

EXPLOATERINGSKONTORET

MILJÖ- OCH HÄLSORISKBEDÖMNING

RIDDERSVIK DEL 2, STOCKHOLMS STAD

2019-12-19



wsp

MILJÖ- OCH HÄLSORISKBEDÖMNING

Riddersvik Del 2, Stockholms stad

KUND

Stockholm Stad, Exploateringskontoret

KONSULT

WSP Environmental Sverige

121 88 Stockholm-Globen

Besök: Arenavägen 7

Tel: +46 10 7225000

WSP Sverige AB

Org nr: 556057-4880

Styrelsens säte: Stockholm

<http://www.wspgroup.se>

KONTAKTPERSONER

WSP Sverige AB

Ann Helén Österås, Specialist riskbedömning

010-722 81 54, ann-helen.osteras@wsp.com

WSP Sverige AB

Lukas Mustajärvi, Handläggare

010-721 00 89, lukas.mustajarvi@wsp.com

UPPDRAGSNAMN

Riddersvik, fortsatt arbete -
undersökningar

UPPDRAGSNUMMER

10274416

FÖRFATTARE

Ann Helén Österås, Lukas Mustajärvi

DATUM

2019-12-19

ÄNDRINGSDATUM

GRANSKAD AV

Jenny Forsberg, Johan Larell

GODKÄND AV

Johan Larell

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	5
1 INLEDNING	7
1.1 UPPDRAG OCH SYFTE	7
1.2 ORGANISATION	7
1.3 BEGRÄNSNINGAR	7
2 OMRÅDESBESKRIVNING	8
2.1 LOKALISERING	8
2.2 GEOLOGISKA OCH HYDROGEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	9
2.3 RECIPIENTER OCH SKYDDSOMRÅDEN	11
3 VERKSAMHETSBEKRIVNING	12
3.1 TIDIGARE OCH NUVARANDE MARKANVÄNDNING	12
3.2 PLANERAD MARKANVÄNDNING	12
4 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	14
5 FÖRORENINGSSITUATION OCH EGENSKAPSOMRÅDEN	15
6 PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL	19
6.1 FÖRORENINGSKÄLLOR OCH AKTUELLA FÖRORENINGARS EGENSKAPER	19
6.2 SPRIDNINGS- OCH TRANSPORTVÄGAR	20
6.3 EXPONERINGSVÄGAR (HÄLSA)	20
6.4 SKYDDSOBJEKT	20
6.5 KONCEPTUELL MODELL	21
7 EXPONERINGSANALYS	22
7.1 HALTER JORD	22
7.2 ORAL BIOTILLGÄNGLIGHET AV BLY OCH KVICKSILVER	24
7.3 LÖSLIGHET AV METALLER I JORD	26
8 EFFEKTANALYS	28
8.1 ANTAGANDEN PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN	28
8.2 EFFEKTNIVÅER	31
8.3 SAMMANVÄGDA PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN OCH STYRANDE SKYDDSOBJEKT	32
8.4 RIKTVÄRDEN FÖR KORTTIDSRISKER OCH AKUTA HÄLSORISKER	33
9 RISKKARAKTERISERING	34
9.1 HÄLSORISKER	34
9.2 RISKER MARKMILJÖ	38
9.3 OMGIVNINGSPÅVERKAN YTVATTEN	39

9.4 OSÄKERHETER	40
10 BEHOV AV RISKREDUKTION	41
11 SLUTSATSER	42
12 FORTSATT ARBETE	43
13 REFERENSER	44

BILAGOR

Bilaga 1	Utvärdering av halter (boxplottar)
Bilaga 2	Analysprotokoll humant oraltest
Bilaga 3	Analysprotokoll lakteter
Bilaga 4	Utvärdering lakteter och Kd-värden
Bilaga 5	Uttagsrapporter platsspecifika riktvärden NVs beräkningsverktyg
Bilaga 6	Utdrag riktvärden NVs beräkningsverktyg
Bilaga 7	Jämförelse mellan representativa halter och platsspecifika riktvärden

SAMMANFATTNING

WSP har på uppdrag av exploateringskontoret, Stockholms stad tagit fram platsspecifika riktvärden (PSRV) för jord för bostadsmark och grönområden inom del 2 av planområdet Riddersvik i Hässelby Villastad samt bedömt miljö-och hälsorisker och behov av riskreduktion av den mark som undersökts.

I huvuddelen av del 2 av planområdet (planlagt för bostadsmark och parkmark) finns en diffus förorening med metaller och PAH i yttlig mullhaltig jord/fyllning (<0,5 m u my) som underlagras av naturliga jordarter, i huvudsak torrskorpelera/lera. Inom begränsad del i sydöstra delen av området intill f.d. lokstall, Bostadsmark kv 1/park, förekommer djupare fyllning (max 1,8 m) med indikation på motsvarande föroreningsgrad som i yttlig fyllning. Inom delar av området där endast yttlig jord undersökts saknas kunskap om eventuell föroreningsutbredning i profil. Baserat på jordartskarta, fältobservationer och verksamhetshistorik bedöms dock föroreningen i huvudsak vara begränsad till yttliga jordlager.

Analys av föroreningssituationen i undersökta delar av del 2 av planområdet visar att det finns två egenskapsområden inom området avseende föroreningshalter i jord/fyllning: huvuddelen av området planlagt som bostadsmark och naturmark med likvärdig föroreningsnivå, respektive en begränsad del av området, Rosenparken väst/trädkulle, där yttlig jord har något högre halter av främst metaller jämfört med huvuddelen av området varför denna del behandlas separat från övriga delen av planområdet.

För bedömning av risker med påträffade föroreningar har platsspecifika riktvärden (PSRV) tagits fram för två scenarion för planerad markanvändning, 1. Bostadsmark och 2. Grönområden samt för två jorddjupsindelningar: 0–1,0 meter under markytan (a) och 1,0 meter under markytan ner till grundvattenyta (b).

Som underlag till riktvärdena för yttlig jord har platsspecifika data avseende oral biotillgänglighet för bly och kvicksilver samt lakbarhet för metaller använts. Dessa tester visar på en lägre tillgänglighet och löslighet än vid Naturvårdsverkets generella antaganden.

För att belysa tillgängliga effektnivåer för hälsa samt påverkan på bedömning av behov av riskreduktion för bly har riktvärden beräknats både med de som nyttjas i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för riktvärden och senare tillgängliga effektnivåer (avser TDI, tolerabelt dagligt intag).

Riskbedömningen visar främst att det finns ett behov av riskreduktion inom undersökta delar av del 2 av planområdet avseende blyhalter i yttlig jord för att säkerställa en acceptabel hälsorisk på kort och lång sikt med planerad markanvändning. Styrande exponeringsväg är intag av jord. Bedömningen avseende hälsorisk på kort sikt gäller även med nuvarande markanvändning och främst inom Rosenparken väst/trädkulle. Hälsoriskerna bedöms vara dimensionerande för behov av riskreduktion/åtgärder inom området.

I föreliggande fall påverkar inte de olika använda effektnivåerna (TDI) för bly bedömt behov av riskreduktion beroende av att representativa halter redan överskrider riktvärden med den högre effektnivå som nyttjas i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg.

För att skydda människors hälsa behövs riskreducerande åtgärder som förhindrar direktkontakt med jorden. Direktkontakt med jord kan förhindras genom övertäckning alternativt genom att jorden skiftas ut. Eftersom jorden med förhöjda halter i huvudsak ligger ytligt antas att en betydande andel av jorden oavsett föroreningsgrad kommer hanteras i planerad exploatering, inom alla delytor som ska bebyggas.

I huvudsak bedöms halter i området inte utgöra en begräsning för markmiljön och inte föranleda något extra behov av riskreduktion utöver identifierat behov för skydd av människors hälsa. Spridning av förorening till recipienten Mälaren-Görväln bedöms vara begränsad och inte utgöra en miljörisk.

Osäkerheter som identifierats i riskbedömningen bedöms inte påverka den huvudsakliga slutsatsen om behov av riskreduktion avseende skydd av människors hälsa i området.

1 INLEDNING

1.1 UPPDRAG OCH SYFTE

Stockholm Stad avser att upprätta en detaljplan inom planområdet Riddersvik i Hässelby Villastad. Förslaget omfattar i sin helhet cirka 600 bostäder, ett vård- och omsorgsboende med 58 platser, sex serviceanläggningar och en förskola med åtta avdelningar (Stadsbyggnadskontoret, 2018). Visionen för området är en "Trädgårdsstad" med gröna gårdar och odlingsmöjligheter. Under 2019 har detaljplanen justerats något avseende bl.a. områdesgräns i nordväst och placering av förskola, vilket inarbetats i nu reviderad rapport.

WSP har på uppdrag av Exploateringskontoret Stockholms stad, tagit fram platsspecifika riktvärden (PSRV) för jord för bostadsmark och grönområden inom del 2 av planområdet samt bedömt miljö- och hälsorisker och behov av riskreduktion av den mark som undersökts.

Miljötekniska markundersökningar som utförts inom planområdet visar halter av metaller och PAH i främst yttlig jord som överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (Tyréns 2002, Sycon 2002, WSP 2014 och WSP 2018).

Under 2018 och 2019 har provtagningen inom planområdet utökats i syfte att karakterisera föroreningsituationen bättre avseende förekommande föroreningar, halter och utbredning samt förorenings löslighet och biotillgänglighet. Utförd provtagning och resultatet från totalhalter och avfallsklassning redovisas i rapport Miljöteknisk markundersökning, utökad provtagning, Riddersvik, Hässelby, Stockholms Stad, WSP 2019a samt Miljöteknisk markundersökning, utökad provtagning grönytor, Riddersvik del 1 och del 2, Hässelby, Stockholms Stad, WSP 2019b.

