområdet har metoden många fördelar. Att implementera metoden är billigt och driftkostnaden är låg. Däremot är drifttiden mycket lång. Att använda

växter som saneringsverktyg är miljövänligt eftersom växterna binder koldioxid under sin livstid. Den biomassa som skördas och förbränns kan också användas som energikälla och potentiellt kan t.ex. metall som lagrats extraheras och återanvändas (Rennenberg, 2005).

7.2.3 Stabilisering och solidifiering

Stabilisering och solidifiering är metoder som mer eller mindre förhindrar föroreningar från att spridas, utan att nödvändigtvis reducera toxicitet, massa eller koncentration (Superfund, 2017). Vanligtvis är detta fallet när behandling av jord sker in situ. Vidare kan stabilisering och solidifiering av uppgrävda massor också förekomma ex-situ eller on site (Åtgärdsportalen, 2018e). Behandlingsmetoderna används främst för sanering av oorganiska föroreningsämnen.

De två metoderna skiljer sig åt på så sätt att solidifiering innebär att föroreningen försluts i marken genom att igentäppande material tillsätts. Dessa material har låg permeabilitet med syfte att hindra spridning av föroreningen (Mulligan m.fl., 2001). Dock sker ingen kemisk reaktion då materialet tillsätts (Åtgärdsportalen, 2018e). I kombination med vatten kan asfalt, flygaska och lera användas för att solidifiera jorden. De tillsatta materialen som blandas med vatten kommer att härda över tid och slutligen bilda det lågpermeabla solida materialet (Superfund, 2017). Stabilisering innebär att det tillsätts ämnen som reagerar med föroreningarna och bildar varianter som är mindre benägna att spridas (Naturvårdsverket, 2006).

Både solidifiering och stabilisering är välbeprövade och är kommersiellt tillgängliga. Efter in situ-behandling kan även grundstabiliteten i det behandlade området vara bättre än innan genomförd behandling. Dock kan en volymökning inträffa i det behandlade området, och hur länge föroreningarna kommer vara stabiliserade och inneslutna efter behandling är inte känt i detalj (Holm, 2007).

7.2.4 Grundvattenpumpning och behandling

För att behandla förorenat grundvatten är pumpning och behandling en vanlig metod. Utförandet börjar med att grundvattnet pumpas upp till ytan där det sedan kan behandlas. Ofta används filtrering. Efter behandlingen kan vattnet antingen ledas till ett närliggande vattendrag, till exempel en sjö, alternativt ett reningsverk, eller återförs ner i marken.

Metoden tar ofta relativt lång tid att genomföra och det är vanligt med flera års behandlingstid (Åtgärdsportalen, 2018f).

Det finns flera faktorer som påverkar både hur effektivt behandlingen kan genomföras samt hur behandlingssystemet ska designas. I akviferen är dess transmissivitet, hydrauliska konduktivitet och gradient några faktorer som påverkar. De sista två kan med relativt korrekta mått beräknas vilket är kostnadseffektivt medan bland annat transmissiviteten måste bestämmas genom mätningar. För att inte pumpen ska sätta igen av tex avlagringar är det även viktigt att ha information om vattnets pH, alkalinitet, metallinnehåll mm. Men även egenskaperna hos den rådande föroreningen kan påverkar metoden (Naturvårdsverket, 2006).

När en analys gjorts av området, dess kända föroreningar och andra viktiga egenskaper kan utformningen av pumpningsprocessen göras. Viktiga områden såsom antal pumpar, dess placering och dess flöden ska tas hänsyn till. När detta gjorts väljs vilken behandlingsmetod som ska tillämpas baserat på typen av förorening. Olika metoder väljs beroende på om föroreningen är organisk eller oorganisk. I vissa fall krävs även efterföljande reningsprocesser (Naturvårdsverket, 2006).

Om metoden används för att minimera en förorening från att spridas tex till en dricksvattentäkt sker pumpningen på en lägre nivå i marken. Man kan även pumpa utanför det gällande området för att skapa en reducerad grundvattenströmning. När metoden används i dessa syften kallas den istället för skyddspumpning (Naturvårdsverket, 2006).

Metoden används främst för att behandla till exempel oljeföroreningar (LNAPL:s) vilka är lätta vätskor som är svårslösliga i vatten. Vid förekomst av DNAPL:s (tunga vätskor som är svårslösliga i vatten) är metoden mindre effektiv. Det är svårt att få bort all förorening om pumpningen inte kombineras med andra metoder som kan bryta ner dessa (Naturvårdsverket, 2006).

7.2.5 Biologisk behandling

Biologisk behandling innebär att mikroorganismer används för att bryta ner organiska föroreningar i mark och grundvatten (Sarkar m.fl., 2005). Mikroorganismerna kan vid redan befintlig skala få tillförsel av exempelvis näringsämnen för att i ökad mån bryta ner

föroreningar (biostimulering). Om dessa inte finns tillgängliga kan de istället tillsättas för att starta nedbrytningen (bioaugmentation).

Metoden är bäst lämpad för jordlager som är permeabla. Detta eftersom mikroorganismerna har bättre möjlighet att tränga ner och på så vis mer jämt fördelat kunna angripa föroreningen. Dessa har möjlighet att angripa föroreningar som inte är allt för kritiska men som kan ha spridit sig över större områden (Åtgärdsportalen, 2018g).

Biologisk behandling är en relativt välbeprövad metod, vilket gör den kommersiellt tillgänglig. Dock är mer avancerade tillämpningar mer sällsynt använda. I de fall förhållanden för metoden är de rätta uppnås massreduktion av föroreningarna på relativt kort tid. Metoden är dock känslig för miljöfaktorer som temperatur och pH-värde. Om temperaturen är låg minskar nedbrytningshastigheten, och samma sak gäller för pH-värdet. Vid pH 6–8 är nedbrytningshastigheten på optimal nivå (Åtgärdsportalen, 2018g).

7.2.6 Kemisk oxidation

Kemisk oxidation är en in situ-behandlingsteknik vilken innebär att ett oxidationsmedel tillförs ett förorenat område. Genom oxidering omvandlas miljöfarliga ämnen till mindre skadliga produkter samt koldioxid och vatten (Åtgärdsportalen, 2018h). Det är främst vid behandling av källzoner under grundvattenytan som kemisk oxidation tillämpas, eftersom denna metod har störst effekt på kolväten som är lösta i grundvattnet. Över huvud taget har kemisk oxidation störst inverkan på organiska ämnen, eftersom dessa relativt enkelt kan oxideras.

Metoden kan tillämpas med fyra olika oxiderande ämnen, och vardera ämnet har olika egenskap och effektivitet gällande olika föroreningar (J. Watts m. fl., 2006). De olika ämnena inkluderar CHP, permanganat, ozon och persulfat. Kemisk oxidation kan lätt att tillämpa eftersom den är oberoende av kornstorleksfördelning och är oberoende av klimatförhållanden (Åtgärdsportalen, 2018h).

Fördelarna med kemisk oxidation är att den går snabbt att tillämpa och går att genomföra under befintliga verksamheter. Metoden är även relativt oberoende av hur permeabilitetsförhållanden ser ut. Däremot kan val av oxidationsmedel medföra vissa risker relaterade till hälsa och säkerhet. Oxidationsmedlet som valts är heller inte selektivt utan

reagerar med allt organiskt material som finns i jorden, inte endast med föroreningarna (Åtgärdsportalen, 2018h).

7.2.7 Kemisk reduktion

Kemisk reduktion är en in situ-behandlingsteknik som tillämpas främst på jord- och grundvatten förorenat av klorerade alifater. Två typexempel på klorerade alifater är klorerade etener och klorerade etaner. Det ämne som främst används vid behandling är metalliskt järn i form av järnspån, som fungerar som reduktionsmedel för föroreningar. Eftersom kemisk reduktion inte leder till fullständig nedbrytning av föroreningar, så kombineras ofta metoden med aerob biologisk nedbrytning omedelbart nedströms (Åtgärdsportalen, 2018i).

Metoden innebär relativt snabb nedbrytning av föroreningar, och den är effektiv i lågpermeabla miljöer (Åtgärdsportalen, 2018i). Dock kan materialkostnaden för denna metod vara hög per behandlad volym förorening, och metoden begränsas av att den inte är så effektiv i djupled eftersom dess effektivitet är beroende av hur jordlagren i marken ser ut (Åtgärdsportalen, 2018i). Metodens effektivitet är även beroende av pH-värdet i jorden, där ett pH mellan 5 och 7 är optimalt (B. Cundy m.fl., 2008).

Både kemisk oxidation och reduktion går att tillämpa ex-situ. Detta resulterar i både för- och nackdelar jämfört med in-situ. En stor fördel är minskad tidsåtgång eftersom metoden går snabbare att applicera om den utförs ex-situ. Dessutom är säkerheten att uppnå det ökade resultatet betydligt större eftersom de bortschaktade massorna mer kontrollerat kan behandlas. Däremot är en stor nackdel att kostnader för ex-situ är större, både vad gäller att schakta ur förorenade massor och frakten till deponi (FRTR, 2007).

7.2.8 Porgasextraktion eller vakuumextraktion

En vanligt förekommande in-situ behandlingsmetod är porgasextraktion. Den används mot flyktiga föroreningar (VOC, volatile organic compounds) ovanför grundvattennivån (Åtgärdsportalen, 2018j). Dessa kan exempelvis vara bensin, diverse drivmedel eller organiska lösningsmedel med stor andel VOC (Naturvårdsverket, 2007). Metoden bygger på ventilation av grundvattnet. Behandlingstiden varierar men är vanligtvis mellan 12 till 36 månader. Den kan även användas enskilt eller som komplement till andra saneringsmetoder.

Metoden är välbeprövad och används flitigt, och är därmed av hög tillgänglighet. Detta beror på att reduktionsgraden av VOC är väldigt hög. Dock är dess behandlingseffektivitet relativt låg vid föroreningar med låga eller måttligt höga ångtryck, och om jordlagren i området som ska behandlas är impermeabla minskas behandlingseffektiviteten (Åtgärdsportalen, 2018j).

7.2.9 Elektrokinetisk separation

Elektrokinetisk separation är en in situ-behandlingsmetod som går ut på att applicera en ström med låg spänning genom en förorenad jord. Genom denna applicering extraheras bland annat tungmetaller och organiska föroreningar från jorden (Lofrano et al., 2017). Keramiska elektroder används, vilka är indelade i en anod och en katod, och dessa gör att joner och vatten rör sig mot elektroderna. Anjoner, exempelvis klor och fluor, rör sig mot anoden och negativt laddade organiska föroreningar rör sig mot katoden (FRTR, 2007).

Två olika tillvägagångssätt kan användas vid kinetisk separation. Dessa tillvägagångssätt inkluderar ”förbättrat avlägsnande” samt ”behandling utan avlägsnande”. ”Förbättrat avlägsnande” innebär elektrokinetisk transport av föroreningarna till de polariserade elektroderna för koncentration av föroreningarna för borttagning och senare behandling ex situ. Detta tillvägagångssätt används ofta på jordar som innehåller metallföroreningar (FRTR, 2007).

”Behandling utan avlägsnande” innebär elektro-osmotisk transport av föroreningar genom behandlingszoner som är belägna mellan elektroderna. Polariteten av elektroderna byts periodvis, vilket gör att föroreningarna färdas fram och tillbaka genom behandlingszonerna. Denna metod kan användas på jordar som innehåller organiska föroreningar (FRTR, 2007).

Metoden är känslig för fukthalten i den jord som behandlas. Om fukthalten är under 10 procent reduceras effektiviteten. Maximal effektivitet sker vid ett fukttinnehåll på 14 till 18 procent. En annan karakteristika för metoden är att den är mest effektiv i lera eftersom lerpartiklars ytladdning är negativ. Dock är denna ytladdning beroende av hur pH-värdet i porvätskan ser ut samt adsorptionen av föroreningar på lerpartiklarna. Metoden är inte kommersiellt tillgänglig och har endast testats ett fåtal gånger i USA (FRTR, 2007). Den kan effektiviseras genom att lösningsmedel tillsätts i jorden som kan öka ledningsförmågan. Dessa lösningsmedel kan däremot ha förändrad påverkan på jordegenskaper vilket kan ha både positiva och negativa konsekvenser för markmiljön i övrigt (Lofrano et al., 2017).

8 Metodik för fallstudie

Fallstudien som utförs för att utvärdera om området Städet 17 är förorenat använder teorin i rapporten som grund och platsspecifika mätdata som underlag. I denna fallstudie görs endast en förenklad riskbedömning och en åtgärdsutredning. Därefter tas lämpliga efterbehandlingsmetoder fram, en hållbarhetsanalys utförs och förslag på en lämplig efterbehandlingsmetod presenteras. Alltså utförs en riskbedömning, en åtgärdsutredning och en riskvärdering, se figur 3 kapitel 2. Det finns inte utrymme för många av stegen som tillhör processen av efterbehandling av ett förorenat område, så som genomförande och dokumentation, då denna fallstudie endast är teoretisk. Vidare har ett platsbesök genomförts i syfte att få ett verklighetsförankrat perspektiv över det område som studeras. De modeller och metoder som beskrivs nedan är generella metoder som tillämpats i fallstudien.

8.1 Statistisk bearbetning

Från tidigare utförda mätningar har en mängd mätdata erhållits. Mätdata beskriver föroreningshalterna i marken vid Städet 17. Bearbetningen av mätdata inleds med en fördelningsanalys. Denna analys görs för att beskriva hur målpopulationen är fördelad, exempelvis lognormalfördelad. Det finns två principiellt olika tillvägagångssätt som används för att dra slutsatser från empiriska data: parametrisk och icke-parametrisk (Norrman, Purucker, Back, Engelke & Stewart, 2009). Parametriska metoder bygger på antaganden om att målpopulationen följer en viss standardfördelning, vilket innebär att beräkningarna som följer bygger på den antagna modellen (till exempel normalfördelning, lognormalfördelning, gammafördelning eller någon annan definierad statistisk fördelning).

I de fall där icke-parametriska metoder tillämpas görs beräkningar på data utan antagandet om att en statistisk fördelning föreligger. En av de väsentliga skillnaderna mellan de två metoderna är osäkerheter kring data och resultat. Det icke-parametriska tillvägagångssättet anses vara pålitligt och flexibelt, till skillnad från vid användning av parametriska metoder finns osäkerheter i det resultat som erhålls (Norrman et al., 2009).

En avsevärd mängd information kan utvinnas ur data om ett antagande om standardfördelning görs. Däremot medför själva antagandet osäkerheter eftersom det kan finnas brister i bedömningen. Vilken statistisk fördelning som är lämplig att använda kan testas genom ett Goodness-of-fit-test. Goodness-of-fit-test är ett samlingsnamn för ett antal olika tester. Om en

förorening testas för att fastställa om den har en normalfördelning kan exempelvis ett Shapiro-Wilks-test användas. Om det testas för gammafördelning kan Anderson-Darling-testet användas (Norrman et al., 2009).

För att analysera mätdata har programvarorna ProUCL och SADA använts. SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance) är en programvara utvecklad av University of Tennessee för miljöriskbedömning. I denna rapport används SADA 4 för visualisering av den givna indata och för att kunna göra en översiktlig analys av föroreningarnas lokalisering. ProUCL är ett statistiskt verktyg utvecklat av USA:s EPA (Environmental Protection Agency) (U.S Environmental Agency, 2006). Det är ett verktyg specifikt framtaget för att bearbeta mätdata som erhållits från förorenade områden. ProUCL kan användas för att ta fram en generell statistisk beskrivning av stickprov samt för att genomföra olika statistiska tester och beräkningar vid antaganden gällande om fördelningen är normal-, under normal-, lognormal- eller gammafördelad samt vid användning av icke-parametrisk metod. Exempel på statistiska tester som finns implementerade i ProUCL är Goodness-of-fit-tester. Goodness-of-fit testar datans fördelning och utför också ett T-test. T-testet är ett hypotestest för normalfördelad data, och testar om medelhalten överskrider ett riktvärde. ProUCL innehåller dessutom tester som identifierar avvikande värden och metoder som beräknar övre konfidensgränser för medelhalter. Version 5.1.00 av ProUCL, uppdaterad i maj 2016, används i denna rapport för statistisk bearbetning av mätdata.