Syftet med detta uppdrag är att ta fram platsspecifika riktvärden för omättad jord (jord ovan grundvattenytan) för del 2 av planområdet för bostadsmark, parkmark och naturmark. Riktvärdena ska användas av staden och kommande byggherrar som underlag för bedömning av behov av riskreduktion och för framtagande av mätbara åtgärdsåtgärder.

Syftet med detta uppdrag är även att utvärdera behov av riskreduktion inom de delar av del 2 av planområdet som undersökts.

1.2 ORGANISATION

Uppdraget har genomförts av följande organisation på WSP:

- Johan Larell - uppdragsledare
- Ann Helén Österås - specialist riskbedömning
- Lukas Mustajärvi - handläggare riskbedömning
- Jenny Forsberg - kvalitetsgranskare

Beställarens representant har varit Johan Olsve och Marie Arnér.

1.3 BEGRÄNSNINGAR

WSP har sammanställt rapporten för Exploateringskontoret, Stockholms Stad. Bedömningarna i rapporten baseras på det underlag som fanns tillgängligt under uppdragstiden. WSP tar inte på sig ansvar för konsekvenser om rapporten används för andra ändamål än den ursprungligen var avsedd för.

Det finns delar av planområdet som inte är undersökt ännu t.ex. området norr om Lövstavägen samt område för planerad dagvattenpark. Dessa områden ingår inte i denna riskbedömning.

2 OMRÅDESBESKRIVNING

2.1 LOKALISERING

Planområdet ligger i Stockholm i stadsdelen Hässelby villastad (Figur 1) och innefattar bl.a. Riddersviks gård med stadens f.d. trädskola och en stor parkanläggning (Figur 2). Planområdet omfattar delar av fastigheterna Hässelby Villastad 36:1 och 28:1 som ägs av Stockholms Stad (Stadsbyggnadskontoret, 2018).

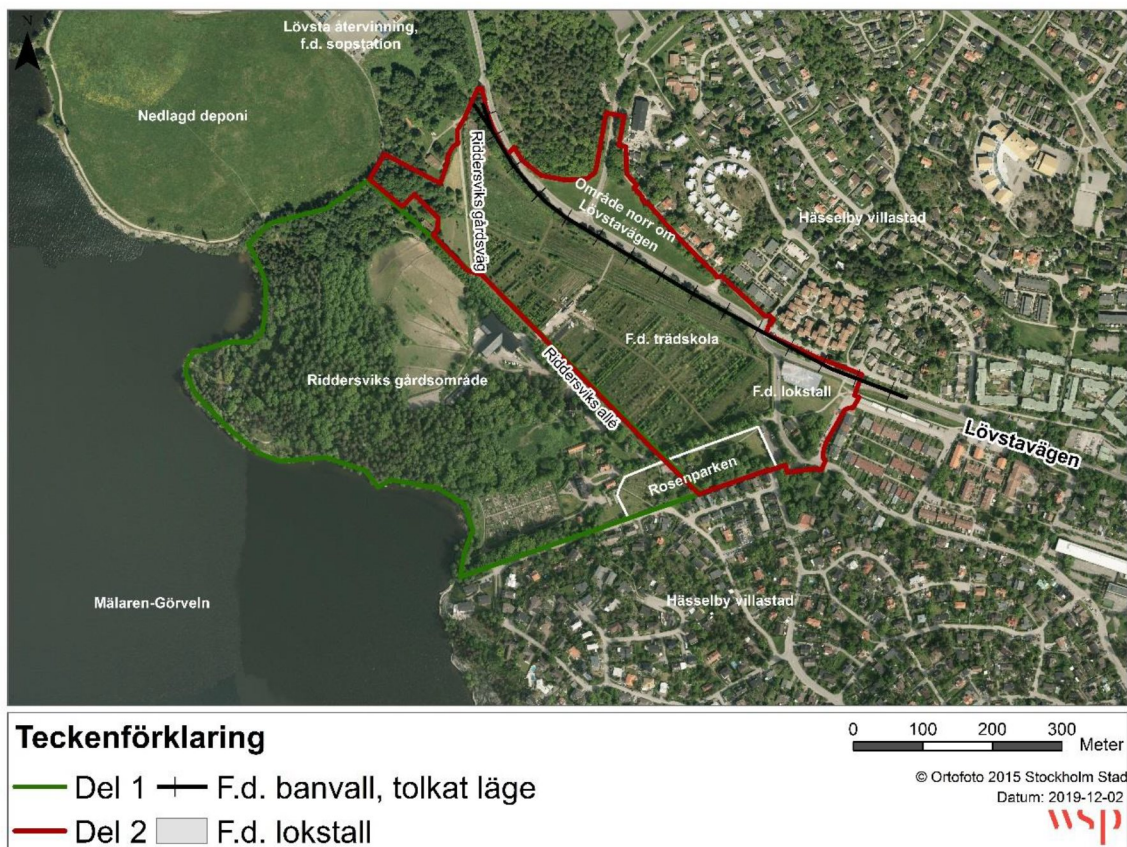


Figur 1. Orienteringskarta. Rektangel visar ungefärligt läge för Riddersviks planområde i Stockholm. Källa: ESRI.

Planområdet delas in i två delar där del 1 i huvudsak innefattar kulturmiljön med Riddersviks gårdsanläggning med parkanläggning och del 2 i huvudsak innefattar planerat område för den nya bebyggelsen (Figur 2). Totalt utgör området ca 450 000 kvm.

Parkanläggningen inom del 1 av planområdet angränsar i sydväst direkt till Mälaren-Görväln, i nordväst till en nedlagd deponi, i söder till Hässelby villastad och i nordost till Riddersviks allé och del 2 av planområdet.

Del 2 av planområdet angränsar i nordöst mot Hässelby villastad, sydöst mot en privat fastighet där ett f.d. lokstall ingår, i nordväst mot Lövsta återvinning (f.d. sopstation) och i sydväst mot Riddersviks allé samt därefter Riddersviks gårdssområde inom del 1 av planområdet. Den privata fastigheten, där ett f.d. lokstall ingår, omfattas inte av planområdet.



Figur 2. Planområdets delar inom Riddersvik samt nuvarande och tidigare verksamheter inom och angränsande till planområdet. I sydöstra delen ligger en privat fastighet (skuggad grå polygon) med ett f.d. lokstall som inte ingår i planområdet. Parallellt med Lövstavägen fanns tidigare banvall och järnvägsspår och läget har tolkats från historisk flygbild. Rosenparkens ungefärliga läge visas med vit linje.

2.2 GEOLOGISKA OCH HYDROGEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

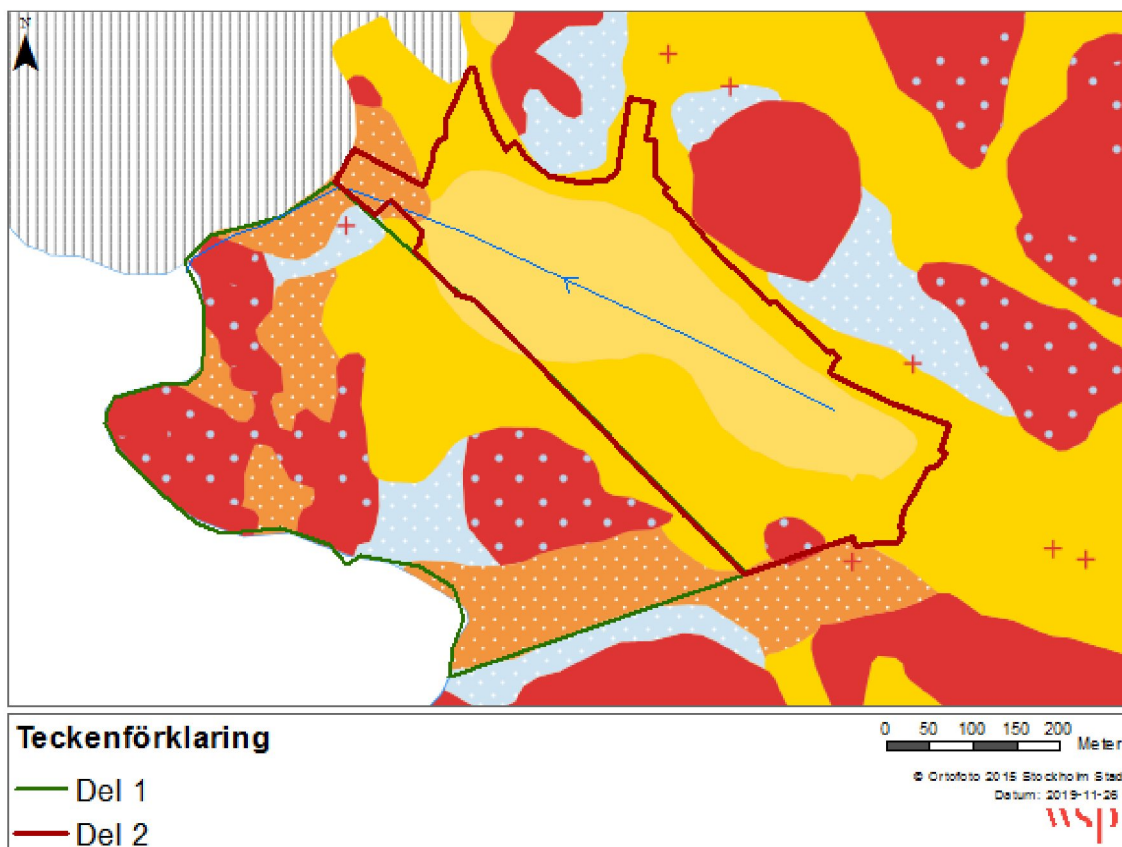
Enligt Sveriges Geologiska undersöknings (SGU) jordartskarta består naturliga jordarter i större delen av del 2 av planområdet av glacial- och postglacial lera (Figur 3). Nordvästra delen av del 2 av planområdet angränsar till utfyllt område vid Lövsta f.d. sopstation och till del inom postglacial sand. I södra delen av del 2 av planområdet finns ett mindre område med morän

ovan berg. I del 1 av planområdet varierar naturliga jordarter mer mellan olika områden och består av lera, sand och morän.

Undersökningarna i del 2 av planområdet påvisar i huvudsak ett tunt lager (<0,5 m) grusig sandig fyllning med inslag av mull överlagrandes torrskorpelera/lera. I sydöstra delen, intill f.d. lokstallet (Figur 2), påträffas fyllnadsmassor med större mäktighet (max 1,8 m), vilket inte är markerat i SGUs jordartskarta. Fyllnadsmassor innehållande avvikande material (t.ex. tegel, glas, keramik och plast) påträffas i olika omfattning över hela undersökningsområdet. Dessa utfyllnader finns inte heller markerade i SGUs jordartskarta.

Del 2 av planområdet är generellt flackt. Grundvattennivån har påträffats mellan 1,2–2,3 m u my (Atkins, 2018). Tidigare utredningar inom del 2 av planområdet har bedömt att grundvattnet flödar västerut mot Mälaren-Görväln (Tyréns 2002, Sycon 2002 samt WSP 2014 och 2018). Genom f.d. trädskolan går ett öppet dike i öst-västlig riktning som avvattnar aktuellt område (Figur 3). Diket mynnar i Mälaren-Görväln.

Hydrogeologisk utredning för det utfyllda området vid Lövsta visar att grundvattnet strömmar mot Mälaren utan att passera Riddersviks planområde (Sweco, 2019).



Figur 3 SGU:s jordartskarta. Gult illustrerar glacial- och postglacial lera, grå streckning illustrerar fyllnadsmassor, rött med ljusblå prickar illustrerar morän ovanpå berg, orange med vita prickar illustrerar postglacial sand och ljusblått illustrerar sandig morän (SGU, 2018). Del 1 och Del 2 av planområdet markerad med grön respektive röd polygon. Aktuellt dike som går genom f.d. trädskolan i del 2 av planområdet och längs med nordvästra kanten av del 1 av planområdet markerat med blå linje.

2.3 RECIPIENTER OCH SKYDDSOMRÅDEN

Planområdet är beläget inom avrinningsområdet för ytvattenförekomsten Mälaren-Görvåln (SE659044-160864) och ingår i sekundär skyddszon för Östra Mälarens vattenskyddsområde. Del 1 av planområdet ligger även till del inom primär skyddszon för Östra Mälarens vattenskyddsområde (50 m in från strandzonen). För vattenskyddsområdet finns särskilda skyddsföreskrifter som reglerar bland annat hantering av spillvatten, dagvatten och mark- och anläggningsarbeten.

Mälaren-Görvåln är klassad till god ekologisk status och uppnår ej god kemisk status (Vatteninformationssystem Sverige (VISS), 2019-05-23). Ämnen som inte uppnår god kemisk status i vattenförekomsten är de allmänt överskridande ämnena som överskrider i alla Sveriges vattenförekomster: kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) samt nickel, antracen, kadmium, bly och tributyltenn. Halter av föroreningar i sediment i Mälaren-Görvåln har undersökts i två studier vid utredning av påverkan från det gamla deponiområdet vid Lövsta (VISS, 2019-05-23). Närmast i anslutning till Lövsta har höga halter av bly, kadmium, antracen och PAH:er uppmätts i sedimenten.

Det finns ingen registrerad grundvattenförekomst inom planområdet (VISS, 2019-05-23). Det finns inte heller någon registrerad dricksvattenbrunn inom området, men inom del 1 av planområdet finns en brunn med registrerat totaldjup 34 m och okänd användning inom ett koloniområde (SGUs brunnarsarkiv, 2019-05-23). Denna brunn bedöms utifrån tidigare bedömd grundvattenströmning och topografi i området inte ligga i strömningsriktningen från markytor inom del 2 av planområdet.

Det finns inte några enligt miljöbalken skyddsvärda naturområden inom eller i direkt anslutning till undersökningsområdet (VISS, information hämtad 2018-10-09). I samrådsunderlaget framgår från den naturvärdesinventering som gjorts inom området att planområdet ingår i den regionala grönstrukturen och i Görvålnkilen samt att planområdet till stora delar har mycket höga naturvärden (Stadsbyggnadskontoret, 2018). Närmaste skyddsvärda natur är naturreservatet Görvåln som ligger ca 1 km norr om planområdet (<http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>, information hämtad 2018-05-02).

3 VERKSAMHETSBESKRIVNING

I detta kapitel redovisas tidigare, nuvarande och planerad markanvändning för del 2 av planområdet.

3.1 TIDIGARE OCH NUVARANDE MARKANVÄNDNING

Huvuddelen av del 2 av planområdet är f.d. trädskolan, ca 9 hektar, som var Stockholms stads trädplantkola mellan 1979 och 2009. Trädskolan låg mellan Lövestavägen i norr och Riddersviks allé i söder och står oanvänd idag (Figur 2). Före 1979 brukades marken för lantbruk sedan flera århundraden tillbaka i tiden. Inom trädskolans verksamhet ska ogräsbekämpningsmedel innehållande glyfosat har använts i odlingen, samt även bekämpningsmedel innehållande dikvat (Tyréns, 2002).

Övriga delen av del 2 av planområdet utgörs av allmänna grönytor och parkmark (Figur 2). I den nordöstra delen har tidigare varit banvall för järnväg. Järnvägen användes för transport av avfall till Lövesta sopstation nordväst om planområdet och gick längs Lövestavägen i norra delen av planområdet. Järnvägen var i drift mellan 1889 och 1970.

På f.d. Lövesta sopstation (idag återvinningscentral och nedlagd deponi) skedde från 1890-talet hantering och avfallsförbränning av sopor från Stockholm. Förbränning av sopor och annat avfall pågick fram till 1986. Stora ytor har blivit utfyllt genom åren.

Planområdets östra del gränsar till en privat fastighet där det f.d. lokstallet ingår. Lokstallet användes för ånglok som ingick i driften av tåglinjen till Lövesta sopstation, men slutade användas redan 1934. Från 1950-talet till 1992 användes ytorna av trafikkontoret för stadens verksamhet med väghållning och renhållning. Från cirka 1992 fram till idag har området använts till bilverkstad.

I övrigt har det funnits plantskolor på flera platser runt Riddersvik.

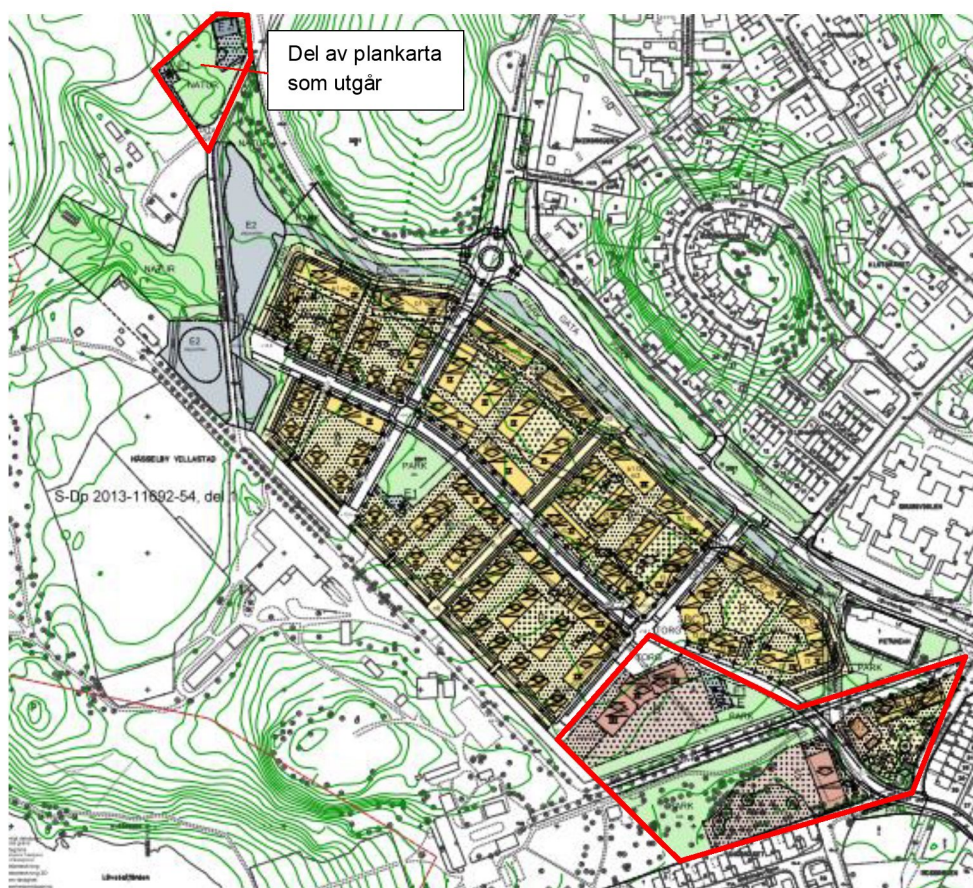
3.2 PLANERAD MARKANVÄNDNING

Del 2 av planområdet innefattar i huvudsak den nya bebyggelsen, se Figur 4 för planskiss 2018 och Figur 5 för revideringar av plan under 2019. Planerad markanvändning är bostäder, ett vård- och omsorgsboende samt en förskola. Planerat vård- och omsorgsboende samt förskola är placerad i sydöstra delen av området.