Ett antal antaganden görs i fallstudien med avseende på hur mätdata bearbetas och används. Detta påverkar det slutgiltiga resultatet av fallstudien och dess tillförlitlighet. Varje antagande förklaras och motiveras i kapitel 9.6, vilket behandlar fallstudiens resultat. Osäkerheterna som uppstår till följd av dessa antaganden analyseras i diskussionen.

8.2 Konceptuella modellen

Som en del av riskbedömningen ingår etableringen av en konceptuell modell. Vad en konceptuell modell är beskrivs i kapitlet Riskbedömning, och för fallstudien tillämpas modellen på Städet 17. Problembeskrivningen för området görs genom att fastställa vilka föroreningskällor, spridningsvägar, skyddsobjekt och exponeringsvägar som finns (SGI, 2018c). I denna rapport används Naturvårdsverkets konceptuella modell som är baserad på

generella beskrivningar, se figur 5. Konceptualiseringen i denna fallstudie görs med avseende på de platsspecifika omständigheter som finns i området.

8.3 Riktvärdesmodellen

Riktvärdesmodellen beskrivs i kapitlet Beräkning av riktvärden, och är ett beräkningsverktyg utvecklat av Naturvårdsverket för framtagning av riktvärden. I verktyget görs platsspecifika justeringar och inmatningar. De riktvärden som tas fram används vid riskbedömning för att avgöra om ett förorenat område behöver saneras (Naturvårdsverket, 2018c).

8.4 Åtgärdsutredning

Valet av efterbehandlingsmetod utgörs av två steg. Det första steget är en övergripande screening som syftar till att begränsa antalet valbara metoder till en mindre mängd. Det andra steget är en hållbarhetsanalys som syftar till att identifiera vilket alternativ som är mest hållbart utifrån ett urval av kriterier.

I det första steget väljs ett urval av efterbehandlingsmetoder ut med hjälp av FRTR:s (Federal Remediation Technologies Roundtable) screeningmatris. I denna graderas metoderna baserat på uppvisad effektivitet med avseende på avlägsnande och/eller destruktion av olika föroreningsstyper. Åtta olika föroreningsgrupper är inkluderade i matrisen och varje grupp omfattar föroreningar med liknande egenskaper. Exempelvis består en grupp av alla de metaller som kan tänkas finnas i ett förorenat område (FRTR, 2007). Graderingsskalan utgörs av följande:

- under genomsnittet (lägre eller ingen uppvisad effektivitet)
- genomsnittlig
- över genomsnittet (högre uppvisad effektivitet).

I kombination med resultatet från riskbedömningen, vilken anger de ämnen som överskrider riktvärdena, kan matrisen ge ett första utkast på lämpliga metoder. Notera att detta endast är en generell screening utvecklad i USA som är ämnad att användas tillsammans med mer lokalt specifika bedömningar, för att säkerställa att metoderna är praktiskt genomförbara.

De metoder som väljs ut i screeningen och som bedöms praktiskt genomförbara utvärderas i en hållbarhetsanalys. Hållbarhetsanalysen utförs genom att sammanställa en förenklad multikriterieanalys. Denna typ av analys väljs eftersom det möjliggör inkluderingen av en stor

mängd kriterier. Varje åtgärdsalternativ bedöms efter samtliga kriterier (SMHI, 2018). Analysen är särskilt lämpad för denna fallstudie eftersom den görs utifrån hållbarhetsperspektiven - följaktligen analyseras de ekonomiska, sociala och miljömässiga aspekterna inom ramen för hållbarhet.

Den förenklade multikriterieanalysen innefattar ett antal bedömningskriterier inom varje hållbarhetsaspekt, och de valda efterbehandlingsmetoderna utvärderas enligt bedömningskriterierna. Varje kriterium för respektive efterbehandlingsalternativ graderas med en färg och färgerna representeras i sin tur av en poängskala. Graderingen för varje kriterium motiveras i samma matris. Graderingsskalan är snarlik den skala som tillämpas i FRTR:s screeningmatris (FRTR, 2007). När varje alternativ graderats för respektive kriterium kommer samtliga poäng att summeras. Definitionerna för varje färg och hållbarhetsaspekt presenteras i tabell 2.

Tabell 2. Graderingsskala för bedömningskriterierna.

Färg	Poäng	Förkortning	Definition
Röd	1	Under genomsnittet	Miljöaspekt: <i>påtaglig negativ påverkan</i> <i>Eller: ingen/försumbar positiv påverkan</i> Social aspekt: <i>påtaglig negativ påverkan</i> <i>Eller: ingen/försumbar positiv påverkan</i> Ekonomisk aspekt (för respektive kriterium): • <i>Låg grad av effektivitet</i> • <i>Kräver mycket drift och underhåll</i> • <i>Stora kapitalkostnader</i> • <i>Låg tillförlitlighet</i> • <i>Ingen/försumbar kostnadseffektivitet</i> • <i>Lång tid</i>
Gul	2	Genomsnittlig	Miljöaspekt: <i>medelmåttig negativ påverkan</i> <i>Eller: medelmåttig positiv påverkan</i>

			Social aspekt: medelmåttig negativ påverkan <i>Eller: medelmåttig positiv påverkan</i> Ekonomisk aspekt (för respektive kriterium): • <i>Medelmåttig grad av effektivitet</i> • <i>Kräver medelmåttig drift och underhåll</i> • <i>Medelstora kapitalkostnader</i> • <i>Medelmåttig tillförlitlighet</i> • <i>Medelmåttigt kostnadseffektivitet</i> • <i>Medellång tid</i>
Grön	3	Över genomsnittet	Miljöaspekt: <i>ingen/försumbar negativ påverkan</i> <i>Eller: påtaglig positiv påverkan</i> Social aspekt: <i>ingen/försumbar negativ påverkan</i> <i>Eller: påtaglig positiv påverkan</i> Ekonomisk aspekt (för respektive kriterium): • <i>Hög grad av effektivitet</i> • <i>Kräver ingen drift och underhåll</i> • <i>Låga kapitalkostnader</i> • <i>Hög tillförlitlighet</i> • <i>Hög kostnadseffektivitet</i> • <i>Kort tid</i>

Kriterierna som används i hållbarhetsanalysen för fallstudien är en förenklade och baseras på kriterier från SCORE, FRTR:s screeningmatris och Surf UK. Den sistnämnda är dock ett generellt bedömningssätt som baseras på indikatorer. Således måste den inte användas i en multikriterieanalys. SCORE är däremot utpräglat multikriterieanalys. Kriterierna för social och miljömässig analys baseras på de kriterier som används av Score och Surf UK, medan den ekonomiska analysen baseras på kriterier i FRTR:s screeningmatris. I SCORE används en kostnads-nyttoanalys för att analysera den ekonomiska aspekten. Kostnads-nyttoanalysen anses vara för omfattande för denna rapport. Ett urval av kriterier som anses omfatta de viktigaste aspekterna för det berörda området har inkluderats, eftersom det hade blivit ett för

omfattande arbete för denna fallstudie att analysera området utifrån samtliga kriterier avseende social och miljömässig analys i SCORE och SurfUK. Därav har även definitionen för varje kriterium justerats och anpassats. Definitionerna redovisas i tabell 3.

Tabell 3. Definition för varje hållbarhetskriterium.

MILJÖASPEKT	Definition
Ekologi	Bedömer den påverkan saneringen har på ekosystemen inom området under sanering. Denna påverkan kan vara i form av strukturella och funktionella förändringar.
Grund- och ytvatten	Bedömning av efterbehandlingsmetodens påverkan på yt- och grundvattnets kemiska och ekologiska sammansättning efter sanering. Detta inkluderar: • Grundvattnets kemiska sammansättning och kvalitet. • Förändringar av vattnets hastighet och flödesmängd.
Jord	De förändringar som sker i jordmassorna till följd av behandlingen efter sanering. Dessa förändringar kan vara fysiska, kemiska, funktionella, strukturella eller geotekniska. Bedömningen ska anpassas till markanvändning som i detta fall är bebyggelse.
Luft	Bedömer den mängd luftföroreningar och växthusgaser saneringsprocessen genererar.
Naturresurser och avfall	Den påverkan efterbehandlingsmetoden har på icke förnyelsebara naturresurser och

	mängden avfall efterbehandlingsprocessen genererar.
SOCIAL ASPEKT	Definition
Trivsel	Den påverkan saneringsprocessen potentiellt kan ha på den upplevda trivseln i det närliggande området. Detta avser exempelvis buller, illaluktande gaser, generering av damm/stoft eller störande vibrationer.
Rättvisa och jämlikhet	Behandlar social rättvisa och jämlikhet i området, exempelvis om en minoritet, samhällsmässigt ansedd "svag" grupp eller någon annan definierad grupp påverkas negativt av saneringsprocessen.
Hälsa och säkerhet	Behandlar säkerhet i området och negativa hälsoeffekter som uppstår under och efter saneringsprocessens slut. Säkerheten berör alla som vistas i och bredvid området inklusive arbetare och tredje man.
EKONOMISK ASPEKT	Definition
Individuell effektivitet	Graden av individuell effektivitet - är metoden tillräcklig för att sanera området eller krävs kompletterande sanering med hjälp av en annan metod (FRTR, 2007)?
Drift och underhåll	Drift- och underhållsbehov efter behandlingens slut (FRTR, 2007).
Kapital	Den totala investeringskostnaden efterbehandlingsmetoden kräver (FRTR, 2007).

Tillförlitlighet	Efterbehandlingsmetodens tillförlitlighet avseende funktion och underhåll i jämförelse med de andra efterbehandlingsmetoder som inkluderas i analysen (FRTR, 2007).
Relativa kostnader	Den totala relativa kostnadseffektiviteten i jämförelse med andra efterbehandlingsmetoder (FRTR, 2007).
Tid	Den sammanlagda tid saneringsprocessen tar med den valda efterbehandlingsprocessen.

9 Fallstudie: Städet 17

Fallstudien utförs utifrån givna mätdata gällande fastigheten Städet 17 i Lidköpings kommun, belägen i industriområdet Västra Hamnen vid Vänerns strand och längst med Lidan. Engelke, Clevfors, Rosén och Ejdeling utförde år 2006 en miljöteknisk markundersökning samt tog fram åtgärdsförslag för det område som undersöks i denna rapport. Det är utifrån den mätdata som togs fram år 2006 som analysen i denna rapport grundas på. Vid tiden då de tidigare markundersökningarna utfördes var en betydligt mindre del av området asfalterat än i dagsläget. En kartbild över Västra Hamnens läge presenteras i figur 8.

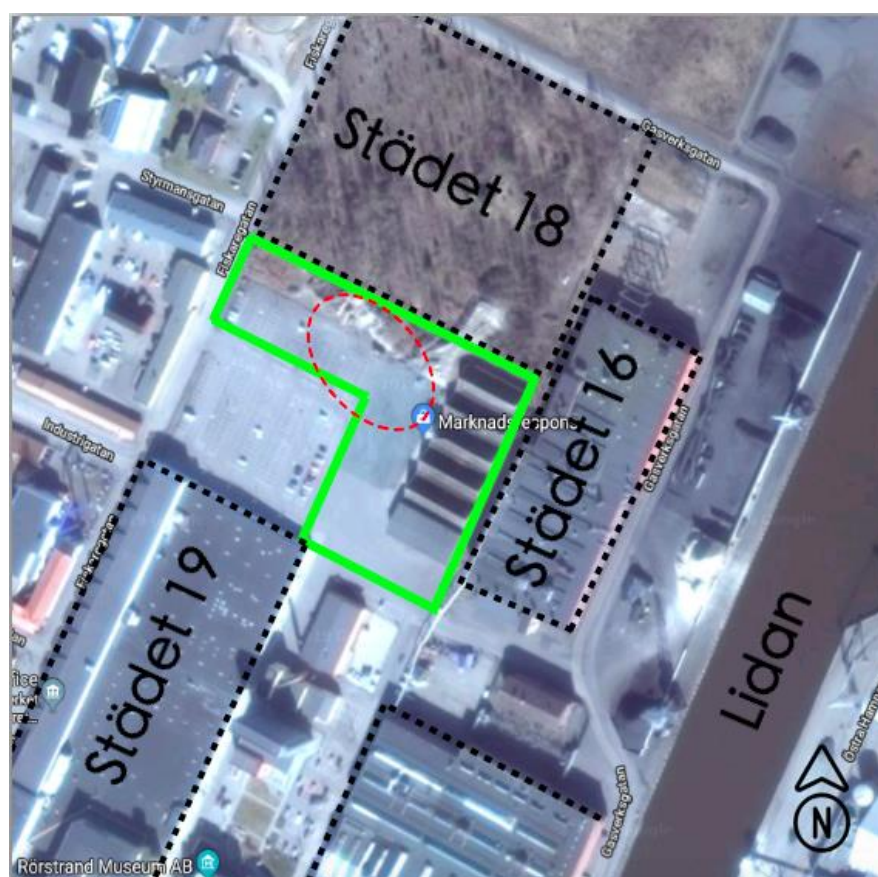


Figur 8. Kartbild över Lidköping (OpenStreetMap n.d.)

9.1 Historia

Den industriverksamhet som bedrivits i hamnområdet i Lidköping har lett till föroreningar (Johansson & Strömberg, 2014). Exempel på tidigare verksamheter i det närliggande området är gasverk, oljeeldat kraftverk, kemtvätt, bensinstationer och stenhuggeri. De verksamheter som bidragit mest till förorening av området är Rörstrands porslinsstillverkning och Lidköpings Mekaniska Verkstad (Johansson & Strömberg, 2014). Rörstrands porslinsstillverkning flyttade till Lidköping under 30-talet och bedrev verksamhet där till och med 2005 (Rörstrand museum, n.d.).

Hamnområdet har fyllts ut i etapper från 1800-talets mitt fram till idag. Tidigare undersökningar har visat på föroreningar i både mark och grundvatten och framförallt i de fyllningsmassor som finns på området. Föroreningarna i fyllningsmassorna kan främst härledas till porslinsstillverkningen som skett på platsen men även till övrig industriverksamhet (Johansson & Strömberg, 2014). På det undersökta området har det tidigare funnits en så kallad slamlagun vilken använts för mellanlagring av restprodukter från porslinsstillverkningen, främst glasyr, vilket är en bidragande föroreningskälla. Den så kallade slamlagunen bestod av ett större schakt som när det var fullt grävdes ur och materialet transporterades bort. Ingen information angående slamlagunernas tidigare mäktighet har kunnat hittas. Den rödmarkerade delen av området i satellitbilden i figur 9 markerar den tidigare slamlagunens ungefärliga position (Engelke et al., 2006).



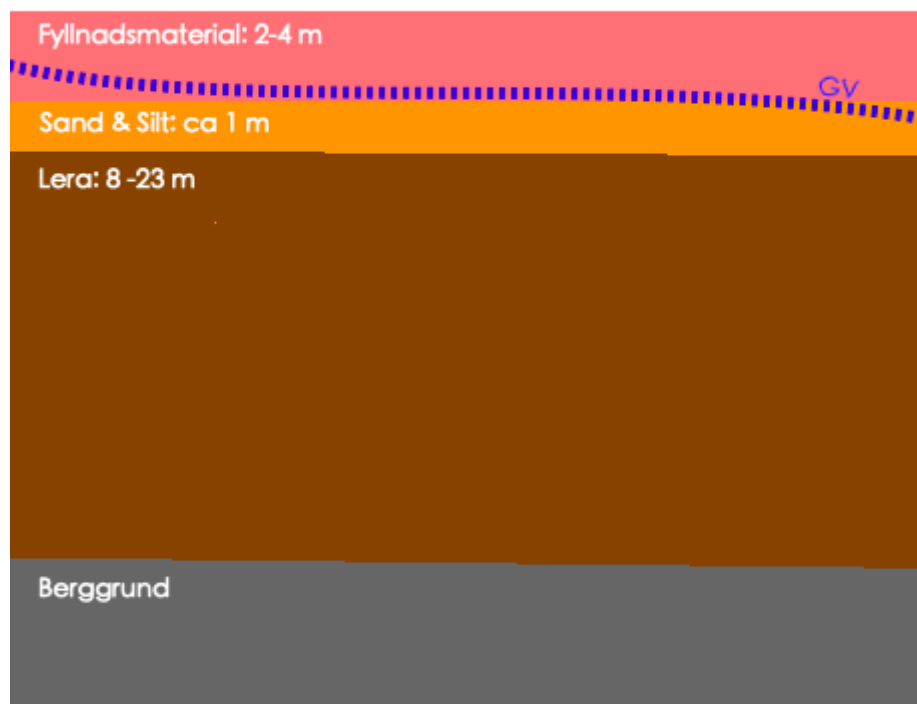
Figur 9. Satellitbild över delar av Västra Hamnen i Lidköping Kommun (Google Maps, 2019). Det grönmärkade området är Städet 17 och det rödmarkerade området visar slamlagunens ungefärliga position (Engelke et al., 2006).

9.2 Geologiska och hydrogeologiska omständigheter

Undersökningar på området visar på att den naturliga jordprofilen i Västra Hamnområdet till största del består av lera (Johansson & Strömberg, 2014). De första 2 till 4 metrarna av områdets nuvarande jordprofil utgörs av fyllnadsmaterial bestående av bland annat lera, silt och grus. På grund av att delar av området tidigare använts som deponi för industriavfall finns det även en del restprodukter i fyllnadsmaterialet och flera provpunkter indikerar förekomsten av porslinsrester i fyllnadsmassorna (Engelke et al., 2006). Efter fyllnadsmaterialet följer ett cirka 1 meter tjockt lager av silt och sand och därefter följer ett lerlager med en mäktighet som varierar mellan 8–23 meter. Lerlagret sträcker sig till berggrunden. Mellan lerlagret och berggrunden finns friktionsjord med okänd mäktighet. Undersökningen visar även att silt- och sandlagret är finkornigt och leran är siltig (Johansson & Strömberg, 2014). Även synliga tecken på oljerester samt lukt av olja kunde uppfattas i flera provpunkter (Engelke et al., 2006).

Grundvattennivån ligger enligt undersökningen 1,2 till 1,7 meter under markytan. En schematisk bild över jordprofilen kan ses i figur 10. En svag gradient av grundvattnets flöde mot norr och nordväst kan observeras (Engelke et al., 2006). Vattenståndet i Vänern förklarar delvis de variationer som kan avläsas i grundvattennivån, men huvudsakligen beror variationerna på ledningsschakt och husdräneringar som finns i området. Dessa påverkar även grundvattnets flöde (Johansson & Strömberg, 2014).

Myndigheten för samhällsskydd (MSB) har fastställt att Lidköping är en av orterna i Sverige som är utsatt för översvämningsrisk, främst på grund av orten angränsar Vänern och Lidan (Länsstyrelsen, 2015). Därav bedöms Västra Hamnområdet vara särskilt utsatt. Enligt MSB tillfaller största negativa följder vid ett 100-årsflöde (Länsstyrelsen, 2015).



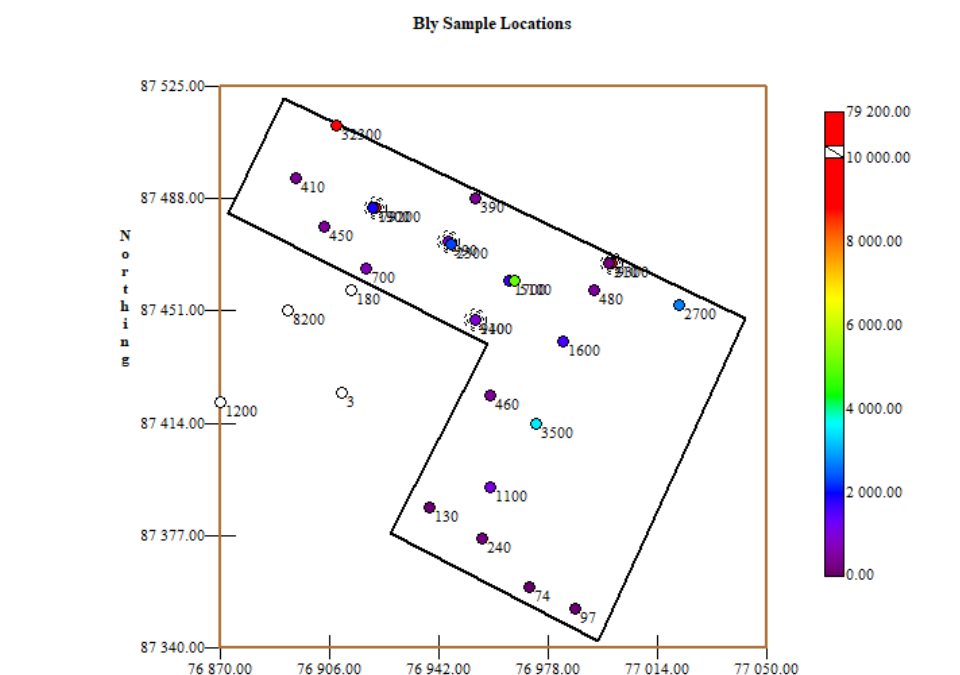
Figur 10. Generellt antagande över områdets jordprofil. Baserat på undersökningar utförda av WSP (Johansson & Strömberg, 2014) samt Sweco (Engelke et al., 2006).

9.3 Markundersökningar och analyser

År 2006 utfördes en utredning i Städet 17. Resultaten från utredningen har sammanställts i en rapport av Sweco (Engelke et al., 2006). Jordprovtagning har genomförts med hjälp av en borrhandsvagn försedd med en skruvborr. Nio provpunkter skapades via skruvborrning. Ytterligare 9 borringar genomfördes för att installera grundvattenrör. Från dessa provpunkter togs 9 jordprover och 6 grundvattenprover. Sammanlagt togs jordprover från 18 olika punkter på olika djup och totalt skickades 22 jordprover samt 6 grundvattenprover för kemisk analys (Engelke et al., 2006).

Alla 22 jordprover analyserades för förekomst av tungmetaller. Av dessa har 11 analyserats med avseende PAH och alifater. Provet från slamlagunen som tidigare funnits på området analyserades även för förekomst av cyanid. Enligt Rosén (Engelke et al., 2006), som analyserade datan, har undersökningen gjorts översiktligt på grund av beställarens budgetrestriktioner. I figur 11 illustreras samtliga provtagningspunkter. Vidare presenteras även de uppmätta blyhalterna. Sett utifrån figuren förekommer det generellt sett högre blyhalter i den nordligare delen av området. Uppmätta halter av andra föroreningar illustreras i bilaga 2. Slutsatsen dras att slamlagunen är en möjlig punktkälla till föroreningarna, men troligen är fyllnadsmassorna den huvudsakliga föroreningskällan. Tillgängliga data och

analyser i SADA antyder en viss ojämnhet med avseende på spridning av föroreningshalter i området. På den tomma ytan i fastighetsområdet, vilken kan ses i samma figur, har ingen provtagning skett eftersom det där finns en magasinsbyggnad som vid tidigare utförd undersökning inte bedöms vara utsatt för någon omfattande förorening. Vid eventuell rivning rekommenderas emellertid att marken under magasinet analyseras mer ingående (Engelke et al., 2006).



Figur 11. Provtagningspunkter för bly i Städet 17.

9.4 Beräkning av representativa halter

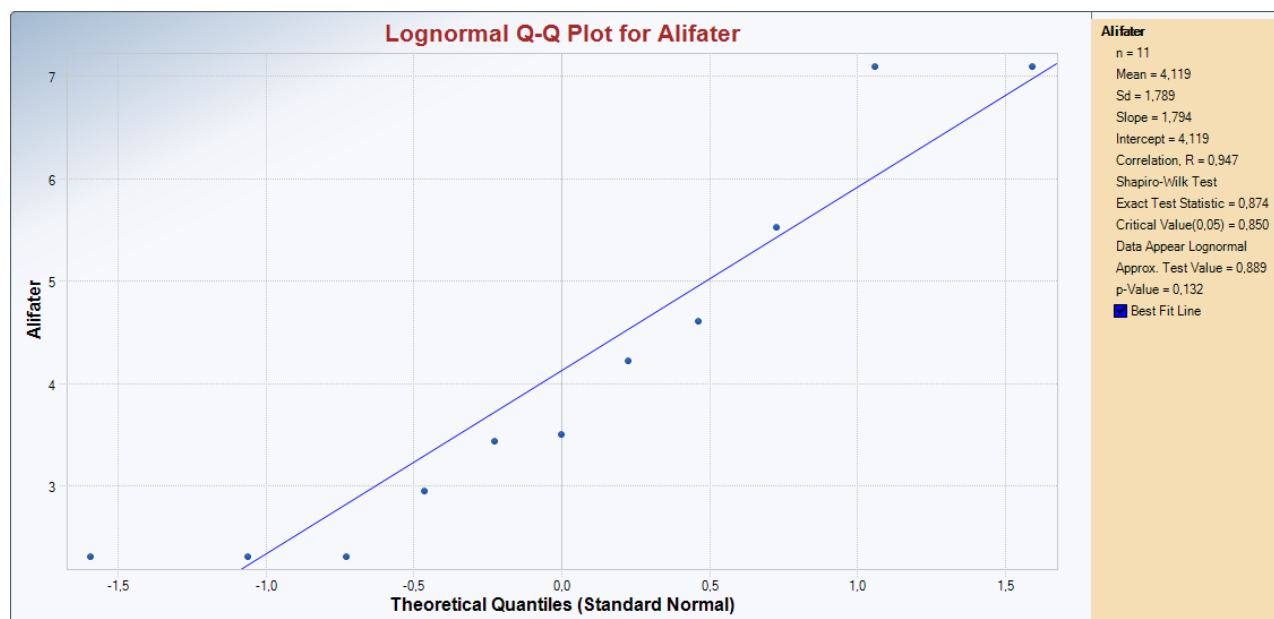
Representativ halt är ett värde som tas fram utifrån platsdata och kan användas för jämförelse mot exempelvis en referenshalt. För att på lämpligaste sätt spegla riskerna i området, utan att dessa undervärderas, tas representativa halter fram (Norrman et al., 2009). I detta delkapitel presenteras den arbetsgång som används under beräkningen av de representativa halterna.

Inledningsvis görs en sammanställning av beskrivande statistik baserat på Swecos mätdata (Engelke et al., 2006) i ProUCL. Denna sammanställning redovisas i tabell 4 och syftar till att ge en översiktlig bild av föroreningshalterna.

Tabell 4. Beskrivande statistik.

Variable	NumObs	# Missing	Minimum	Maximum	Mean	SD	SEM	Skewness	CV	90%ile	95%ile	99%ile
Alifater	11.00	12	10	1200	266.5	466.8	140.7	1.831	1.752	1200	1200	1200
PAH cancer	11	12	0.3	4.4	1.465	1.342	0.405	1.251	0.916	3.2	3.8	4.28
PAH övriga	11	12	0.3	6.8	2.036	2.112	0.637	1.309	1.037	4.1	5.45	6.53
Arsenik	22	2	2.1	24	5.332	5.169	1.102	2.732	0.969	11.43	13.9	21.9
Bly	22	2	74	79200	6329	17668	3767	3.812	2.792	8720	31150	69351
Kadium	22	2	0.21	44	3.367	9.835	2.097	3.84	2.921	3.7	17.3	38.54
Kobolt	22	2	2.2	43	11.56	8.473	1.806	2.502	0.733	17.8	18.95	37.96
Koppar	22	2	5.4	41800	1998	8892	1896	4.686	4.452	207	960.5	33232
Krom_tot	22	2	2.1	130	18.56	36.54	7.789	2.928	1.968	27.1	124.9	130
Kviksilver	22	2	0.05	13	0.733	2.755	0.587	4.612	3.757	0.577	1.266	10.54
Nickel	22	2	1.7	72	12.77	15.98	3.407	2.68	1.252	25.9	30.75	63.39
Vanadin	22	2	3.4	42	14.38	11.18	2.383	1.494	0.777	34.2	37.85	41.16
Zink	22	2	44	10000	888.1	2165	461.6	3.964	2.438	1148	3385	8635

Därefter testas mätdata för respektive förorening mot olika statistiska fördelningar genom ett Goodness-of-fit-test. Föroreningens statistiska fördelning är avgörande för den beräkningsmetod ProUCL använder för att beräkna de representativa halterna (Singh & Maichle, 2015). I figur 12 följer ett exempel på hur resultatet för ett Goodness-of-fit-test kan se ut.



Figur 12. Goodness-of-fit-test för lognormalfördelning, Alifater.

Slutligen beräknas de representativa halterna för Städet 17. I denna fallstudie används UCLM95 (Upper Confidence Limit of the Population Mean) för att representera halterna. UCLM95 uppskattar medelhalten med en övre konfidensgräns på 95 procent för varje ämne (Singh & Maichle, 2015). UCLM95 beräknades med hjälp av Upper Confidence Limit-

verktyget i ProUCL, och redovisas i tabell 5. ProUCL har använt olika beräkningsmetoder för att beräkna UCLM95 för varje förorening eftersom val av beräkningsmetod är beroende av respektive förorenings statistiska fördelning. Beräkningsmetoderna redovisas i tabell 5.

Som nämnts ovan antyder den mätdata som används en ojämn spridning av föroreningar över området. För en noggrannare representation av verkligheten bör det undersökta området delas in i mindre delområden. På grund av denna fallstudies begränsade omfattning antas spridningen dock vara homogen med avseende på föroreningarnas haltfördelning och har således inte delats in i mindre delområden.

Tabell 5. Representativ halt.

Variable	Fördelning	Metod	UCLM95 [mg/kg]
Alifater	Gamma	95% Adjusted Gamma UCL	906.9
PAH cancer	Normal	95% Student's-t UCL	2.198
PAH övriga	Normal	95% Student's-t UCL	3.191
Arsenik	Lognormal	95% H-UCL	6.922
Bly	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	22748
Kadmium	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	12.51
Kobolt	Normal	95% Student's-t UCL	14.67
Koppar	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	10261
Krom	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	52.52
Kvikksilver	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	3.293
Nickel	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	27.62
Vanadin	Lognormal	95% H-UCL	20.02
Zink	Icke-parametriskt	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	2900

9.5 Markanvändning

För Städet 17 har Porslinsstaden AB under år 2018 skickat in en ansökan om bygglov för att bygga ett lekland (Ingebäck, 2018). Fastigheten omfattar en yta på cirka 14 000 m² (Engelke et al., 2006). Området består huvudsakligen av asfalterade parkeringsplatser, utöver detta finns en magasinsbyggnad på cirka 3100 m² samt det lekland som är under byggnation.

Vidare finns också ett skogsparti som angränsar till parkeringen. Detta befinner sig inte inom gränserna för fastigheten Städet 17, dock har eventuell vistelse där beaktats. Det undersökta området är närbeläget till Väneren. Platsbesöket som utfördes på Städet 17 den 2 april 2019, se bilaga 6, styrker uppfattningen om de platsspecifika och geografiska förutsättningarna i området. I dagsläget finns det planer på exploatering i närområdet. Exempelvis planeras det för anläggning av bostäder och parkyta i anslutande områden (Johansson & Strömberg, 2014).

Detaljplanen för Städet 17 från år 2011 beskriver att området ska användas som centrummark istället för den tidigare användningen industrimark. Området är tänkt att användas till verksamheter utan större områdespåverkan, exempelvis service, kontor, utbildning samt handel. Dock tillåts ingen dagligvaruhandel på platsen (Lidköpings kommun, 2011).

Kommunens vision för Städet 17 och de omgivande kvarteren är att utveckla verksamheterna i området för att utvidga den närliggande stadskärnan (Lidköpings Kommun, 2012). Inga bostäder finns på Städet 17, vilket leder till bedömningen att människor endast kommer vistas under en begränsad tid i området. Det sker heller inte någon odling eller något uttag av dricksvatten inom området. Detta leder till antagandet att marken bedöms som MKM (mindre känslig mark) på det undersökta området.

9.6 Förenklad Riskbedömning

Utifrån kunskap om platsen tas en konceptuell modell fram. Denna modell är baserad på Naturvårdsverkets beräkningsverktyg och på de generella beskrivningar som finns av det objekt som undersöks. De antaganden som används för den konceptuella modellen i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg kan ses i bilaga 4. Flertalet av antaganden motiveras av det platsbesök som utförts. Den konceptuella modellen presenteras i tabell 6.