Den nya bebyggelsen bygger på en vision om Riddersvik som en samtida trädgårdsstad, vilket innebär bl.a. förgårdar med planterbar mark i söderläge, integrerade dagvattenlösningar och odlingsmöjligheter på bostadsgårdar (Stadsbyggnadskontoret, 2018).

Planförslaget innebär att diket genom f.d. trädskolan flyttas till nytt läge längs med Lövestavägen för ledning av dagvatten från området till en dagvattenpark i västra delen av området (Stadsbyggnadskontoret, 2018). Målet är att huvudparten av vattnet ska fördröjas och renas innan det når dräneringsledningar som leder ut det renade vattnet till befintligt dike som mynnar i Mälaren.

Utgångspunkten för kompletterande undersökningar 2018 var planförslaget från 2018 (WSP, 2019a). Under 2019 har planförslaget ändrats något bl.a. har områdesgränsen i nordväst justerats och läge för förskola ändrats (Figur 4 och Figur 5).



Figur 4. Utdrag från planskiss över del 2 av Riddersvik från samrådsunderlag 2018 (Källa planskiss: S-Dp 2013-11692-54) som var utgångspunkten för den kompletterande provtagningen som utfördes 2018. Inom del 2 av planområdet representerar gult bostäder, rosa vårdboende och förskola, grönt park- och naturmark och grått dike och dagvattendammar samt tekniska anläggningar. Med röda polygoner markeras några av de ändringar som gjorts i planskissen under 2019. I Figur 5 visas i detalj planerade ändringar i södra delen av planområdet.



Figur 5. Utdrag från reviderad planskiss över södra delen av del 2 av planområdet Riddersvik. Den justerade planskissen visar bl.a. att läge för förskola flyttats från Rosenparken som istället återtas som parkmark.

4 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

De övergripande åtgärdsmålen ska i första hand visa vilken användning området kommer att vara avsett för samt vilken påverkan som kan accepteras inom området eller i omgivningen efter utförd avhjälpandeåtgärd (Naturvårdsverket, 2009). Åtgärdsmålen bör uppmuntra till hushållning genom återanvändning och återvinning.

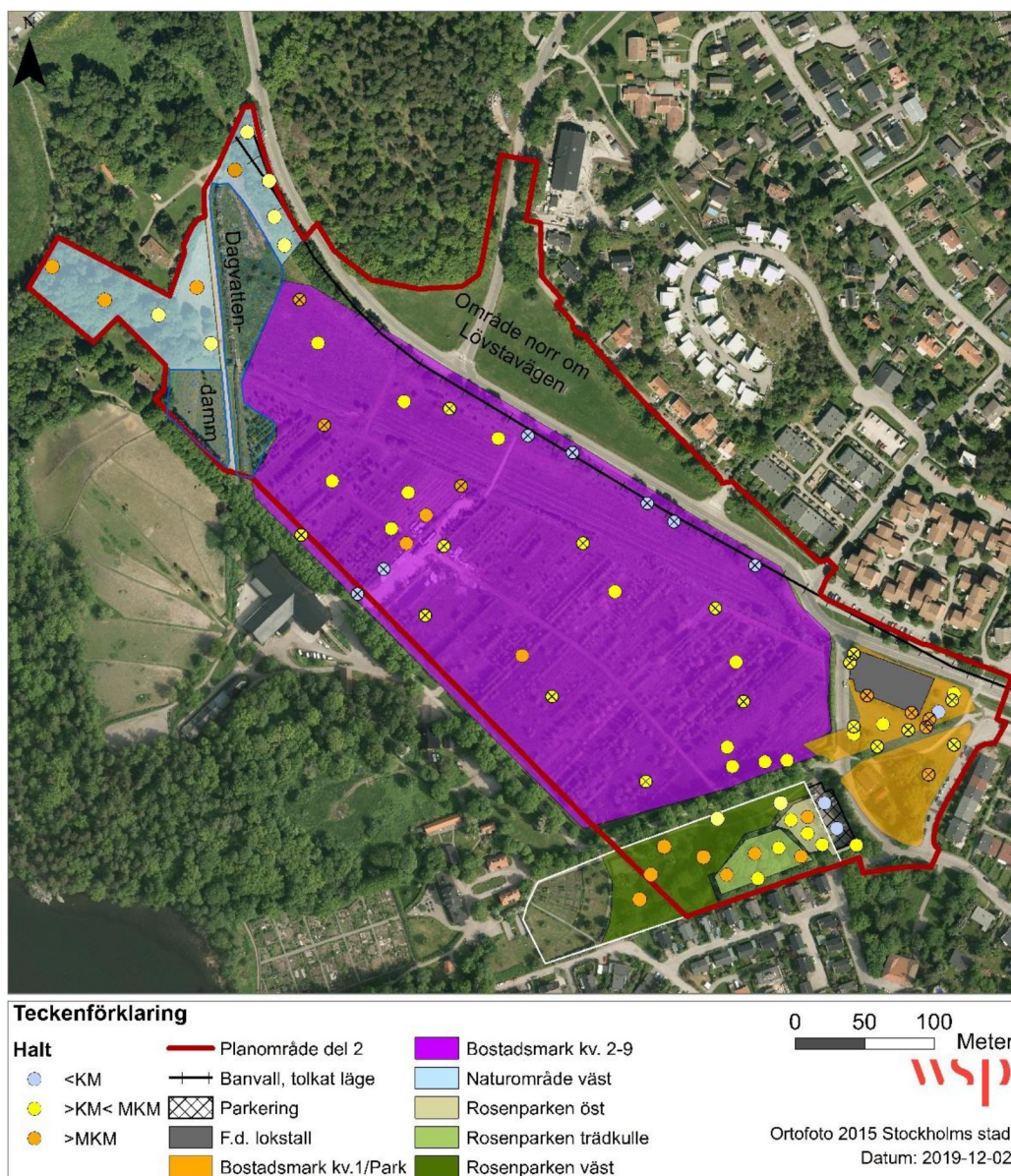
Följande övergripande åtgärds mål används som utgångspunkt för del 2 av planområdet Riddersvik vid riskbedömningen:

- Området ska kunna nyttjas för bostadsändamål, inklusive bl.a. vård- och omsorgsboende och förskola samt som park- och naturområde. Inom bostadsgårdar ska odling vara möjligt.
- Markföroreningar ska inte utgöra en hälsorisk för boende i området eller människor som tillfälligt vistas inom området nu eller i framtiden.
- Markmiljön ska skyddas utifrån de förutsättningar som behövs för att uppfylla förväntade funktioner vid den planerade markanvändningen.
- Vattenskyddsområde Östra Mälaren ska skyddas som naturresurs för dricksvatten.
- Spridning av markföroreningar från området ska inte påverka ytvattenrecipientens (Mälaren-Görväln) kemiska eller ekologiska status negativt nu eller i framtiden.
- Schakt och borttransport av förorenade massor ska begränsas om hälso- och miljörisker bedöms som acceptabla, för att gynna en hållbar utveckling avseende resurshushållning.

Åtgärds målen har stämts av med beställare och tillsynsmyndighet.

5 FÖRORENINGSSITUATION OCH EGENSKAPSSOMRÅDEN

Samtliga delar som undersökts av del 2 av planområdet samt högsta föroreningsnivå i respektive provpunkt i jord jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärden framgår av Figur 6. Av figuren framgår också den indelning i delområden som gjorts vid utvärdering av föroreningsituationen, vilken baseras på tidigare markanvändning och markförhållanden. Av Figur 6 framgår att provtätheten i området varierar, vilket beror på att förtätad provtagning främst har utförts inom de delar som fortsatt planeras ägas av staden.



Figur 6. Lokalisering och klassning av uttagna miljöprover, t.o.m. 2019 för del 2 inom planområdet Riddersvik mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för jord (KM och MKM). Provpunkter tagna innan 2018 är markerade med "X". I östra delen ligger en privat fastighet (grå polygon) med ett f.d. lokstall som inte ingår i planområdet. Provpunkter vid f.d. banvall samt parkeringsplats (skrafferad yta) avviker med avseende på låga föroreningshalter. Ungefärligt området för Rosenparken, markerad med vit linje, ses i sydvästra delen av området. Rosenparkens tre delområden visas med gröna polygoner. Området för de planerade dagvattendammarna i väster har ej undersökts, ej heller området norr om Löfstavägen där markanvändningen kommer att ändras till främst gatumiljö; se detaljplan i Figur 4.

Generellt är fyllningsmäktigheten liten ($<0,5$ m) inom del 2 av planområdet och underlagras av naturliga jordarter, i huvudsak torrskorpelera/lera. Den ytliga fyllningen har en organisk halt (TOC) i medeltal på 4 % ($n=44$), med variation från 0,3 till 14 %. Fyllnadsmassor med en större mäktighet (max 1,8 m) har påträffats inom Bostadsmark kv.1/Park intill f.d. lokstallet. Dessa fyllnadsmassor underlagras också av torrskorpelera/lera.

Avvikande material påträffas i fyllnadsmassor över hela undersökningsområdet. Exempelvis påträffas ytligt fyllnadsmassor med inslag av tegel, glas, keramik och plast inom Rosenparken väst och Rosenparken trädskulle, Bostadsmark kv.1/Park, inom Bostadsmark kv. 2-9, samt i enstaka punkter i Naturområde väst. I området för f.d. trädskolan inom Bostadsmark kv. 2-9, Bostadsmark kv.1/Park, Rosenparken väst och Rosenparken trädskullen påträffas fyllnadsmassor innehållande avvikande material i större utsträckning än t.ex. Rosenparken öst. Mäktigheten för fyllnadsmassor inom Rosenparken väst, Rosenparken trädskullen och Naturområde väst är okänd. Rosenparken trädskullen utgörs enligt SGUs jordartskarta av morän ovanpå berg (Figur 2) och troligen är jordlagren tunna (<1 m) där.