Tabell 6. Konceptuella modellen avseende Städet 17.

1. Föroreningskällor	Beaktas	Motivering
Ytlig markförorening	Ja	Ytlig markförorening antas då de närbelägna industrierna i området troligtvis haft stor påverkan på hela området. Analysen i SADA 4 antyder en ojämn spridning av föroreningshalterna i området. Vid tillämpning av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell antas dock föroreningar vara jämnt spridda över området eftersom denna fallstudie är begränsad i sin omfattning.
Djupt liggande markförorening	Nej	Djupt liggande föroreningar antas inte förekomma. Detta på grund av att fyllnadsmassorna endast sträcker sig ner till högst 4 meter, och grundvattennivån ligger på 1,2–1,7 m. En viss

		urlakning bör ske på grund av fyllnadsmaterialet (Ejderling & Rosén, 2006), men eftersom det mäktigaste jordlagret är lera och föroreningarna har låg mobilitet antas detta inte leda till några djupt liggande föroreningar.
Markförorening under grundvattenytan	Ja	Föroreningar antas kunna förekomma under grundvattennivån samt i grundvattnet eftersom grundvattennivån ligger förhållandevis nära markytan (mellan 1,2 och 1,7 meter under markytan) och som tidigare nämnt finns det potentiellt förorenade fyllnadsmassor både över och under grundvattenytan. Provtagningar av grundvattnet har påvisat förekomst av föroreningar. Även lakteter har utförts, vilka har visat viss urlakning trots att föroreningarna har låg mobilitet (Engelke et al., 2006).
Förorening i grundvatten	Ja	Se ovan
Förorening i sediment	Nej	Föroreningar antas inte kunna förekomma i sediment eftersom det inte finns något sediment i området.
Förorening i fri fas	Nej	Föroreningar antas inte kunna förekomma i fri fas eftersom oljerester som hittats i området var små mängder (Engelke et al., 2006).
Förorening finns i/ omkring:	-	Föroreningar bedöms finnas i och omkring: ■ rörledningar i området ■ tidigare använd mellanlagring av restprodukter, den så kallade slamlagunen.
Pågående verksamheter	-	Pågående verksamhet är enligt detaljplanen industrier och centrumverksamhet som finns runt om fastigheten. Detta bekräftades under platsbesöket.

		Ingen verksamhet bedrivs på fastigheten.
--	--	--

2. Frigörelse- och spridningsmekanismer	Beaktas	Motivering
Utlakning till grundvatten och ytvatten	Ja	Laktester utförda av Rosén och Ejderling 2006 visar att viss utlakning av föroreningar kan förekomma, men att föroreningarna har låg mobilitet trots relativt höga halter. Det antas därmed kunna förekomma utlakning till grund- och ytvatten.
Spridning via grundvatten	Ja	Spridning antas kunna ske via grundvatten eftersom grundvattnets nivå ligger mellan 1,2 och 1,7 meters djup. Grundvattnet har ett flöde mot nord och nordväst. Inga ytvattendrag finns på området, men det finns spridningsrisk till den närbelägna Vätern. Föroreningar har även noterats under grundvattennivån (Engelke et al., 2006).
Spridning via ytvatten	Nej	Ingen spridning via ytvatten antas ske då inget ytvatten finns på den undersökta fastigheten. Undersökning av översvämningsrisken visar att det finns en översvämningsrisk för Städet 17 vid 100-årsflöden på grund av det korta avståndet till Vätern och vattendraget Lidan. Dock är området till större delen täckt av asfalt och därmed antas området inte orsaka spridning av föroreningar genom översvämningar.
Förångning	Ja	Förångning av flyktiga föroreningar antas kunna ske, vid framtida exploatering.
Vinderosion	Nej	Vinderosion av förorenad jord antas inte kunna

		ske då större delen av området är asfalterat.
Vattenerosion, ras och skred	Nej	Det antas inte föreligga risk för skred och ras i området. Därmed exkluderas denna spridningsmekanism.
Frifassspridning	Nej	Frifassspridning av föroreningar antas inte kunna förekomma i området. De oljerester som hittats vid provtagning är inte tillräckliga för att indikera föroreningar i frifas. Vidare kände provtagarna en distinkt lukt av olja i området vid provtagningen men det krävs stora mängd olja för att känna av en sådan lukt (Engelke et al., 2006). Området är i dagsläget asfalterat vilket innebär att denna spridningsmekanism endast är relevant med avseende på framtida exploatering och ombyggnation på området.
Upptag av växter	Nej	Upptag av växter antas inte kunna ske eftersom området är asfalterat.

3. Exponeringsvägar	Beaktas	Motivering
Hudkontakt	Ja	Området är i dagsläget huvudsakligen belagt med asfalt och den yta som är inte är asfalterad är bebyggd. Därmed är hudkontakt med jord inte sannolikt i närmaste framtid. Hudkontakt med jord anses kunna ske för människor som besöker platsen i framtiden, eventuellt vid omläggning av asfalt eller ombyggnation på området.
Intag av jord	Ja	Intag av jord anses kunna ske. Detta antagande grundar sig i ett långtidsperspektiv då området för tillfället är belagt med asfalt, och risken för

		intag av jord i nuläget antas vara låg.
Inandning damm	Ja	Inandning av damm anses vara möjliga exponeringsvägar på lång sikt.
Inandning av ånga från jord	Ja	Inandning av ånga från jord anses vara möjliga exponeringsvägar på lång sikt.
Intag av dricksvatten	Nej	På platsen kommer inget intag av dricksvatten, frukt, svamp, bär, rot- och grönsaker eller fisk ske. Därmed beaktas inte dessa exponeringsvägar (Lidköpings kommun, 2011).
Intag av frukt, bär, svamp, rot- & grönsaker	Nej	Se ovan.
Intag av fisk	Nej	Se ovan.
Bevattning	Nej	Ingen bevattning på området antas ske då större delen är asfalterad. På lång sikt antas ej heller bevattning vara en exponeringsväg då ingen observation av flyktiga ämnen gjorts och därmed antas ej förångning vid bevattning ske.
Intag av mjölk, kött och ägg	Nej	På platsen kommer inget intag av dricksvatten, frukt, svamp, bär, rot- och grönsaker eller fisk ske. Därmed beaktas inte dessa exponeringsvägar (Lidköpings kommun, 2011).
Hudkontakt med ytvatten och sediment	Nej	Hudkontakt med ytvatten och sediment antas vara inte vara möjliga exponeringsvägar eftersom det inte finns något ytvatten i området

4. Skyddsobjekt	Motivering
Människor	- Vuxna och barn besöker fastigheten regelbundet eftersom det

	bedrivs industrier och centrumverksamheter där. Barn kommer att vistas på området i större utsträckning i och med byggnationen av ett lekland. - Det finns inga bostäder på fastigheten men boende i närheten.
Miljö	- Skydd av markekosystem anses vara motiverat ur ett långtidsperspektiv. Detta för att bevara dess förmåga att utföra vissa funktioner vid eventuell exploatering. - Skydd av ekosystem ovan jord anses inte vara motiverat i och med att inget sådant finns i området. - Skydd av grundvattenberoende ekosystem anses inte vara motiverat eftersom sådana förekommer i mycket begränsad omfattning. - Skydd av ytvattenberoende ekosystem anses vara motiverat på grund av Vätern och de ekosystemtjänster den bidrar med.
Naturresurser	- Skydd av grundvatten anses vara inte motiverat som naturresurs betraktat eftersom inget planerat eller pågående uttag av grundvatten är känt (Engelke et al., 2006). - Skydd av ytvatten som naturresurs anses vara motiverat på grund av närheten till Vätern som bland annat används för rekreation och som dricksvattenkälla.

9.6.1 Framtagning av riktvärden

Vid framtagningen av riktvärden används svenska riktvärdesmodellen. Mindre känslig markanvändning (MKM) väljs som förutsättning i naturvårdsverkets modell, enligt motivering baserat på markanvändningen vilket kan läsas i kapitel Effekt- och exponeringsanalys. I inmatningsdelen av Naturvårdsverkets beräkningsprogram har de generella parametrarna för mindre känslig mark använts. Utöver detta har följande platsspecifika justeringar även matats in:

- det undersökta områdets längd och bredd
- en uppskattning av det angränsande ytvattnets volym
- valet att inte beakta skydd av grundvatten.

Det bör noteras att under de tidigare utförda markprovtagningarna analyserades jordproverna med avseende på flera PAH-ämnen. Dessa delades in i 2 grupper i Swecos mätdata: PAH-cancerogent och PAH-övriga (Engelke et al., 2006). I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell används dock den nyare kategoriseringen med de tre kategorierna PAH-L, PAH-M och PAH-H. På grund av detta utvärderades PAH-grupperingen och det fastställs att PAH-cancerogena innefattar grupperna: PAH-L och PAH-M, medan PAH-övriga innefattar PAH-H (Naturvårdsverket, 2017). PAH-L och PAH-M är separata kategorier i naturvårdsverkets reviderade modeller och definieras därmed av olika riktvärden. PAH-cancerogena valdes i denna undersökning att representeras av riktvärdet för PAH-L då det generella riktvärdet var lägre för PAH-L än PAH-M.

I tabell 7 presenteras bland annat de platsspecifika riktvärden som framställs med Naturvårdsverkets beräkningsprogram, representativa halter samt riskkvoter för Städet 17. Riskkvoten är kvoten mellan representativ halt och riktvärde. Den ger ett mått på med vilken faktor den representativa halten under- eller överskrider riktvärdet. Vidare presenteras även det skyddsobjekt som beräknas vara utsatt för störst risk och som därmed blir styrande för varje platsspecifika riktvärde.

Tabell 7. Riktvärden framräknande med hjälp av beräkningsverktyget. De representativa halter som överskrider riktvärdena är rödmarkerade.

Ämne	Generellt riktvärde (MKM) [mg/kg]	Beräknat platsspecifikt riktvärde [mg/kg]	Avrundad representativ halt UCLM95 [mg/kg]	Riskkvot (UCLM95 / platsspecifikt riktvärde) [-]	Styrande riktvärde
Alifater (C16-C35)	1000	1 000	907	0,91	Skydd av markmiljö
PAH Cancerogena (PAH-L)	15	15	2,2	0,37	Skydd av markmiljö
PAH Övriga (PAH-H)	10	10	3,2	0,53	Skydd av markmiljö
Arsenik	25	25	7	0,28	Intag av jord

Bly	400	400	22748	152	Skydd av markmiljö
Kadmium	12	6,0	12,5	2,1	Skydd av ytvatten
Kobolt	35	35	15	0,6	Skydd av markmiljö
Koppar	200	200	10261	51,3	Skydd av markmiljö
Krom (total)	150	150	53	0,353	Skydd av markmiljö
Kvicksilver	2,5	1,0	3,3	3,3	Skydd av ytvatten
Nickel	120	120	28	0,56	Skydd av markmiljö
Vanadin	200	200	20,02	0,1	Skydd av markmiljö
Zink	500	500	2900	5,8	Skydd av markmiljö

Som kan ses i tabell 7 är de platsspecifika riktvärden för kvicksilver och kadmium lägre än de generella riktvärdena, vilket innebär att känsligare riktvärden beaktas för fastigheten. Detta är anmärkningsvärt speciellt eftersom de generella riktvärdena är framtagna med en säkerhetsmarginal. Skillnad beror på de platsspecifika justeringar som gjorts i inmatningsdelen i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg, framför allt de justeringar som gjorts avseende transportmodellen för ytvatten – alltså Lidköpings hamnområde. Här väljs att studera ett närliggande område av Vänern samt vattendraget Lidan, som kan tänkas påverkas av områdets föroreningar. Detta görs eftersom det är svårt att uppskatta effekterna med avseende på hela Vänerns volym. Den omgivande vattenvolymen uppskattas utifrån en kartbild tagen från Google Maps, se bilaga 3, och vattendjup hämtas ifrån sjökort från Sjöfartsverket (n.d.). Denna uppskattning är väldigt godtycklig och har en påverkan på de platsspecifika riktvärden som fås fram. Beroende på vilken volym och omsättningstid som inmatas fås annorlunda utfall för både de platsspecifika riktvärdena samt det skyddsobjekt

som blir styrande för varje förorening. Resultaten från tabellen ovan baseras på antagandet att omsättningstiden för sjön är ett år, vilket är standardinställningen i beräkningsprogrammet.

Ändras omsättningstiden för vattnet i hamnområdet kan annorlunda utfall för både de platsspecifika riktvärdena samt de styrande skyddsobjekten observeras. Detta förklarar även varför skydd av ytvatten är ett styrande riktvärde för kadmium och kvicksilver, istället för exempelvis mänsklig hälsa. Inmatas en kortare omsättningstid för hamnområdet blir det styrande skyddsobjektet för föroreningarna istället hälsoriskbaserade samtidigt som de platsspecifika riktvärdena kommer närmare de generella riktvärdena. Ur tabell 7 kan det avläsas att mänsklig hälsa inte är det styrande skyddsobjektet för någon av föroreningsämnena. För att kunna bedöma om mänsklig hälsa är utsatt för risk behöver man se till de riktvärden som finns uppsatta för mänsklig hälsa. Det kan avläsas att de framtagna representativa halterna för bly, koppar och kvicksilver överskrider de Naturvårdsverkets uppsatta riktvärde för hälsa. Bly har exempelvis en representativ halt på 22748 mg/kg och ett riktvärde för mänsklig hälsa på 740 mg/kg, från detta kan man anta att det finns viss risk för mänsklig hälsa men som kan avläsas från tabell 7 är det inte det styrande skyddsobjektet i den utförda utredningen. Rimligen bör omsättningstiden för det beaktade ytvattnet i hamnområdet justeras, men på grund av brist på information är detta inte möjligt.

Även områdets area har en påverkan på de platsspecifika riktvärden som framtages. I detta fall har området antagits vara kvadratisk. Längd samt bredd räknas ut genom att ta kvadratroten ur hela områdets area på cirka 14 000 m². Detta ger en längd respektive bredd på 118 meter, vilket inte representativt för verkligheten. Denna justering har en påverkan på de styrande riktvärden eftersom informationen används av programmet för att beräkna utspädningen till ytvatten samt grundvatten (Naturvårdsverket, 2016). Genom att införa hela arean på fastigheten görs antagandet att hela fastigheten representeras av medelhalten av föroreningarna. Detta är inte representativt, då vissa delar av området är mer förorenade än andra samt då halterna på föroreningarna varierar avsevärt över området.

Akuttoxisk risk undersöks med anledning att barn kommer att vistas i området. Platsbesöket gav information om att det aktuella området omfattar ett skogsparti som angränsar leklandets parkeringsplats. Det är därför rimligt att anta att barn kommer befinna sig i detta skogsparti. Barn kan uppvisa så kallat pica-beteende, vilket kan innebära att de äter jord (Norrman et al., 2009). Arsenik är ett av de ämnen som Naturvårdsverket anser kunna leda till akuttoxiska

effekter, och eftersom halter av arsenik har uppmätts i Städet 17 anses undersökningen vara motiverad (Norrman et. al, 2009). Vid undersökning av akuttoxisk risk används i detta fall det maximalt uppmätta värdet som referenshalt, vilket är 24 mg/kg. Gränsen för en godtagbar akuttoxisk risk för arsenik är 100 mg/kg (Naturvårdsverket, 2009b) och således bedöms ingen akuttoxisk hälsorisk avseende arsenik föreligga.

Baserat på jämförelsen mellan de platsspecifika riktvärdena och de representativa halterna bedöms det finnas ett behov av sanering av Städet 17 eftersom representativa halter för flera föroreningar, främst metaller, överskrider de platsspecifika riktvärdena. De skyddsobjekt som utsätts för störst risk är ytvatten och markmiljö. Som tidigare nämnt bedöms grundvatten inte vara ett skyddsobjekt och beaktas därför inte i beräkningen av de platsspecifika riktvärdena.

9.7 Åtgärdsutredning och Riskvärdering

Resultatet som presenteras i tabell 7 visar att bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink överskrider framtagna platsspecifika riktvärden. Eftersom dessa är oorganiska ämnen är det endast behandlingsmetoder som graderas över genomsnittet för oorganiska ämnen som studeras. Utifrån dessa villkor ger screeningen med FRTRs matris (FRTR, 2007) följande potentiella efterbehandlingsmetoder:

- Elektrokinetisk separation (in situ)
- Solidifiering/Stabilisering (in situ)
- Kemisk extraktion (ex situ, schaktning)
- Kemisk reduktion/oxidation (ex situ, utgrävning)
- Solidification/Stabilization (ex situ, utgrävning)
- Jordtvätt (in situ)

Nedan följer en kompletterande hållbarhetsanalys i form av en matris, vilken utifrån ekonomiska, sociala och miljömässiga aspekter graderar de framtagna metoderna ovan. För att avgränsa hållbarhetsanalysen har tre av sex metoder valts ut: elektrokinetisk separation, solidifiering/stabilisering samt kemisk reduktion/oxidation. Valet av dessa tre metoder är baserat på bland annat mängd tillgänglig kunskap, de metoder som ansågs vara intressanta att undersöka och vad som tidigare redovisats i litteraturöversikten.

En vidare förklaring om praktisk tillämpning av dessa metoder görs nedan:

Elektrokinetisk separation (in situ): Metoden bedöms som praktiskt genomförbar för området. Baserat på informationen som tagits upp i kapitlet om efterbehandlingsmetoder kan vissa antaganden göras. Exempelvis finns en risk att kompetensbrist råder eftersom metoden är tekniskt avancerad och inte vanlig i Sverige. Metoden kan ta lång tid att genomföra, men tidsförloppet bedöms inte vara en kritisk faktor i detta fall.

Solidifiering/Stabilisering (in situ): Metoden bedöms vara praktiskt genomförbar. Baserat på informationen som tagits upp i kapitlet om efterbehandlingsmetoder kan vissa antaganden göras även här. Metoden är exempelvis väletablerad i Sverige vilket minskar risken för kompetensbrist. Vid stabilisering sker en tillsättning av ämnen som kommer reducera spridningsrisken av de rådande föreningarna, medan det vid solidifiering innesluts föroreningar med hjälp av exempelvis asfalt. Däremot finns viss osäkerhet gällande beständighet vid ett långsiktigt perspektiv.

Kemisk reduktion/oxidation (ex situ, utgrävning): Den praktiska tillämpningen av denna metod baseras på, precis som alla ex-situ metoder, att de förorenade massorna schaktas ur. Metoden genomförs mer vanligen in situ, men fördelarna med ex situ är minskad tidsåtgång och ökad säkerhet vid behandling. Däremot krävs mer transporter och kostnaderna blir mer omfattande. Detta har redogjorts för i kapitlet för efterbehandlingsmetoder. Ett sätt att minska transporter och kostnaderna är att tillämpa metoden on site och därmed rena de urschaktade massorna på plats. Därför har det valts att utgå från den bedömning som gjorts i FRTR:s screeningmatris och tillämpa metoden ex situ. Vidare finns det två sätt att utföra en ex situ metod på. Massorna kan transporteras till en saneringsfabrik, eller så kan en tillfällig saneringsanläggning anläggas på plats. Även detta har redogjorts för i kapitlet för efterbehandlingsmetoder. Att sanera massorna på området antas minska transporter, och eftersom området har mycket omkringliggande platt mark bedöms det därför som möjligt att anlägga en sådan på plats.

Uppskattningen av de sociala och miljömässiga effekterna baseras delvis på vetenskapliga artiklar samt rapporter med tidigare utförda hållbarhetsutvärderingar. För den ekonomiska kategorin baseras underlaget på FRTR:s screeningmatris (FRTR, 2007), som bland annat tar upp ekonomisk kostnad i jämförelse med ett genomsnitt av kostnaden för alla

efterbehandlingsmetoder på den amerikanska marknaden. Det bör dock noteras att screeningmatrisen är något föråldrad och baserad på den marknad som fanns vid skapandet av matrisen. FRTR:s screeningmatris baseras på underlag från flertalet rapporter och sätts i relation varandra. Därför anses användningen av matrisen leda till trovärdiga resultat.

Röd=Under genomsnittet (1 poäng). **Gul**=Genomsnittlig (2 poäng). **Grön**=Över genomsnittet (3 poäng).

Tabell 8. Tabell över valda efterbehandlingsmetoder och deras lämplighet utifrån miljömässiga, sociala och ekonomiska aspekter.

Hållbarhetsmatris	Elektrokinetisk separation (in situ)	Solidifiering/ stabilisering (in situ)	Kemisk reduktion/oxidation (ex situ)
MILJÖASPEKT			
Ekologi - Bedömer den påverkan saneringen har på ekosystemen i området under sanering. Denna påverkan kan vara i form av strukturella och funktionella förändringar.	Här antas att om lösningsvätska pumpas in i marken riskerar att stanna kvar vilket kan påverka ekologin negativt. Detta baseras på information som togs upp i kapitlet om efterbehandlingsmetoder.	Här antas att vid tillsats av ett additiv kommer pH-värdet i jorden förändras. Detta kan leda till att vissa andra metaller kan lakas ur vilket kan komma att påverka ekologin. Detta kan reduceras genom att noggrant kontrollera hur pH-värdet ändras (Åtgärdsportalen, 2018e).	Här antas att förutsättningar uppfylls för att effekterna på ekologin kan vara positiva efter schaktning och återfyllning gjorts. Detta är dock helt beroende av vilken typ av fyllnadsmaterial som använts. Detta baseras på information som togs upp i kapitlet om efterbehandlingsmetoder.
Grund- och ytvatten - Bedömning av efterbehandlingsmetodens påverkan på yt- och grundvattnets kemiska och ekologiska sammansättning efter sanering. Detta inkluderar: Grundvattnets kemiska sammansättning och kvalitet. Förändringar av vattnets	Här antas att föroreningen riskerar att spridas till grundvattnet om urlakning av eventuella lösningsmedel sker. Detta kan leda till negativ påverkan under sanering. Detta antagande är en uppskattning och grundas på Volfranos rapport (2017). Efterbehandling leder till att	Här antas att eftersom föroreningar innesluts och hydraulisk konduktivitet minskar kommer spridningsrisken till recipienter minimeras. Inga negativa effekter väntas således. Efter sanering finns dock viss risk för sprickbildning eller	Antagandet görs att det vid schaktning kan leda till störning och spridning av föroreningar vilket kan leda till måttligt negativa effekter. Eftersom massorna schaktas ur och behandlas på annan plats kommer påverkan på grund- och ytvatten vara påtagligt positivt. Detta har baserats på

hastighet och flödesmängd.	området saneras, vilket ger positiv påverkan.	urlakning av föroreningar. Detta kan leda till måttliga negativa effekter (Åtgärdsportalen, 2018e).	information från efterbehandlingsmetoder.
Jord - De förändringar som sker i jordmassorna till följd av behandlingen efter sanering. Dessa förändringar kan vara fysiska, kemiska, funktionella, strukturella eller geotekniska. Bedömningen ska anpassas till markanvändning som i detta fall är bebyggelse.	Här antas att ingen förväntad förändring i bärighet eller stabilitet. Inga positiva effekter väntas. Detta baseras på att information saknas. Således uppskattas detta då inget tas upp i tidigare information i kapitlet om efterbehandlingsmetoder.	Här antas att stabiliteten i marken kommer öka och även förbättrad hållfasthet. Eftersom ett tillägg av ett additiv görs kommer volymen på den behandlade platsen att öka. Detta kan leda till att marken kommer bukta (Holm m.fl, 2007). Således väger de positiva och negativa ut varandra.	Här antas att måttligt positiva effekter kan väntas på bärighet och stabilitet efter att schaktning gjorts och återfyllning av rena massor görs. Detta beror dock på återfyllningsmaterial. Detta baseras på information som togs upp i kapitlet om efterbehandlingsmetoder.
Luft - Bedömer den mängd luftföroreningar och växthusgaser saneringsprocessen genererar.	Baserat på information i kapitlet om efterbehandlingsmetoder tillämpas in situ vilket innebär minskade transportutsläpp. Metoden kräver mycket elektricitet. Beroende på val av energikälla kan detta orsaka utsläpp.	Tillämpas in situ vilket innebär minskade utsläpp i form av transporter till deponier med mera. Visst utsläpp av koldioxid vid användning av de borrar som injicerar cement i marken. Cementtillverkning skapar stora utsläpp av koldioxid.	Om metoden utförs ex situ kommer transport av förorenade massor till deponier krävas. Detta leder till utsläpp i form av koldioxid kommer ske från fordonen.
Naturresurser och avfall - Den påverkan efterbehandlingsmetoden har på icke förnyelsebara naturresurser och mängden avfall efterbehandlingsprocessen genererar.	Om användning av lösningsmedel för ökad effektivitet används, förbrukas detta och blir till avfall (Lofrano et al., 2017).	Ett antagande görs om att inget avfall genereras eftersom cement tillsätts i marken och på så vis fyller ut för de massor som redan finns. Naturresurser förbrukas vid tillsats av cement.	Det uppstår en stor mängd avfall då massor schaktas ur. Beroende på vilken avfallsklass som tillämpas kan avfallet eventuellt behandlas (Naturvårdsverket, 2004).
SOCIAL ASPEKT			
Trivsel - Den påverkan saneringsprocessen potentiellt kan ha på den upplevda trivseln i det närliggande området. Detta avser exempelvis buller, illaluktande gaser, generering av	Ingen information hittades angående detta kriterium. Det antogs dock att visst buller vid borring under dagtid kan påverka verksamheter i området måttligt negativt.	Ingen information hittades angående detta kriterium. Det antogs dock att visst buller vid borring under dagtid kan påverka verksamheter i området måttligt negativt.	Bullrigt i samband med schaktning och transport vilket kan leda sämre trivsel. Schakthål ser otrevligt ut. Även otrevlig lukt kan förekomma i samband med schaktning som kan ge påtagligt

dam/stoft eller störande vibrationer.			negativa effekter (Volchko et al., 2016).
Rättvisa och jämlikhet - Behandlar social rättvisa och jämlikhet i området, exempelvis om en minoritet, samhällsmässigt ansedd "svag" grupp eller någon annan definierad grupp påverkas negativt av saneringsprocessen.	Metoden bedöms inte ha någon särskild påverkan på någon grupp av samhället eftersom det studerade området inte ligger i omedelbar närhet till exempelvis bostäder och arbetsplatser.	Metoden bedöms inte ha någon särskild påverkan på någon grupp av samhället eftersom det studerade området inte ligger i omedelbar närhet till exempelvis bostäder och arbetsplatser.	Metoden bedöms inte ha någon särskild påverkan på någon grupp av samhället eftersom det studerade området inte ligger i omedelbar närhet till exempelvis bostäder och arbetsplatser.
Hälsa och säkerhet - Behandlar säkerhet och negativa hälsoeffekter som uppstår under saneringsprocessen. Säkerheten rör alla som berörs av saneringsprocessen, inklusive arbetare och tredje man.	En viss risk finns om tillsättning av lösningsmedel sker eftersom höga tryck kan orsaka utbuktningar av jorden. Dock arbetas det med att förebygga riskerna, och arbetare måste bära lämplig skyddsutrustning för aktuell kemikalie (Lofrano et al., 2017) .	När additiv tillsätts sker i vissa fall en värmeutveckling och utsläpp av gaser som kan orsaka skador på arbetare vid sanering. En viss arbetsmiljörisk finns således. Dock arbetas det aktivt med att förebygga riskerna (Åtgärdsportalen, 2018e).	Det antas större arbetsrisker på plats vid grävning samt kontakt med föroreningar. Även risker vid transport blir större då ex situ tillämpas, denna risk undviks självfallet om behandling sker på plats (Volchko et al., 2016). Säkerheten vid behandling är större än om metoden hade tillämpats in situ. Då oxidation-/reduktionsmedel tillsätts under mer kontrollerade förhållanden. Detta reducerar riskerna för arbetarna (FRTR, 2007).
EKONOMISK ASPEKT			
Individuell effektivitet - Graden av individuell effektivitet - är metoden tillräcklig för att sanera området eller krävs kompletterande sanering med hjälp av en annan metod? (FRTR, 2007).	Kräver kombination med andra metoder (FRTR, 2007).	Kan som enskild metod användas för att uppnå önskvärt saneringsresultat (FRTR, 2007).	Kan behöva kombineras med andra metoder men det är inte alltid nödvändigt (FRTR, 2007).
Drift och underhåll - Drift- och underhållsbehov efter behandlingens slut (FRTR, 2007).	Då metoden pågår under en relativt lång period kan den antas kräva mer drift och underhåll (FRTR, 2007).	Baserat på dagens information är det minimalt med behov av underhåll. Dock finns det stora osäkerheter hur den kommer påverkas i framtiden	Kräver inga större drift eller underhållskostnader (FRTR, 2007).

		gällande sprickor och inkapsling (Åtgärdsportalen, 2018e).	
Kapital - Den totala investeringskostnader efterbehandlingsmetoden kräver (FRTR, 2007).	Enligt FRTR (2007) beror kostnaden på hur stor yta som ska efterbehandlas. Metoden kräver mycket elektrisk energi vilket kan vara kostsamt.	Investeringskostnader för att borra och samt injektera additiv i marken är dyra. Även additivet, då det kan krävas stora mängder är en betydande kostnad (FRTR, 2007).	Investeringskostnader för att genomföra schaktning, transport och behandling är dyra (FRTR, 2007).
Tillförlitlighet - Efterbehandlingsmetodens tillförlitlighet avseende funktion och underhåll i jämförelse med de andra efterbehandlingsmetoder som inkluderas i analysen (FRTR, 2007).	Metoden är inte välbeprövad och det är därmed inte möjligt att bedöma dess tillförlitlighet (FRTR, 2007).	Väletablerad metod. Finns dock stora osäkerheter gällande hur effektiv den kommer vara långsiktigt (Åtgärdsportalen, 2018e).	God tillförlitlighet eftersom de schaktade massorna kan behandlas under mer kontrollerade former (FRTR, 2007).
Relativa kostnader - Den totala relativa kostnadseffektiviteten i jämförelse med andra efterbehandlingsmetoder (FRTR, 2007).	Metoden anses inte kostnadseffektiv jämfört med andra metoder. Kostnaderna varierar med storleken på ytan som behandlas, på hur hög elektrisk konduktivitet marken har och vilka föroreningar som förekommer (FRTR, 2007).	Kostnaderna varierar kraftigt beroende på flera olika faktorer. Till exempel: kornstorlek, mängd förorening och mängd organisk halt. Även storleken på ytan som ska behandlas samt vilka föroreningar som förekommer (Åtgärdsportalen, 2018e)	Metoden är relativt kostnadseffektiv. Den är betydligt dyrare än om metoden hade genomförts in situ. Även storleken på ytan som ska behandlas samt vilka föroreningar som förekommer (FRTR, 2007).
Tid - Den sammanlagda tid saneringsprocessen tar med den valda efterbehandlingsprocessen	Vid pilotskaleförsök har en minskning av metallföroreningar från 4500 mg/kg till 300 mg/kg uppvisats under en 30-veckorsperiod (FRTR, 2007).	Tidsåtgången är mycket varierande. Kan vara allt från några veckor till flera månader. I jämförelse med andra metoder räknas tidsåtgången som relativt kort (Åtgärdsportalen, 2018e).	Kräver mindre tid än om den hade tillämpats in situ (FRTR, 2007).
ANTAL	Röd:3 Gul:10 Grön:1 Summa: 26	Röd: 2 Gul: 8 Grön: 4 Summa: 30	Röd: 3 Gul: 7 Grön: 4 Summa: 29

I sista raden av matrisen presenterad i tabell 8 kan de slutgiltiga poängen utläsas. Stabilisering/solidifiering har givits flest poäng, kemisk reduktion/oxidation näst flest poäng och elektrokinetisk separation har givits minst antal poäng. Det kan observeras att skillnaderna i poäng mellan metoderna är marginella och att det finns skillnader avseende vilken färg som valts beroende på det kriterium som avses. Detta innebär att den totala poängfördelningen visserligen är likartad, men att antalet poäng kommer från olika typer av kriterier. I och med detta resultat väljs inte en specifik metod ut. Anledningen till detta utreds i diskussionen.