Utförda undersökningar inom del 2 av planområdet visar att det i huvuddelen av området finns en diffus förorening med metaller (barium, bly, koppar, kvicksilver och zink) och polycykliska aromatiska kolväten med hög (PAH-H) och medelhög (PAH-M) molekylvikt i ytlig mullhaltig jord/fyllning ($<0,5$ m u my). Halterna överskrider generellt Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM), se Figur 6. Inom Bostadsmark kv. 2-9 är dock halterna av PAH-M och PAH-H med några undantag $<KM$ och bariumhalterna är $<KM$ eller i nivå med KM (Bilaga 4). Inom Rosenparken väst samt Rosenparken trädskullen påträffas, utöver ovan nämnda ämne, även förhöjda halter ($>KM$) av arsenik och kadmium, vilka förekommer i lägre halter i övriga områden.

Dioxin har undersökts i enstaka prover ($n=7$) tagna inom den västra delen av Bostadsmark kv. 2-9 samt Naturområde väst och har uppmätts i halter över rapporteringsgränsen i samtliga prov och i ett prov i halt strax över KM (WSP 2019a och WSP 2019b). Då de dioxinhalter som påträffats är låga och således inte är styrande för eventuellt åtgärdsbehov inom området utvärderas det inte vidare i riskbedömningen.

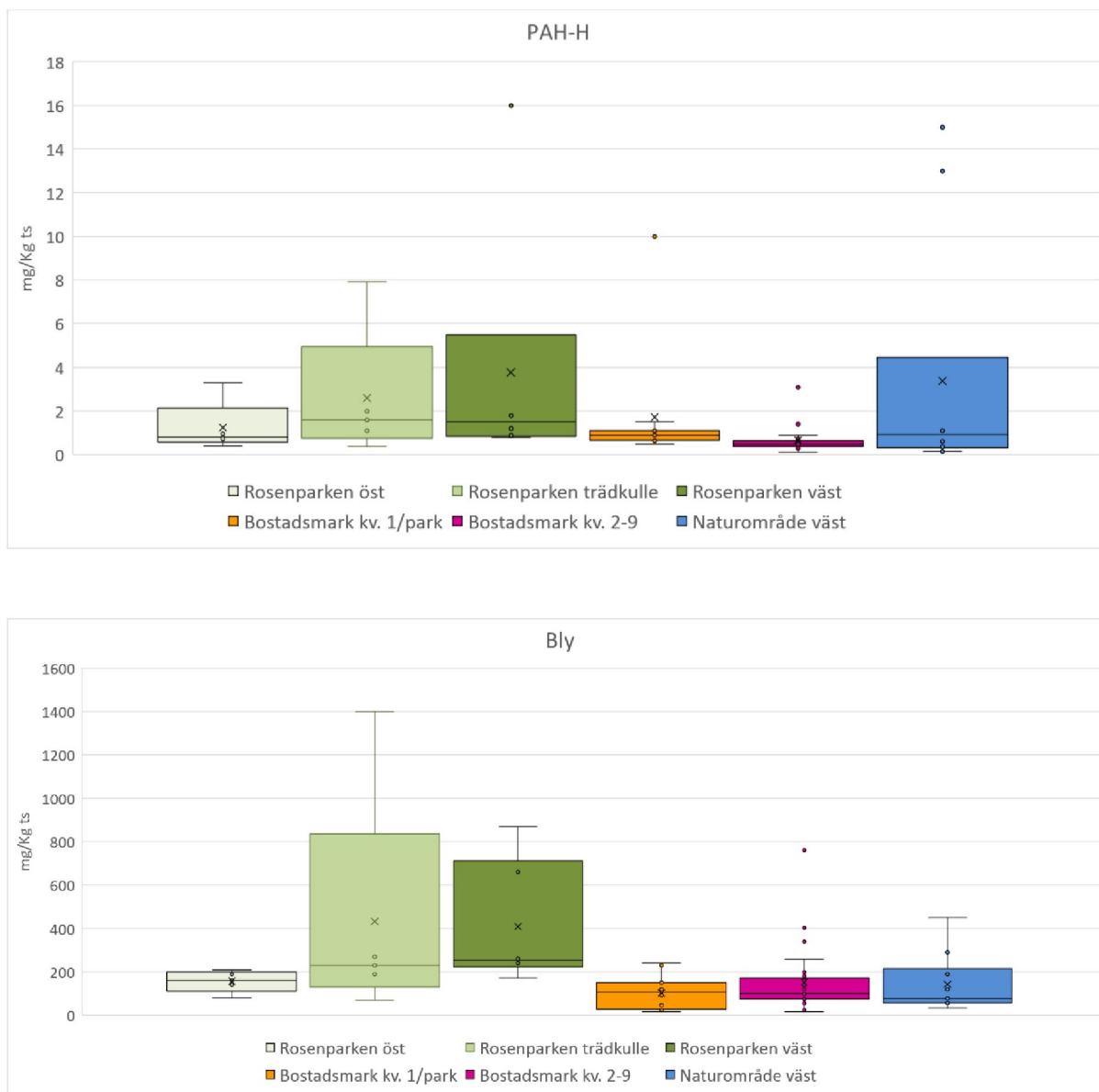
Klorerade bekämpningsmedel har analyserats i enstaka prover ($n=6$) fördelade över Naturområde väst, Rosenparken trädskullen och Rosenparken väst (WSP, 2019a och b). I de prover där spår av klorerade bekämpningsmedel påträffas är halterna väl under riktvärden för KM. Även Glyphosat inklusive nedbrytningsprodukten AMPA har tidigare analyserats i prover ($n=3$) inom Bostadsmark kv.2-9 (inom f.d. trädskolan). Endast spår av AMPA har påvisats (WSP, 2014). Då de bekämpningsmedelshalter som påträffats är låga och således inte styrande för eventuellt åtgärdsbehov inom området utvärderas bekämpningsmedel inte vidare i riskbedömningen.

I djupare fyllnadsmassor (> 1 m u my) som påträffas inom Bostadsmark kv.1/Park har förhöjda bly- och kvicksilverhalter påvisats (Tabell 10). Djupare liggande naturlig jord/lera ($> 0,5$ m) som underlagras den ytliga mullhaltiga jorden/fyllningen inom f.d. trädskolan och Rosenparken öst har i undersökta punkter visat på bakgrundshalter (WSP, 2014 och WSP 2019a). Dock är dataunderlaget litet för halter i jord $> 0,5$ m, vilket begränsar möjligheterna att med säkerhet beskriva föroreningsnivåerna för djupare jord inom undersökningsområdet.

Där marktäckningen är skiftad såsom vid den f.d. banvallen till Lövsta sopstation längs med Lövstavägen samt vid parkeringen intill Rosenparken öst, se Figur 6, är föroreningshalter låga

(<KM), varför dessa data/områden har uteslutits i fortsatt statistisk utvärdering av föroreningssituationen och egenskapsområden.

Egenskapsområden avseende förorening av metaller och PAH inom planerad bebyggelse har identifierats med totalhalter i ytlig jord (< 0,5 m), med hjälp av beskrivande statistik samt genom visualisering av data med box-plottar. Som exempel visas i Figur 7 halter av PAH-H och bly inom de olika delområdena och i Bilaga 1 redovisas även övriga metaller (arsenik, barium, kadmium, koppar, kvicksilver och zink) samt PAH-M.



Figur 7. Halter (mg/kg ts) av PAH-H och bly i ytlig jord (0–0,5 m u my) inom de olika delområdena. Boxens övre och undre gräns representerar 75- respektive 25-percentilen. Medelhalten visas med x och medianhalten med horisontellt streck "inne" i lådan. Outliers visas som en punkt ovanför eller under stapeln. Staplarna visar generellt min och maxhalter, med undantag när outliers har identifierats då visar staplarna min – och maxhalter utan outliers inkluderade (Microsoft Excel format för box-plottar, för mer info se Bilaga 1).

Den statistiska utvärderingen (Figur 7 och Bilaga 1) visar att det finns två egenskapsområden inom undersökta delar av del 2 av planområdet med avseende på, för området, höga och låga föroreningshalter i jord/fyllning:

- Bostads- och naturmark – Bostadsmark kv. 1/Park, Bostadsmark kv. 2-9 (exkl. f.d. banvallen till Lövsta sopstation), Rosenparken öst (exklusive parkeringsyta) samt Naturområde väst (Figur 6).
- Rosenparken väst/trädkulle – Rosenparken väst samt Rosenparken trädkulle (Figur 6).

För Bostads- och naturmark, som utgör huvuddelen av del 2 av planområdet ses generellt, för området, låga halter och avvikande höga halter förekommer endast i enskilda prover (Figur 7 och Bilaga 1). På grund av skillnader i provtäthet föreligger dock en viss osäkerhet i förekommande halter inom mindre frekvent provtagna delar såsom t.ex. Bostadsmark kv. 2-9. I det utfyllda området i sydöstra delen intill f.d. lokstallet inom Bostadsmark kv 1/park (Figur 6), ses inga skillnader i förekommande ämnen eller halter i jordprofilen, men dataunderlaget är begränsat från djupare fyllning vilket ger osäkerheter i bedömningen.

Inom Rosenparken väst/trädkulle förekommer samma typ av föroreningar såsom inom Bostads- och naturmark, men halterna av metaller och PAH är tydligt högre och även arsenik och kadmium förekommer som förorening (Figur 7 och Bilaga 1).

Avvikande höga PAH-H halter ($\geq$ MKM) förekommer i enstaka punkter i Bostadsmark kv. 1/Park och i Rosenparken väst, se Figur 7 och Bilaga 1. Även i två provpunkter i Naturområde väst påträffas avvikande höga PAH-H halter, båda i anslutning till Lövsta f.d. sopstation. Då avvikande höga PAH-halter påträffas i flera delar av planområdet går det från befintligt dataunderlag inte att identifiera dessa som hotspots eller peka ut fler egenskapsområden.