Efterbehandlingsmetoderna har olika påverkan på de uppsatta skyddsobjekten. Detta resonemang förs utifrån den information som erhålls i teorikapitlet Efterbehandlingsmetoder samt den utförda hållbarhetsanalysen. De skyddsobjekt som anses viktigast för det studerade området är ytvatten och markmiljö. Solidifiering/stabilisering har positiv påverkan på ytvatten. Denna positiva påverkan gäller så länge inneslutningen med ett additiv inte spricker och på så vis släpper ut föroreningar, alltså under den tid metoden upprätthåller sin funktion. På så vis kommer inte heller föroreningar spridas till ytvatten via grundvattnet. Däremot är metoden sämre med avseende på skyddsobjekt för markmiljö. Vid en tillsats av additiv som exempelvis cement tillförs ämnen marken som inte gynnar markmiljön i sin helhet.

För skyddsobjektet markmiljö skulle istället metoden kemisk oxidation/ reduktion (ex situ) vara att föredra. I och med denna metod schaktas de förorenade massorna ut och behandlas. De massor som fyller ut schakthålet är fria från föroreningar och kommer på så vis värna om skyddsobjektet. Detta är även positivt ur synvinkeln gällande skyddsobjektet för ytvatten som inte heller väntas påverkas negativt av de nya massorna. För den sista studerade metoden, elektrokinetisk separation, finns vissa osäkerheter gällande dess påverkan på skyddsobjekt. Om lösningsmedel tillsätts för att förbättra ledningsförmåga finns det risk att både markmiljö och ytvatten kommer att påverkas negativt. Men om detta inte görs är osäkerheterna stora och en uppskattning är svår att göra.

10 Diskussion

I diskussionen behandlas fallstudien och det resultat den genererade. Diskussionen behandlar resultatet av den hållbarhetsanalys som utförts. Efter det diskuteras de osäkerheter som uppstått till följd av de verktyg som använts samt de avgränsningar som funnits under projektets gång. En jämförelse mellan resultatet av denna rapport och resultatet av en rapport skriven för Sweco görs också. Slutligen reflekteras över de etiska perspektiv som finns gällande efterbehandlingsprocessen.

10.1 Hållbarhetsanalysens resultat

Beslutsunderlag för val av åtgärd togs fram i form av en hållbarhetsmatris. Även om de utvalda metoderna slutligen fick ungefär lika många poäng i analysen skiljer de sig åt avseende sociala, ekonomiska och miljömässiga aspekter. En begränsning med hållbarhetsmatrisen är att resultatet är baserat på många generella uppskattningar. Det hade varit fördelaktigt med en mer detaljerad hållbarhetsanalys för att få ett utförligare resultat. Till exempel kan viktning av de olika kriterierna i hållbarhetsmatrisen tas fram. Detta hade inneburit att de kriterier som ansågs viktigast givits mer tyngd. Även praktiska aspekter gällande hur respektive metod genomförs på det specifika området hade kunnat utvärderas.

Enbart baserat på poäng skulle solidifiering/stabilisering valts som mest lämpad metod för det studerade området. Dock har ingen viktning av de olika kriterierna genomförts. En viktning av de olika kriterierna hade kunnat påverka resultatet. Vid en viktning hade framförallt de två kriterierna “luft” och “naturresurser och avfall” kunnat anses vara mer centrala för det studerade området. Dessa kategorier hade då vägt tyngre eftersom de är såpass centrala i diskussionen om hållbar utveckling. Vid viktning enligt detta resonemang skulle elektrokinetisk separation anses vara mest lämpad, eftersom denna metod är bäst avseende de två ovanstående kriterierna.

Avseende kriterierna i den sociala analysen skulle en viktning vara svår att genomföra eftersom den lätt kan bli värderande och subjektiv. Resultatet av hållbarhetsanalysen visar att de olika metoderna även är generellt likvärdiga i de kriterier som avser social hållbarhet. Slutligen anses det för den ekonomiska aspekten att “kapital” och “relativa kostnader” är de viktigaste kriterierna. Investeringskostnaderna och de totala kostnaderna för en saneringsmetod kan beroende på projektets budget påverka om den slutligen väljs eller ej.

Med hänsyn till detta kriterium är metoderna likvärdiga. Således hade det vid en övergripande viktning kunnat resultera i att metoderna viktades jämbördigt. Överlag är viktning bara ännu en slags vägledning för val av efterbehandlingsmetod och således inte ett komplett verktyg för att fatta ett beslut.

Vid ett verkligt fall hade mer utförliga bedömningar kunnat göras för varje kriterium. Resultatet av hållbarhetsanalysen hade sedan använts som beslutsunderlag tillsammans med andra underlag, exempelvis projektets budget. Hållbarhetsanalysen är alltså bara en del av det beslutsunderlag som behövs i ett verkligt saneringsprojekt.

10.2 Osäkerheter i riskbedömningsprocessen

I delkapitlet Osäkerheter kring riskbedömning och fastställande av riktvärden, kap nr 3.4, diskuteras generella osäkerheter främst utifrån riktvärdesmodellen och riskbedömningen. Osäkerheter till följd av Naturvårdsverkets bedömningar anses vara utanför ramen för denna rapport. De osäkerheter som uppstår under riskbedömning och utvärdering av efterbehandlingsmetoder är dock något som påverkar resultatet i denna rapport. Detta gäller exempelvis hantering och bearbetning av mätdata. I fallstudien i denna rapport görs valet att använda programmet ProUCL:s rekommenderade värden för medelhalten UCLM95, som tas fram med olika metoder. Val av metod görs av ProUCL baserat på mätdatans statistiska fördelning och storlek. Genom att låta ProUCL välja ut de värden och beräkningsmetoder för UCLM95 överläts hanteringen av mätdata till programmet, vilket bidrar med en viss osäkerhet. Dock är det rimligt att anta att ProUCL producerar tillförlitliga resultat eftersom programmet är skapat för att ta fram dataunderlag för sanering.

En annan aspekt som bidrar med osäkerheter i riskbedömningen är de steg och antaganden som gjorts under fallstudiens gång som påverkat resultatet. Därmed har avsikten under fallstudien varit att tydligt förklara och motivera alla antaganden och steg som gjorts, och basera dem på platsspecifika förutsättningar. Det finns emellertid ett antal steg som inte tydligt motiverats. Ett exempel på detta är beaktning av skyddsobjekten under utvärderingen av efterbehandlingsmetoder. Fallstudien i sin helhet resulterar i en riskbedömning som fastställer att risk föreligger i området, detta avseende två specifika skyddsobjekt, nämligen skydd av ytvatten och skydd av markmiljö. Den inledande identifieringen av potentiella efterbehandlingsmetoder med FRTR:s screeningmatris som grund, baseras enbart på att de

representativa halter som överskrider de platsspecifika riktvärdena är oorganiska ämnen. Denna identifiering av efterbehandlingsmetoder tar därmed inte någon direkt hänsyn till vilka specifika skyddsobjekt som löper störst risk. Detta påverkar rapportens resultat. Trots att skyddsobjekten inte inkluderats kan ändå följande konstateras:

- De representativa halter som överskrider platsspecifika riktvärden baseras på de styrande skyddsobjekten och tar därför, i viss mån, hänsyn till skyddsobjekten indirekt. Eftersom potentiella efterbehandlingsmetoder väljs ut med ändamål att reducera specifika föroreningshalter, kommer en reduktion sannolikt innebära en minskad risk för skyddsobjektet i fråga.
- Om de valda skyddsobjekten hade beaktats i urvalsprocessen av efterbehandlingsmetoder hade detta sannolikt lett till en mer komplicerad urvalsprocess och ett annat resultat. Hade exempelvis fokus lagts på att skydda närliggande ytvatten hade möjligtvis andra efterbehandlingsmetoder än de föreslagna varit att föredra.
- Vidare finns det svårigheter med att enbart använda FRTR:s screeningmatris för urval av saneringsmetoder. Om urval sker med hänsyn till en metods rankning kan vanligt använda metoder uteslutas, exempelvis deponi, då dessa hamnar längre ner i rankningen. Sådant är fallet i denna rapport. Vanligtvis används screeningmatrisen i kombination med flera andra beslutsunderlag för att besluta om vilka saneringsmetoder som är lämpade att gå vidare med.

10.3 Jämförelse med Swecos rapport

Vid jämförelse med Swecos rapport (Engelke et al., 2006), vilken behandlar samma område som denna rapport, kan både likheter och skillnader noteras i resultatet. I båda fallen uppvisar bly, koppar och zink höga halter i området och samtliga av dessa ämnen överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden. Resultat från fallstudien som utfördes i denna rapport visar dock också att kadmium och kvicksilver marginellt överskrider de generella riktvärdena, se tabell 7 i delkapitel 9.1.7. Vid jämförelse av de platsspecifika riktvärden som är lägre än de generella i detta fall, är marginalen större.

Det finns många skillnader i riskbedömningen mellan denna rapport och Swecos rapport. De beslut som tagits i respektive rapport kan vara en förklaring till att olika slutsatser dragits. Sedan år 2006 har riktvärden för MKM bland annat sänkts för kvicksilver, zink och höjts för

bly, se bilaga 1 och tabell 7. Vidare har definitioner för PAH-grupperingarna ändrats sedan Swecos utredning gjorts. Därmed bör skillnader noteras i hur referenshalter för dessa ämnen presenterats. I Swecos rapport nämns de provtagningspunkter där ett specifikt ämne överskrider det generella riktvärdet och de medelhalter som presenteras har beräknats på annat vis. Detta skiljer sig mot resultatet i denna rapport där medelhalten har skattats med en 95 procent övre konfidensgräns, vilket lett till betydligt högre referenshalter. På så sätt finns det skillnader mellan de referenshalter som används, skillnader i generella riktvärden och en skillnad i det faktum att det i denna rapport tillämpas platsspecifika riktvärden. Sammantaget påverkar detta de riskkvoter som erhålls. Störst utslag kan observeras för kadmium och kvicksilver, vars platsspecifika riktvärden ger en högre riskkvot än om generella riktvärden tillämpas. Detta på grund av de platsspecifika justeringar som gjorts avseende transportmodellen för ytvatten, se delkapitel 9.6.1 för vidare information. Som tidigare nämnt överskrider kadmium knappt det generella riktvärdet. Således kan det noteras att det finns skillnader som påverkats av ändringar som gjort över tid, men också att flertalet andra faktorer påverkar riskkvoterna.

I Swecos rapport noteras det att den höga blyhalten sannolikt har en negativ påverkan på mikrobiologin i markmiljön. Dock bedöms inte markekosystemet vara värt att skydda. Detta på grund av de höga föroreningshalterna och markekosystemets låga utvecklingspotential, vilket är faktorer som delvis kommer kvarvara även om marken saneras. I denna rapport är markmiljön ett av de valda skyddsobjekten och det styrande riktvärdet avser bly. Utifrån ett långtidsperspektiv bedöms markmiljön vara värd att skydda i och med framtida planer på exploatering och potentiell markanvändning. Rimligen bör det nämnas att Swecos motivation för att inte inkludera markekosystem som skyddsobjekt också grundar sig i att eventuell sanering ändå inte räcker för att skydda markmiljön, vilket är något som bör beaktas. Sweco anser också i rapporten att det inte föreligger någon hälsorisk för människor, trots de höga föroreningshalterna. Detta med anledning av att det vid undersökningstillfälle inte sker någon rekreation på platsen och att människor således inte exponeras för dessa ämnen. I denna rapport dras slutsatsen, likt den för markmiljön, att mänsklig hälsa bör tas hänsyn till ur ett långtidsperspektiv. Detta eftersom att eventuell exploatering och framtida markarbeten kan leda till att olika exponeringsvägar blir aktuella.

De efterbehandlingsmetoder som undersöks i Swecos rapport rörande Städet 17 är uppgrävning och deponering samt övertäckning. Som efterbehandlingsmetod föreslås

slutligen övertäckning genom antingen växttytor eller asfaltering. Täckning med växttytor kombineras eventuellt med uppgrävning av det mest blyförorenade delområdet.

Övertäckningen av hela området förutom magasinsbyggnaden bedöms vara tillräcklig för att förhindra att människor ska komma i kontakt med föroreningarna. Därmed bedöms det som en lämplig metod i Swecos rapport. Då föroreningarnas mobilitet konstateras vara mycket låg bedöms det att ingen spridningsrisk föreligger. Övertäckning uppfyller dock inte det nationella målet om en giftfri miljö, vilket är nackdel. Vidare rangordnar Naturvårdsverket metoden Inneslutande av förorening som den minst önskvärda av fem typer, när de listar en preferensordning för olika typer av efterbehandlingsmetoder (se kapitlet 4 Åtgärdsutredning). Resultatet av FRTR:s screening i fallstudien ledde till att varken deponering eller övertäckning identifierades som en av de sex mest lämpliga metoderna.

Likt den hållbarhetsanalys som tillämpats i denna rapport har ett liknande tillvägagångssätt används i Swecos rapport (Engelke et al., 2006). Swecos matris innefattade kriterierna måluppfyllelse, kostnad, risker, omgivningspåverkan, prövning, kulturvärden, landskap och övriga intressen. Dessa kriterier skiljer sig alltså till viss del från de kriterier som använts i denna rapport. Val av vilka kriterier som anses vara viktigast har, vilket nämnts ovan, en avsevärd påverkan på resultatet och är därmed ytterligare en bidragande anledning till skillnaderna i resultatet mellan denna rapport och Swecos.

De efterbehandlingsmetoder som slutligen presenterades i Swecos rapport kan och bör rimligtvis omvärderas idag, över 10 år senare. I och med att kommunen tagit fram nya detaljplaner, kommer verksamhet och allmän vistelse öka på platsen. Med detta i åtanke förefaller omvärderingen vara rimlig och eventuella risker bör beaktas.

10.4 Etiskt perspektiv avseende efterbehandlingsprocessen

Efterbehandling av förorenade område anses vara gynnsamt för människor, djurs och ekosystems hälsa. Mark som tidigare varit obrukbar kan nyttjas utan att skadliga effekter förväntas uppstå på skyddsobjekten. Överlag förväntas sanering oavsett form ha en positiv inverkan på sin omgivning. Genom att välja efterbehandlingsmetod baserat på hållbarhetsmatrisen blir skyddet av djur, natur och människor ännu mer centralt. Det anses att fallstudien i större mån beaktar olika samhällseliga och etiska aspekter än om

hållbarhetsanalysen inte utförts. Detta eftersom den vägleder för hur hållbara olika efterbehandlingsmetoder är.

Vilka ställningstaganden som görs kring synen på olika etiska perspektiv kan påverka valet av metod i hållbarhetsbedömningen. I mer utförliga hållbarhetsanalyser kan det behövas tas ställning till om det ska ses till olika grader av hållbarhet. I kapitel 5.1 Hållbarhetsperspektiv har begreppen stark respektive svag hållbarhet förklarats. Dessa begrepp går att koppla till olika etiska perspektiv. Svag hållbarhet går att koppla till ett antropocentriskt perspektiv, vilket innebär att endast människors hälsa tas hänsyn till vid sanering av förorenade områden. Stark hållbarhet omfattar också ett ekocentriskt perspektiv och vilken påverkan efterbehandlingen kan komma få på ekosystemen. Dessa ställningstaganden görs även till viss del under utförandet av hållbarhetsanalysen, där de ingår som kategorier i de olika hållbarhetskriterierna. Eftersom en mer djupgående analys inte utfördes gjordes aldrig ställningstaganden till “stark” och “svag” hållbarhet. Däremot förhöll det sig delvis till etiska värderingar i hållbarhetsanalysen.

11 Slutsats

- Av de 13 undersökta föroreningarna överskrider 5 de platsspecifika riktvärdena såväl som Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM. Samtliga definierade skyddsobjekt anses kunna påverkas negativt av föroreningarna och således bedöms området Städet 17 vara i behov av sanering.
- De tre åtgärder som utvärderas utifrån matrismodellen har olika för- och nackdelar med avseende på social, ekonomisk och ekologisk hållbarhet. Detta skulle vid vidare analys kunna användas som beslutsunderlag för val av efterbehandlingsmetod.
- I den tidigare utförda miljötekniska utvärderingen av området Städet 17 gjord av Sweco år 2006 bedömdes risken för negativ påverkan på människors hälsa vara minimal och endast mindre omfattande åtgärder utfördes på det studerade området. Med hänsyn till de förändringar som skett avseende hur området ämnas användas bedöms det i denna rapport att risken har ökat. Detta motiverar att valet av nya åtgärder tas i beaktning.

12 Källförteckning

- Agency, E. P. (2017). Superfund Remedy Report. Retrieved from <https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-09/documents/100000349.pdf>
- Bardos, P., Bone, B., Boyle, R., Ellis, D., Evans, F., Harries, N. D., & Smith, J. W. N. (2011b). Applying sustainable development principles to contaminated land management using the SuRF-UK framework. *Remediation Journal*, 21(2), 77-100. Retrieved from <https://doi.org/10.1002/rem.20283>. doi:10.1002/rem.20283
- Bardos, P., Bone, B., Boyle, R., Harries, N., Hukin, A., Regan, N., & Smith, J. (2011a). The SuRF-UK Indicator Set For Sustainable Remediation Assessment.
- Cundy, A. B., Hopkinson, L., & Whitby, R. L. D. (2008). Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater remediation: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1), 42-51. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708007201>. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.002>
- Ejdeling, G., & Rosén, L. (2006). PM Lakteter - Miljöteknisk markundersökning Städet 17. Retrieved from <https://drive.google.com/drive/u/0/folders/1ZI-Q93f2qUOgFD9pWKI3Xzv1ySbLJKK5>
- Engelke, F., Clevfors, U., Rosén, L., & Ejdeling, G. (2006). Fastigheten städet 17: Miljöteknisk markundersökning och förslag till åtgärder för efterbehandling. Retrieved from <https://drive.google.com/drive/u/0/folders/1ZI-Q93f2qUOgFD9pWKI3Xzv1ySbLJKK5>
- FRTR. (2007). Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0. Retrieved from https://frtr.gov/matrix2/section3/3_5.html
- Google Maps (Cartographer). (2019). Fiskaregatan 8. Retrieved from <https://www.google.com/maps/place/Fiskaregatan+8,+531+30+Lidköping/@58.5097792,13.156763,465m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x465b28b7f52d23bd:0xae83aff1204b83a9!8m2!3d58.5097792!4d13.1589517>
- Helldén, J., Juvonen, B., Liljedahl, T., Broms, S., & Wiklund, U. (2006). Åtgärdslösningar - erfarenheter och tillgängliga metoder. Retrieved from <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5637-9.pdf?pid=3249>
- Holm, G., Bendtz, D., Larsson, L., Leppänen, M., Mácsik, J., Pehrson, P., . . . Svedberg, B. (2007). Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor -

- Lämplighet och potential för svenska förhållanden.
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5696-4.pdf>
- Ingebäck, M. (2018, 18 maj 2018). Nytt lekland och padelcenter i Porslinsstaden.
 Lidköpingsnytt. Retrieved from <https://www.lidkopingsnytt.nu/2018/05/18/nytt-lekland-och-padelcenter-pa-porslinsstaden/>
- Institut, S. G. (2018b). Deponeringsteknik. Retrieved from
<http://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/deponeringsteknik/>
- Johansson, T., & Strömberg, M. (2014). Miljöteknisk markundersökning 2013, Fält- och laboratorieresultat -Norra delen av Hamnstaden Lidköping. Retrieved from
<https://lidkoping.se/innehall/2013/11/Rapport-Milj%C3%B6teknisk-markunders%C3%B6kning-2013.-F%C3%A4lt-och-laboratorieresultat.pdf>
- Länsstyrelsen Västra Götalands län -Enheten för skydd och säkerhet. (2015).
 Riskhanteringsplan för översvämningar i Linköping. Retrieved from
https://www.msb.se/Upload/Forebyggande/Naturolyckor_klimat/oversvamning/Riskhanteringsplaner/Lidk%C3%B6ping.pdf
- Lidköpings kommun. (2011). Plankarta och planbeskrivning. Tillägg till detaljplanen för Kvarteret Städet m.m. för Lidköping Kommun. In Lidköpingskommun (Ed.), 322.
- Lidköpings kommun. (2012). Fördjupning av översiktsplan för HAMNSTADEN, antagandehandling. Retrieved from https://lidkoping.se/innehall/2013/11/20121210-FOP-Hamnstaden-antagandehandling_tryck?fbclid=IwAR3YpYVvIBnimlPMRagEVP25iH7aG55R_rxaYNT2zyewfHKAuqncTVfMH4c
- Lidköpings kommun. (n.d.). Miljö- och hälsoskydd. Retrieved from
<https://lidkoping.se/boende-och-miljo/miljo-och-halsoskydd/>
- Lofrano, G., Libralato, G., Minetto, D., De Gisi, S., Todaro, F., Conte, B., . . . Notarnicola, M. (2017). In situ remediation of contaminated marinesediment: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(6), 5189-5206. Retrieved from
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-8281-x>. doi:10.1007/s11356-016-8281-x
- Maichle, A. S. R. (2015). ProUCL version 5.1 User Guide. (EPA/600/R-07/041). Edison, New Jersey: U.S EPA Retrieved from
https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/proucl_5.1_user-guide.pdf

- Mulligan, C. N., Yong, R. N., & Gibbs, B. F. (2001). Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60(1), 193-207. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013795200001010>. doi:[https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(00\)00101-0](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(00)00101-0)
- Naturvårdsverket. (2006). Åtgärdslösningar - erfarenheter och tillgängliga metoder. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5637-9.pdf?pid=3249>
- Naturvårdsverket. (2007). Klorerade lösningsmedel. Retrieved from <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5663-8.pdf>
- Naturvårdsverket. (2009). Övervakad naturlig självrening som åtgärdsstrategi på förorenade områden. Retrieved from <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5893-7.pdf>
- Naturvårdsverket. (2009a). Att välja efterbehandlingsåtgärd. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5978-1.pdf>
- Naturvårdsverket. (2009b). Riskbedömning av förorenade områden: En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. (Rapport 5977). Naturvårdsverket Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5977-4.pdf?pid=3575>
- Naturvårdsverket. (2009c). Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning. (Rapport 5976). Naturvårdsverket Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf?pid=3574>
- Naturvårdsverket. (2013). Klassning av farligt avfall. In Naturvårdsverket (Ed.), <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/klassificering/farligt-avfall-klassificering-20130213.pdf>.
- Naturvårdsverket. (2014). Utvärdering av efterbehandling av förorenade områden. Naturvårdsverket Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6601-7.pdf?pid=10315>
- Naturvårdsverket. (2016). Bilaga 4 Handledning för beräkningsprogram. Riktvärden för förorenad mark - Rapport 5976. Retrieved from

- <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/berakning-riktvarden/bilaga-4-handledning-berakningsprogram.pdf>.
- Naturvårdsverket. (2017). Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). In Kemakta Konsult AB & Institutet för Miljömedicin & Karolinska Institut (Eds.): Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2018a). De flesta förorenade områdena är kända. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Fororenade-omraden/>
- Naturvårdsverket. (2018b). Miljömålen: Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2018 - Med fokus på statliga insatser. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6833-2.pdf?pid=22054>
- Naturvårdsverket. (2018c, 1/06/18). Förorenade områden, riktvärden för förorenad mark. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf?pid=3574>
- Naturvårdsverket. (2018d). Deponering av avfall. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Deponering-av-avfall-/>
- Naturvårdsverket. (2018e). Miljömålen, Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2018 – Med fokus på statliga insatser (6833). Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6833-2.pdf?pid=22054>
- Naturvårdsverket;. (2004). Deponering av avfall. In.
- Norrman;, J., Purucker;, T., Back;, P.-E., Engelke;, F., & Stewart, R. (2009). Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5932-3.pdf>.
- OpenStreetMap (Cartographer). (n.d.). Lidköping. Retrieved from <https://www.openstreetmap.org/#map=14/58.5088/13.1583>
- Peuke, A. R., H. (2005). Phytoremediation. 6(6), 497-501. doi:10.1038/sj.embor.7400445
- Ridsdale, D. R., & Noble, B. F. (2016). Assessing sustainable remediation frameworks using sustainability principles. J Environ Manage, 184(Pt 1), 36-44. doi:10.1016/j.jenvman.2016.09.015
- Rörstrand Museum. (n.d.). Historia -1930-tal. Retrieved from <http://rorstrand-museum.se/historia/1930-tal/>

- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., . . . Döberl, G. (2015). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of The Total Environment*, 511, 621-638. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714017604>. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.058>
- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., Brodd, P., & Grahn, L. (2009). Multikriterieanalys (MKA) för hållbar efterbehandling av förorenade områden. SADA Project. (n.d.). Spatial Analysis and Decision Assistance - Home Page. Retrieved from <https://www.sadaproject.net/index.html>
- Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). PHYTOREMEDIATION. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49(1), 643-668. Retrieved from <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>. doi:10.1146/annurev.arplant.49.1.643
- Sarkar, D., Ferguson, M., Datta, R., & Birnbaum, S. (2005). Bioremediation of petroleum hydrocarbons in contaminated soils: comparison of biosolids addition, carbon supplementation, and monitored natural attenuation. *Environmental Pollution*, 136(1), 187-195. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749105000102>. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.09.025>
- SGI. (2018a). Förorenade områden och efterbehandling. Retrieved from <https://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/fororenade-omraden/#contentfoot>
- SGI. (2018c, 2018-10-30). Riskbedömning. Retrieved from <http://www.swedgeo.se/sv/vagledning-i-arbetet/fororenade-omraden/fran-inventering-till-atgard/riskbedomning/#contentfoot>
- Sjöfartsverket. (n.d.). Sjöfartsverkets karttjänst. Retrieved from <https://geokatalog.sjofartsverket.se/kartvisarefyren/>
- SMHI. (2018, 1st November 2018). Värderingsmetoder. Lathund för klimatanpassning. Retrieved from <https://www.smhi.se/lathund-for-klimatanpassning/prioritera/hjalpmedel/varderingsmetoder-1.129491>
- Smutterberg, B. (2018). Lekland på Rörstrandsområdet? Kräver sanering. *Lidköpingsnytt*. Retrieved from <https://www.lidkopingsnytt.nu/2018/02/15/lekland-pa-rorstrandsområdet-kraver-sanering/>

- Söderqvist, T., Brinkhoff, P., Norberg, T., Rosén, L., Back, P.-E., & Norrman, J. (2015). Cost-benefit analysis as a part of sustainability assessment of remediation alternatives for contaminated land. *Journal of Environmental Management*, 157, 267-278. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147971530027X>. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.024>
- Sustainable Remediation Forum UK. (2011). Annex 1: The SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment. Retrieved from https://www.claire.co.uk/phocadownload//SuRF-UK%20Framework%20Annex%201%20-%20FINAL_web.pdf
- Swartjes, F. A. (2011). Dealing with contaminated sites: from theory towards practical application: Springer Science & Business Media.
- Swartjes, F. A., Rutgers, M., Lijzen, J. P. A., Janssen, P. J. C. M., Otte, P. F., Wintersen, A., . . . Posthuma, L. (2012). State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. *Science of The Total Environment*, 427-428, 1-10. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712003294>. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.078>
- U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. (2016). ProUCL: Statistical Support Software for Site Investigation and Evaluation. In O. o. R. a. D. U.S. Environmental Protection Agency (Ed.).
- UN General Assembly. (2015). Transforming our world : the 2030 Agenda for Sustainable Development. UN General Assembly
- Vasarevičius, A. J. S. (2010). Remediation technologies for soils contaminated with heavy metals. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/16486897.2005.9636854>.
- Volchko, Y., Norrman, J., Rosén, L., Söderqvist, T., & Franzén, F. (2016). Riskvärdering med SCORE-metoden för BT Kemi Södra området i Svalövs kommun - Fallstudierapport: Chalmers University of Technology.
- Watts Richard, J., & Teel Amy, L. (2006). Treatment of Contaminated Soils and Groundwater Using ISCO. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 10(1), 2-9. Retrieved from [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-025X\(2006\)10:1\(2\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-025X(2006)10:1(2)). doi:10.1061/(ASCE)1090-025X(2006)10:1(2)

- Åtgärdsportalen. (2018a). Schaktsanering och behandling - Fördjupad beskrivning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/ex-situ/grav-och-schaktsanering/gravoschakt-fordjupn>
- Åtgärdsportalen. (2018b). Termisk behandling ex situ - fördjupning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/ex-situ/termiskbehandling-exsitu/termiskbeh-es-fordj>
- Åtgärdsportalen. (2018c). Jordtvätt in situ - fördjupning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/jordtvatt/jordtvatt-is-fordju>
- Åtgärdsportalen. (2018d). Fytosanering - fördjupning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/fytosanering/fytosanering-fordjupn>
- Åtgärdsportalen. (2018e). Stabilisering och solidifiering - fördjupning. Retrieved from <http://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/metod-2-1/stabilis-fordjupn>
- Åtgärdsportalen. (2018f). Grundvattenpumpning och behandling - fördjupning. Retrieved from <http://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/grundvattenpumpning-och-behandling/gvpumpobeh-fordjupn>
- Åtgärdsportalen. (2018g). Biologisk behandling in situ - översikt. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/biologisk-behandling-in-situ>
- Åtgärdsportalen. (2018h). Kemisk oxidation - fördjupning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/kemisk-oxidation-in-situ-isco/kemisk-ox-fordjup>
- Åtgärdsportalen. (2018i). Kemisk reduktion - fördjupning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/kemisk-reduktion-in-situ-iscr/kemisk-red-fordj>
- Åtgärdsportalen. (2018j). Porgasextraktion - fördjupning. Retrieved from <http://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/porgasextraktion/vakuumfordjupn>

13 Bilagor

Bilaga 1. Given indata gällande provtagningar för Städet 17

Hr

Bilaga 3 Sammanställning av analysresultat

Rörstrand Städet 17 Sammanställning av analysresultat

Parameter	Provpunkt	0501	0502	0503	0504	0505	0506	0507	0508	0509	0511	0512	0512	0513	0514	0515	0516	0517	0518	0519
Alifater > C16-C35	Djup u m	1.5-2	1-2	0-0.5	2-3	0-0.5	1-1.5	1-1.4	1-1.5	1.5-2	0.5-1	1-1.8	0.2-1.3	1.3-1.4	0.8-1.4	0.1-0.7	0.3-0.8	0-1.5	0.65-1.2	0-0.8
PAH cancerogena	mg/kg TS	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200
PAH övriga	mg/kg TS	1.1	3.9	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64
Arsenik	mg/kg TS	4.4	2.7	4.4	12	12	4.4	12	4.4	12	4.4	12	4.4	12	4.4	12	4.4	12	4.4	12
Bly	mg/kg TS	200	360	360	210	360	360	210	360	360	360	360	360	360	360	360	360	360	360	360
Kadmium	mg/kg TS	0.67	0.31	0.59	0.81	0.67	0.67	0.81	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67
Kobolt	mg/kg TS	14	3.7	9.8	12	15	13	5.1	2.2	10	8	4.9	4.3	19	13	16	8.6	7.2	7.3	18
Koppar	mg/kg TS	43	46	50	27	15	31	210	21	88	15	8.3	42	60	84	41800	39	90	20	180
Krom tot	mg/kg TS	8.8	19	8.4	4.5	3.8	7.2	2.1	5.6	7.2	3.1	2.9	11	3.5	6.8	5.2	6	2.9	130	130
Kviksilver	mg/kg TS	0.19	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.086	0.071	0.065	<0.05	0.1	<0.05	<0.05
Nickel	mg/kg TS	6.5	14	19	5.8	1.7	2.3	7.3	3.1	26	2.9	5.3	3.2	21	2.6	6.1	4	4.5	2.6	25
Vanadin	mg/kg TS	11	14	35	8.9	5.8	42	4.4	10	27	8	3.1	4.4	38	3.4	12	10	9	6.5	11
Zink	mg/kg TS	360	100	99	110	150	86	110	3500	64	580	83	44	570	280	10000	190	400	73	600