Väster om och i direkt anslutning till Riddersviks planområde, vid f.d. Lövsta sopstation, i området med den f.d. järnvägens fortsättning utanför planområdet, förekommer högförorenad utfyllnad med bl.a. metaller, PAH, aromatiska kolväten, dioxin och PCB (WSP, 2019a; WSP, 2019b; Sweco, 2019). Föroreningen påträffas i delar av området 0-1,5 m under markytan. Denna utfyllnad misstänks utgöras av material med ursprung från f.d. Lövsta sopstation. Punktvís har halter i samma nivåer påträffats i områden i direkt anslutning till f.d. Lövsta sopstation (WSP, 2019a; WSP, 2019b) och det kan inte uteslutas att delar av planområdet intill f.d. Lövsta sopstation samt mark väster om planområdet är mer förorenat än vad som är känt idag.

6 PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL

En översiktlig problembeskrivning och konceptuell modell har upprättats för del 2 av planområdet utifrån de platsspecifika förutsättningarna och föroreningssituationen för att beskriva hur föroreningar kan spridas och påverka olika skyddsobjekt. I problembeskrivningen beskrivs kortfattat föroreningskällan, skyddsobjekt och potentiella spridnings- och exponeringsvägar. Detta sammanfattas i en konceptuell modell (Tabell 1).

6.1 FÖRORENINGSKÄLLOR OCH AKTUELLA FÖRORENINGARS EGENSKAPER

Föroreningskällor i jord inom huvuddelen av del 2 av planområdet bedöms främst vara orsakade av tidigare verksamheter och luftdeposition från f.d. Lövsta sopstation. Fyllnadsmassor innehållande avvikande material påträffas ställvis över del 2 av planområdet. I området för f.d. trädskolan inom Bostadsmark kv. 2-9, Bostadsmark kv.1/Park, Rosenparken väst och Rosenparken trädkullen påträffas fyllnadsmassor innehållande avvikande material i majoriteten av provpunkterna.

Föroreningar har i huvudsak påträffats i fyllning i omättad zon med en TOC-halt i medeltal på 4 %. Generellt är fyllningsmaktigheterna små i området (< 0,5 m), med undantag av det utfyllda området i sydöstra delen av området där fyllningsmaktigheterna är större (max 1,8 m). Den ytliga fyllningen inom området består i huvudsak av grusig sand med inslag av mull och fyllningen underlagras i huvudsak av torrskorpelera/lera.

Föroreningar utgörs av metaller (bly, barium, kvicksilver, koppar och zink) samt PAH-H och PAH-M. Inom Rosenparken väst/trädkulle har även kadmium och arsenik påträffats i förhöjda halter.

Två egenskapsområden avseende föroreningssituationen i yttlig jord (> 0,5 m) har identifierats (kapitel 5), där Rosenparken väst/trädkulle skiljer ut sig mot övriga undersökta delar med högre föroreningshalter.

Förekommande föroreningar har miljö- och hälsofarliga egenskaper, med tonvikt på hälsofarliga egenskaper för PAH, arsenik, bly, kadmium och kvicksilver samt miljöfarliga egenskaper för barium, koppar och zink.

PAH, arsenik, bly, kadmium och kvicksilver är klassade som cancerogena, mutagena och reproduktionstoxiska ämnen med miljöfarliga långtidseffekter (<https://www.kemi.se/prio-start>). Barium, koppar och zink är miljöfarliga ämnen med långtidseffekter.

Metaller som bly, koppar och zink binder in till både organiskt material och metalloxider i marken. PAH med hög och medelhög molekylvikt har generellt låg vattenlöslighet och är hydrofoba och adsorberas därför hårt till naturligt organiskt material.

Kvicksilver och PAH är halvflyktiga och kan därmed avgå i gasfas.

6.2 SPRIDNINGS- OCH TRANSPORTVÄGAR

Idag är stora delar av del 2 av Riddersviks planområde öppet, utan hårdgjorda ytor, vilket troligen innebär att större delen av nederbörden som inte avgår via avdunstning och växtupptag infiltrerar marken och bildar markvatten. Då de naturliga jordarterna i området i huvudsak består av postglacial och glacial lera kommer markvattnet i första hand leta sig till lågpunkter såsom diket som dränerar området samt bilda grundvatten där jorden är mer genomsläpplig. En del markvatten kommer även infiltrera leran och bilda grundvatten.

Planerad bebyggelse innebär att marken inom delar hårdgörs vilket kommer minska infiltrationen och istället öka avledningen av nederbörd via dagvatten.

Spridning av föroreningar i jord kan ske via infiltrerad nederbörd och utlakning till markvatten och vidare till ytvatten i diken och grundvattenmagasin under leran. I och med utveckling av bebyggelse kan ledningsgravar utgöra en betydande spridningsväg för föroreningar. Påverkan via spridning av föroreningar från det utfyllda området vid Lövsta, in till Riddersviks planområde, bör inte ske på grund av de hydrogeologiska förhållandena i området.

Då förorening inom Riddersviks planområde förekommer ytligt kan förorening även spridas via lufterosion d.v.s. damning. Vegetation och hårdgjorda ytor begränsar denna spridningsväg. Ett varmare och torrare klimat under perioder kan innebära ökad damning från öppna ytor.

Flyktiga föroreningar kan spridas genom förångning och påverka inomhusmiljön. Halvflyktiga föroreningar har påträffats inom området som planeras bebyggas.

Föroreningar kan även tas upp av växter.

6.3 EXPONERINGSVÄGAR (HÄLSA)

Förorening förekommer ytligt inom området varför exponering av människor kan ske via oavsiktligt intag av jord, inandning av damm och hudkontakt. Halvflyktiga föroreningar har påträffats i området, varför exponering via inandning ånga kan bli aktuellt vid framtida exploatering.

Planområdet ligger inte inom någon identifierad grundvattenförekomst och intag av dricksvatten från del 2 av planområdet är inte aktuellt. Området kommer att förses med kommunalt dricksvatten.

I planerna för området finns önskemål om att kunna odla ätliga växter inom bostadsgårdar, varför intag av frukt, bär och grönsaker från planlagt bostadsområde kan bli aktuellt.

6.4 SKYDDSOBJEKT

Skyddsobjekt inom området idag är de människor som arbetar eller tillfälligt vistas på området, men då del 2 av planområdet planeras omvandlas till bostadsmark är även framtida boende och besökare skyddsobjekt.

Ytvatten som naturresurs är skyddsobjekt vid både nuvarande och en mer känslig markanvändning för området. Del 2 av planområdet ligger inom sekundär skyddszon för vattenskyddsområde Östra Mälaren¹, som är råvattentäkt för vattenverken Lovö, Norsborg, Görväln och Skytteholm. Östra Mälaren är skyddsvärd både som naturresurs för dricksvatten och som ytvattenekosystem. Grundvatten inom området bedöms inte vara skyddsvärd som naturresurs för dricksvatten, men ska beaktas som spridningsmedium till Mälaren.

¹ Vatteninformationssystem Sverige, viss.lansstyrelsen.se, information hämtad 2018-05-02.

Inga formellt skyddsvärda naturområden finns inom området, men inom planområdet ska finnas höga naturvärden enligt utförd naturvärdesinventering inför samrådsskede.

Förutsättningarna för markmiljön inom området varierar troligen, men generellt innehåller jorden organiskt material och finmaterial som bör stödja ett fungerande markecosystem. Skyddsvärdet för markmiljön bedöms generellt motsvara känslig markanvändning.

6.5 KONCEPTUELL MODELL

I Tabell 1 presenteras en översiktlig konceptuell modell för planerad markanvändning inom del 2 av planområdet som sammanfattar de delar som beskrivits i problembeskrivningen.

Tabell 1. Översiktlig konceptuell modell för planerad markanvändning (bostadsmark, förskola och park-/naturmark) i Riddersvik.

Förorenings- källor	Frigörelse-/spridnings- mekanismer	Exponerings- vägar (hälsa)	Skyddsobjekt		
			Människor	Miljö	Naturresurser
Markförorening i fyllning I omättad zon	Ytavrinning och spridning via diken och ledningar till dagvattenrening och vidare till ytvatten i Mälaren Utlakning till markvatten och spridning med grundvatten Vinderosion/damning Förångning Upptag i växter	Intag av jord Hudkontakt Inandning av damm Intag av växter Inandning av ånga	Boende – barn och vuxna Yrkes- verksamma Besökande	Markeko- system Ytvatten- ekosystem	Ytvatten

7 EXPONERINGSANALYS

I problembeskrivningen (se avsnitt 6) har skyddsobjekt och spridningsvägar identifierats. I detta avsnitt sammanställs halter av kritiska föroreningar som skyddsobjekten kan exponeras för samt metallers tillgänglighet och spridningspotential.

7.1 HALTER JORD

Två egenskapsområden har identifierats avseende föroreningshalter i jord/fyllning (0–0,5 m u my) inom del 2 av planområdet (se Kapitel 5):

- Bostads- och naturmark (inklusive Rosenparken öst)
- Rosenparken väst/trädkulle

I efterföljande underkapitel har halter sammanställts statistisk för de olika egenskapsområdena för att beskriva exponeringssituationen och som underlag till riskkaraktiseringen. För att beskriva variationen av halter i området har variationskoefficienten (CV) beräknats för halter över rapporteringsgränsen.

För bedömning av risker avseende markmiljö, spridning till ytvatten och långtidsrisker för hälsa har en representativ medelhalt beräknats, vilket är den parameter som bäst beskriver den genomsnittliga halten och exponeringen i området. Den representativa medelhalten har beräknats som den övre konfidensgränsen för medelvärde med 95% säkerhet (UCLM95). Detta innebär att den verkliga medelhalten i delområdet, med 95% sannolikhet, är lägre än UCLM95-värdet. Detta är ett konservativt sätt att bedöma föroreningsituationen på och tar således höjd för osäkerheter i dataunderlaget. Beräkningarna har utförts med hjälp av programmet ProUCL, version 5.1 (USEPA, 2018), vilket kan hantera och statistiskt fördela halter lägre än rapporteringsgränsen. Den representativa medelhalten har beräknats med Percentile Bootstrap-metoden (95 %).

Som representativ halt för bedömning av hälsorisker på kort sikt t.ex. akuttoxicitet har maxhalter sammanställts.

Inom hela området förekommer förhöjda halter av motsvarande ämnen d.v.s. metaller och PAH. I Tabell 2 redovisas statistisk sammanställning över uppmätta halter i yttlig jord/fyllning (0–0,5 m u my) för samtliga data för båda egenskapsområdena samt uppdelat per egenskapsområde. Egenskapsområdet Rosenparken väst/trädkulle avviker med genomgående högre halter för samtliga beaktade ämnen jämfört med Bostads- och naturmark, undantaget PAH-H i Naturmark väst där halter >MKM förekommer i två prov och halterna överlappar således i större uträkning än för övriga ämnen (Tabell 2, Figur 7 och Bilaga 1).

Variationer i haltdata (CV) visar på måttlig (0,5-1) till stor variation (1,5-2). Störst är haltvariationen för PAH-M och PAH-H (Tabell 2). Haltvariationen (CV) minskar för nästan samtliga ämnen då data från Rosenparken väst/trädkulle exkluderas från övriga data (Tabell 2), vilket stödjer att Rosenparken väst/trädkulle är ett eget egenskapsområde. Dock förekommer enstaka prover i övriga områden (Bostadsmark kv. 1/Park, Bostadsmark kv. 2-9 och Naturområden väst) med halter i nivå med det som uppmäts i Rosenparken väst/trädkulle, vilket gör att en viss spridning i uppmätta halter kvarstår inom Bostads- och naturmark (Figur 7, Bilaga 1).

Tabell 2. Statistisk sammanställning av halter (mg/kg TS) för Bostads-/Naturmark och Rosenparken väst/trädskulle totalt samt uppdelat per egenskapsområde. Jordproverna representerar jorddjupet 0–0,5 m u my. Antal observationer (n), maxhalt, medelhalt (aritmetiskt), variationskoefficient (CV) och UCLM95 (Percentile Bootstrap). Halter anges i enhet mg/kg TS och CV är enhetslös.

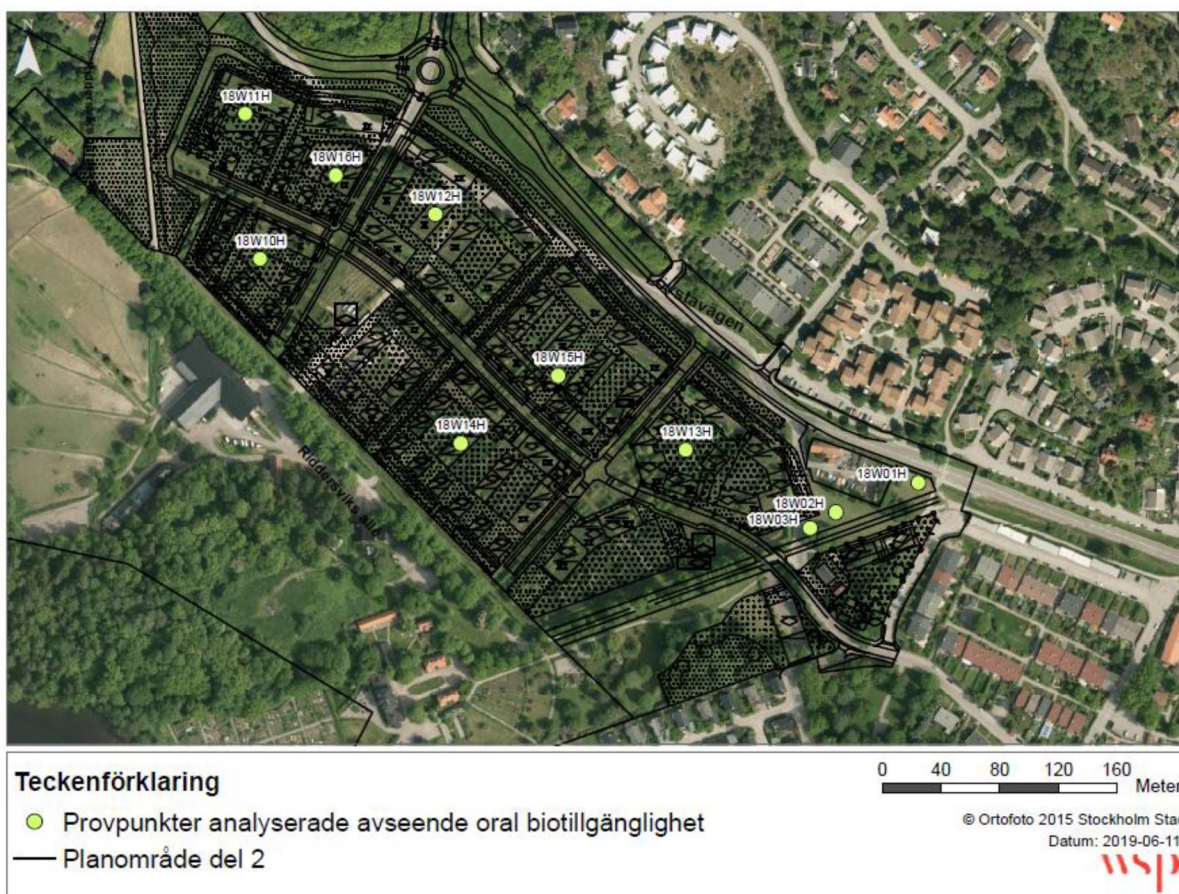
Ämne	Område	Bostads-, park- och naturmark	Bostads- och naturmark	Rosenparken väst/trädskulle
PAH-M	Antal observationer (n)	56	45	11
	Max	12	9,4	12
	Medel	1,3	0,97	2,7
	CV	2,0	1,9	1,6
	UCLM95	1,9	1,4	4,8
PAH-H	Antal observationer (n)	56	45	11
	Max	16	15	16
	Medel	2,0	1,6	3,2
	CV	1,8	1,9	1,5
	UCLM95	2,7	2,4	5,7
Arsenik, As	Antal observationer (n)	77	66	11
	Max	22	13	22
	Medel	5,6	4,5	11
	CV	0,70	0,40	0,50
	UCLM95	5,8	4,4	14
Barium, Ba	Antal observationer (n)	56	45	11
	Max	870	530	870
	Medel	200	160	370
	CV	0,82	0,67	0,65
	UCLM95	235	183	490
Bly, Pb	Antal observationer (n)	77	66	11
	Max	1400	760	1400
	Medel	180	140	410
	CV	1,2	0,88	1,0
	UCLM95	220	170	630
Kadmium, Cd	Antal observationer (n)	77	66	11
	Max	3,0	1,5	3,0
	Medel	0,65	0,55	1,1
	CV	0,70	0,41	0,75
	UCLM95	0,65	0,53	1,5
Koppar, Cu	Antal observationer (n)	77	66	11
	Max	830	340	830
	Medel	130	100	350
	CV	1,1	0,65	0,72
	UCLM95	160	110	470
Kvicksilver, Hg	Antal observationer (n)	77	66	11
	Max	6,4	1,9	6,4
	Medel	0,88	0,63	2,4
	CV	1,1	0,71	0,77
	UCLM95	1,1	0,71	3,3

Ämne	Område	Bostads-, park- och naturmark	Bostads- och naturmark	Rosenparken väst/trädskulle
Zink, Zn	Antal observationer (n)	77	66	11
	Max	1900	1200	1900
	Medel	350	270	850
	CV	1,0	0,68	0,68
	UCLM95	420	310	1100

Djupare fyllning (>1 m u m y) har endast påträffats och undersökts i enstaka punkter inom Bostadsmark kv. 1/Park. Dessa data har sammanställts och redovisas i Tabell 10 (avsnitt 9). Då dataunderlaget är begränsat används som representativ halt för utvärdering av risker för djup förorening uppmätt maxhalt.

7.2 ORAL BIOTILLGÄNGLIGHET AV BLY OCH KVICKSILVER

Tidigare undersökningar av jord inom f.d. trädskolan har med generella antaganden indikerat en potentiell hälsorisk avseende bly via intag av jord, varför i föreliggande undersökning tester på orala biotillgängligheten av bly utfördes i tio jordprover från delområdena Bostadsmark kv. 2-9 och Bostadsmark kv. 1/Park (Figur 6), genom ett s.k. tillgänglighetstest (UBM – Unified barged method). Då även kvicksilver är hälsofarligt och förekommer i förhöjda halter i jord inom f.d. trädskolan utfördes även biotillgänglighetstest avseende kvicksilver. Provpunkternas läge framgår av Figur 8 och analysprotokollen från testet redovisas i Bilaga 2.



Figur 8. Provpunkter för jord som analyserats avseende oral biotillgänglighet.

Tillgänglighetstestet syftar till att imitera utlakningsförloppet av ämnen från jord i kroppen. Analys av den utlakade mängden ämnen görs efter olika lakningssteg för att efterlikna utlakning från jord inne i magsäcken och i tarmen och räknas om till % av totalhalten i provet. Totalhalten som mäts görs med upplösning i kungsvatten (vilken löser upp mineraler fullständigt), vilket avviker från övriga analyser av halter i jord. Metoden utförs med kemiska förhållanden som skall imitera upptag på fastande mage, vilket antas vara värsta fallet för metaller. Metoden är validerad in vivo (djurförsök) för arsenik, bly, antimon och kadmium.

Generellt var det liten skillnad i biolöslighet mellan proven, med undantag av ett prov (18W01H) som visade avvikande låg biotillgänglighet (högsta värde för bly 35 % och kvicksilver 0 %). Detta prov uteslöts ur datasetet på grundval av att den organiska halten var lägre (1,1%) i detta prov än i övriga prover, vilket tyder på att det representerar en annan jordmatrix än övriga jordprover. Uteslutning av det provet medför också ett mer konservativt antagande om biolösligheten (högre biolöslighet) än om detta provet skulle ha inkluderats i datasetet.

I Naturvårdsverkets generella riktvärden för bedömning av långtidsrisker antas att biotillgängligheten hos bly och kvicksilver är 100%, vilket betyder att 100% av ämnet som finns i den jord som intas i sin tur tas upp i kroppen. Detta är ett konservativt antagande med avseende på skydd av hälsa.

Resultaten av utförda biotillgänglighetstest som valts att användas i exponeringsanalysen redovisas i Tabell 3. Som representativ oral biotillgänglighet för beräkning av riktvärde för exponering via intag av jord används det aritmetiska medelvärdet från nio jordprover (Tabell 3). Det mest konservativa medelvärdet av mage och tarm används som representativ biotillgänglighet. Aritmetiskt medelvärde bedöms ge ett rimligt resultat i detta fallet då det finns flera tester utförda som visar på en liknande biotillgänglighet, d.v.s. spridningen i resultaten är låg. Biotillgängligheten begränsas även av upptaget över tarmen, varför antagandet om att biolösligheten motsvarar biotillgänglighet bedöms vara ett försiktigt antagande.

Tabell 3. Sammanställning av biotillgänglighetstester för 9 prover (18W01H redovisas ej, se förklaring i brödtext) från Bostadsmark och Parkmark mellan kv. 1-2, samt medelvärde av biolöslighet. Analyser är gjorda på jord från 0–0,3 m u my. Det mest konservativa medelvärdet (fetmarkerad) av mage och tarm används som representativ biotillgänglighet för Bostadsmark och parkmark.

Prov#	Delområde	TOC (%)	Totalhalt, mg/kg TS		Biolöslighet Pb (%)		Biolöslighet Hg (%)	
			Pb	Hg	Mage	Tarm	Mage	Tarm
18W02H	Parkmark mellan kv. 1-2	4,2	180	1,8	67	22	6	7,4
18W03H	Parkmark mellan kv. 1-2	2,8	160	1,5	68	16	6,8	9,8
18W10H	Bostadsmark	4,2	170	1,8	99	23	5,7	11
18W11H	Bostadsmark	4,2	79	0,44	79	37	11	0
18W12H	Bostadsmark	4,4	96	0,66	83	17	7,2	13
18W13H	Bostadsmark	3,1	98	0,66	70	15	10	12
18W14H	Bostadsmark	2,1	140	0,56	80	5,8	17	12
18W15H	Bostadsmark	3,4	74	0,62	76	28	7,6	12
18W16H	Bostadsmark	5,2	140	0,40	100	29	21	31
<i>Medel</i>	<i>Bostadsmark och parkmark</i>	3,7	130	0,85	80	21	10	12

För kvicksilver är biolösligheten i medeltal 10 % i magen och 12 % i tarmen, vilket är avsevärt mycket lägre än Naturvårdsverkets generella antagande om biotillgänglighet. Även för bly är biolösligheten lägre än Naturvårdsverkets generella antagande om biotillgänglighet, men här visar testet på avsevärd skillnad i biolöslighet mellan magsäcken (medelvärde 80%) och tarmen (medelvärde 21%) med avsevärt större biolöslighet i magsäcken. Detta stämmer med att lösligheten av bly är pH-beroende med högre löslighet vid lågt pH (sur miljö). Större delen av upptaget sker i tarmen, men eftersom pH är lågt i övergång mellan magsäck och tarm är lösligheten hög precis i början av tarmen, varför det högre värdet för biolöslighet används som representativt värde för biotillgängligheten av bly (Grön, 2006).

7.3 LÖSLIGHET AV METALLER I JORD

För bedömning av platsspecifika förutsättningar av löslighet och spridning av metaller inom del 2 av planområdet har tvåstegsskakttest (L/S 2 och L/S 10) utförts för att ta fram platsspecifika fördelningskoefficienter mellan jord och vatten, Kd. Underlaget utgörs av lakttest från tio ytliga jordprover från Bostadsmark kv. 1/Park, Bostadsmark kv. 2-9, inklusive ett samlingsprov från Rosenparken trädkullen.

I Bilaga 3 redovisas analysprotokollen från skakttesterna och i Bilaga 4 en utvärdering av lakttesterna. I första hand har rapporterad halt i lakvätskan (eluat) använts för att beräkna Kd-värden, men när eluat-halt varit under rapporteringsgränsen har istället rapporterad mängd av det lakade ämnet använts för att skatta eluat-halten. I fall då både eluat-halt och mängd varit under laboratoriets rapporteringsgräns har hälften av eluatets rapporteringsgräns använts för beräkning av halt i eluat.

Ingen tydlig skillnad i lakbarhet (Kd) kunde ses mellan olika delar av del 2 av planområdet.

Platsspecifika Kd-värden har tagits fram för de metaller som påträffats i förhöjda halter inom någon del av området d.v.s. arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink. I Tabell 4 redovisas en sammanställning av beräknade Kd-värden.

Tabell 4. Platsspecifika fördelningskoefficienter (l/kg) för metaller mellan jord och vatten (Kd) inom del 2 av planområdet Riddersvik jämfört med Naturvårdsverkets (NVs) generella Kd-värden (2009). Representativt Kd-värde för Bostadsmark är beräknat som harmoniskt medelvärde av 10 prover. I Bilaga 4 redovisa en utvärdering av samtliga lakttest.

Ämne	Bostadsmark	NV 2009
	Harmoniskt medelvärde (n=10)	
Arsenik, As	670	300
Barium, Ba	1 500	1 200
Bly, Pb	29 000	1 800
Kadmium, Cd	630	200
Koppar, Cu	600	600
Kvicksilver, Hg	3 400	300
Zink, Zn	4 200	600

Harmoniskt medel² har använts för att beräkna representativt medelvärde för Kd inom del 2 av planområdet, vilket ger ett lägre och i detta sammanhang ett mer konservativt medelvärde än

² Ett harmoniskt medelvärde ger små värden större inflytande på medelvärdet än stora värden. Harmoniskt medelvärde, beräknas genom $mH = n / (1/x_1 + 1/x_2 + \dots + 1/x_n)$ jämfört med aritmetiskt medelvärde som beräknas genom $mA = (x_1 + x_2 + \dots + x_n) / n$. Detta leder till att $mA > mH$ om medelvärdena beräknas med samma dataset.

t.ex. aritmetiskt medelvärde. Ett lägre Kd-värde visar lägre sorptionsförmåga och därmed en högre lakbarhet, vilket alltså är mer konservativt avseende bedömningen av spridning. Som platsspecifikt Kd-värde har därför använts det mest konservativa Kd-värdet d.v.s. det lägsta harmoniska medelvärdet av L/S 2 och L/S 10.

De platsspecifika Kd-värdena från del 2 inom planområdet är för samtliga metaller med undantag av koppar högre än Naturvårdsverkets generella Kd-värden (Tabell 4). Det betyder att metallerna i jorden inom del 2 av planområdet generellt binder till jorden i större utsträckning är vad som antas i Naturvårdsverkets generella scenario. Störst skillnad i löslighet mot de generella Kd-värdena föreligger för bly (16 ggr), följt av kvicksilver (11 ggr) och zink (7 ggr).

8 EFFEKTANALYS

För att bedöma miljö- och hälsorisker för de ämnen som påträffats i förhöjda halter i jord inom del 2 av planområdet Riddersvik har platsspecifika riktvärden (PSRV) tagits fram för omättad jord (ovan grundvattenytan) för planerad markanvändning med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg version 2.0.1. Utgångspunkten för riktvärdena är de övergripande åtgärds målen som redovisas i kapitel 4.

I detta kapitel sammanställs de antaganden som riktvärdena baseras på och de beräknade riktvärdena.

8.1 ANTAGANDEN PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN

Platsspecifika riktvärden har tagits fram för två olika scenarion:

- Scenario 1. Bostadsmark
- Scenario 2. Grönområden

Dessutom har riktvärden tagits fram för två olika jorddjup för respektive scenario a) yttlig jord (0–1 m u my) och b) djup jord (1 m u my till gv-nivån). Antaganden för de platsspecifika riktvärdena redovisas sammanställt i Tabell 5.

Scenario 1. Bostadsmark avser all bebyggd yta inom del 2 av planområdet inklusive bostadsnära parkmark. Scenario 2. Grönområden avser natur- och parkområden som inte ligger i direkt anslutning till bostadsmarken och därmed inte antas nyttjas dagligen, året om, eller vara bebyggd. I Figur 9 redovisas utifrån planerad markanvändning inom del 2 av planområdet en tolkning av hur riktvärdena för de olika scenarierna ska tillämpas.

Beräkningen av riktvärdena utgår från Naturvårdsverkets generella scenario för känslig markanvändning (KM) med följande gemensamma justeringar för båda scenarierna:

- Inget intag av dricksvatten kommer ske från området. Området kommer att förses med kommunalt dricksvatten.
- Grundvatten som naturresurs för dricksvatten beaktas inte. De ytvattenkriterier som används för skydd av ytvatten ligger lägre än riktvärden för dricksvatten, varför skydd av Mälaren som dricksvattenresurs beaktas indirekt genom skydd av ytvatten.
- Andelen