Riktvärden jord - generella enligt NV4638

Markanvändning:	KM	MRM
Alifater > C16-C35	100	1000
PAH cancerogena	0.3	7
PAH övriga	20	40
Fenoler östillerbara	4	10
Cyand total	30	80
Arsenik	15	40
Bly	80	300
Kadmium	0.4	12
Kobolt	30	250
Koppar	100	200
Krom tot	120	250
Kviksilver	1	7
Nickel	35	200
Vanadin	120	200
Zink	350	700

Grundvattenprover

Parameter	Enhet	GV0501	GV0502	GV0503	GV0504	GV0505	GV0506	Alifater	Mit alifaterligt
PAH canc	microg/l	0.8	<0.20	<0.1	<0.1	<0.30	1.6	0.6-2	>2
PAH övriga	microg/l	3.6	<0.30	<0.1	<0.1	<0.50	8.6	30-100	>100
Oljelindex	mg/l	0.29	<0.1	<0.1	<0.1	<0.25	0.34	0.3-1	>1
Alif C16-C35	mg/l	0.0021	<0.01	<0.01	<0.01	<0.002	0.00046	0.15-0.5	>0.5
Arsenik	mg/l	0.0042	0.076	0.12	0.051	0.027	0.0006	0.03-0.1	>0.1
Bly	mg/l	<0.0002	0.0002	0.0002	0.0004	<0.0002	0.000083	0.015-0.050	>0.050
Kadmium	mg/l	<0.0001	<0.0001	<0.0001	1	<0.0001	<0.0001	0.003-0.010	>0.010
Kviksilver	mg/l	<0.002	0.0026	0.0065	0.0059	0.0033	0.011	0.15-0.5	>0.5
Koppar	mg/l	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.15-0.5	>0.5
Krom tot	mg/l	<0.002	0.027	0.0037	0.01	0.016	0.018	0.15-0.5	>0.5
Nickel	mg/l	<0.01	0.71	0.11	0.19	0.62	0.13		
Zink	mg/l	<0.01	0.71	0.11	0.19	0.62	0.13		

Metallanalys har utförts på filtrerade prover

Jämförelsevärden hämtade från rapport NV4918

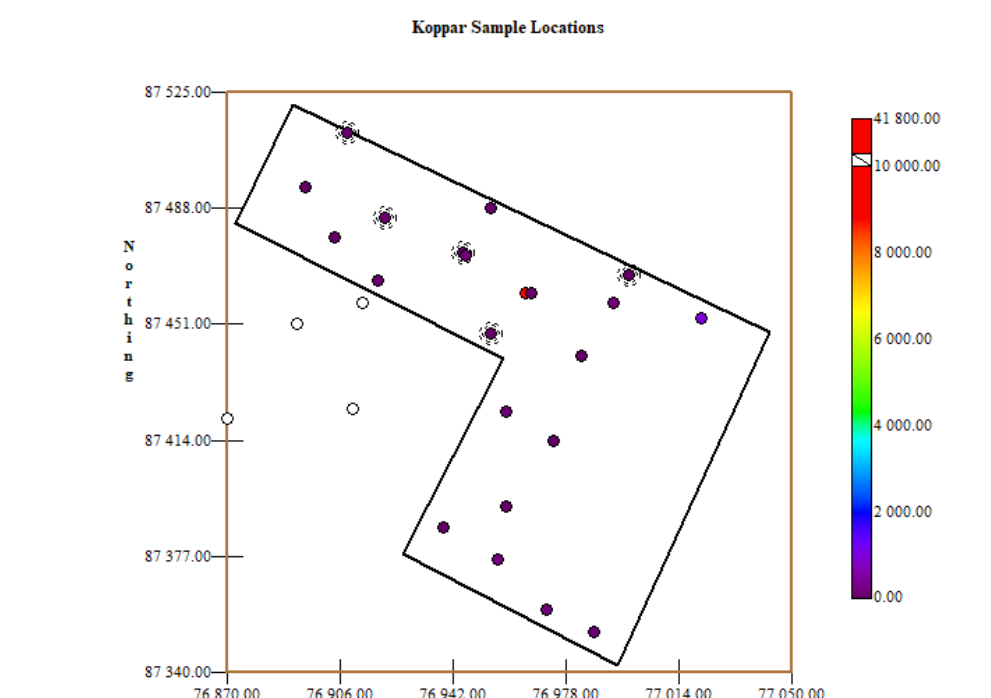
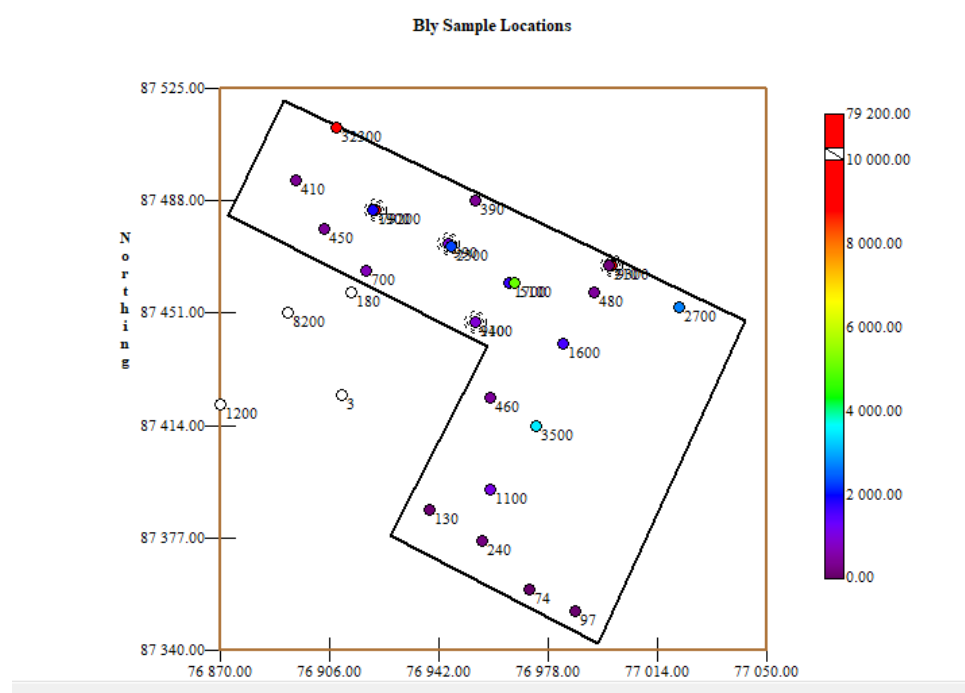
GV0505 har även undersökts med ett brett screeningpaket (Enviroscreen). Inga förhöjda halter har påträffats, se **bilaga 4**.

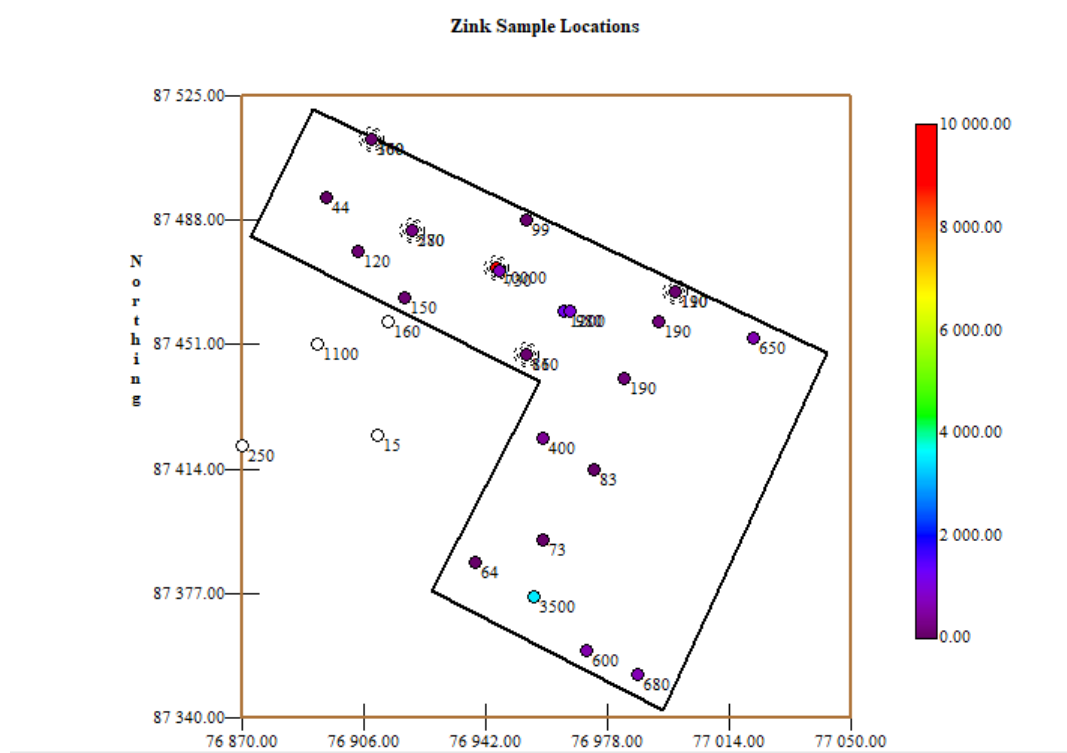
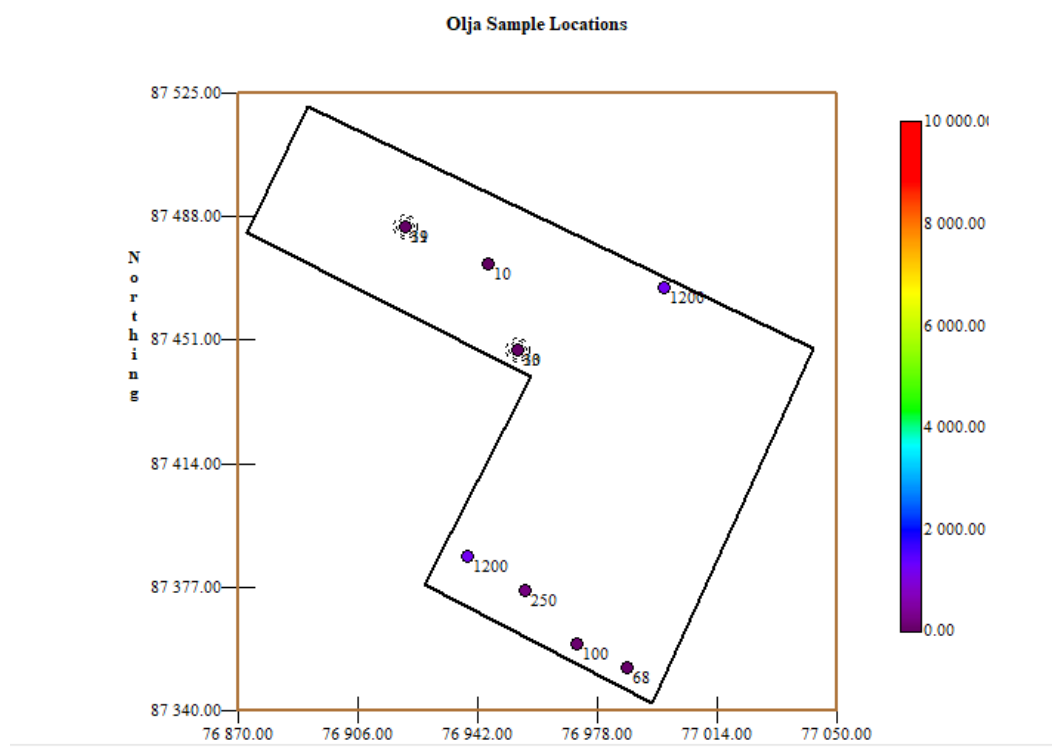
Cyand (total) analyserades i 0513. Ingen cyand påträffades.

Blad1 2006-01-27

P:\131411310650 Rörstrand Städet 17\10_ARBETSMTRL_DOK\Analys\Sammanställning.xls 1(0) S

Bilaga 2. SADA





Bilaga 3. Uppskattningar av omgivande vattenområde.

2019-05-13

Google Maps



Uppskattning av sjöns volym för inmatning i transportmodellen



Mät avstånd

Total yta: 903 816,74 m² (9 728 602,40 ft²)

Sträcka totalt: 5,26 km (3,27 miles)

Bilaga 4. Konceptuella modellen.

Underlag för konceptuell modell

Naturvårdsverket, version 2.0.1

I detta blad kan ett underlag till en konceptuell förorenings- och spridningsmodell utarbetas för ett objekt. Vägledning finns i Naturvårdsverkets rapport **Riskbedömning av förorenade områden** (rapport 5977), se www.naturvardsverket.se/ebh. Avsikten är att initialt göra en kvalitativ bedömning av vilka föroreningskällor, frigörelsemekanismer, spridningsvägar, möjliga exponeringsvägar och skyddsobjekt som är aktuella i projektet.

Notera att kryssmarkeringar i detta blad inte har någon som helst påverkan på beräkningarna i programmet.

Eget scenario: **Städet 17**
Generellt scenario: **MKM**

Föroreningskällor	Frigörelse-/ spridningsmekanismer	Exponeringsvägar	Skyddsobjekt		
Ytlig markförorening ☐ Djupt liggande markförorening ☐ Markförorening under grundvattenyta ☐ Förorening i grundvatten ☐ Förorening i sediment ☐ Förorening som fri fas ☐ Förorening finns i/omkring: -Lagringstankar ☐ -Rörledningar ☐ -Avfall/deponi ☐ -Ledningsgravar ☐ -Övrigt ☐ Pågående verksamhet Industrier ☐ Centrumverksamhet ☐ Övrigt ☐	Utlakning till grundvatten och ytvatten ☐ Spridning via grundvatten ☐ Spridning via ytvatten ☐ Förångning ☐ Vinderosion ☐ Vattenerosion, ras och skred ☐ Frifassspridning ☐ Upptag i växter ☐ Övrigt utlakning möjlig men låg mobilitet på föroreningarna ☐	Hudkontakt jord ☐ Intag av jord ☐ Inandning damm ☐ Inandning av ånga från jord ☐ Intag av dricks-vatten ☐ Intag av frukt, bär, svamp, rot- & grönsaker ☐ Intag av fisk ☐ Bevattnings ☐ Intag av mjölk, kött och ägg ☐ Hudkontakt med ytvatten och sediment ☐ Övrigt ☐	Människor Boende på platsen: -Vuxna ☐ -Barn ☐ Regelbundet verksam på platsen: -Vuxna ☐ -Barn ☐ Besökande: -Vuxna ☐ -Barn ☐ Närboende: -Vuxna ☐ -Barn ☐ Övrigt ☐	Miljö Mark-ekosystem ☐ Grundvattenberoende ekosystem ☐ Ytvatten-ekosystem ☐ Sediment-ekosystem ☐ Ekosystem ovan jord ☐ Övrigt ☐	Naturresurser Grundvatten ☐ Ytvatten ☐ Övrigt ☐

Bilaga 5. Uttagsrapport

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**

Städet 17

Beskrivning

Eget scenario för mindre känslig markanvändning för fastigheten Städet 17, Västra Hamnen, Lidköping.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Allfat >C16-C35	1 000	Skydd av markmiljö	
PAH-L	15	Skydd av markmiljö	
PAH-H	10	Skydd av markmiljö	
Arsenik	25	Inlag av jord	
Bly	400	Skydd av markmiljö	
Kadmium	6.0	Skydd av ytvatten	
Koppar	200	Skydd av markmiljö	
Kobolt	35	Skydd av markmiljö	
Krom tot	150	Skydd av markmiljö	
Kvikksilver	1.0	Skydd av ytvatten	
Nickel	120	Skydd av markmiljö	
Vanadin	200	Skydd av markmiljö	
Zink	500	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario
---------------------------------	---------------	--------------------

	Städet 17	MKM		
Langd på förenat område	118	50	m	Kommentar saknas!
Bredd på förenat område	118	50	m	Kommentar saknas!
Sjöns volym	2167000	1000000	m³	Kommentar saknas!
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Kommentar saknas!

Awikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde
------------------------------	------------	---------------

Inga avvikelser i modellparametrar.

Egendefinierade ämnen

Bilaga 6. Platsbesök

Bilder från platsbesök:

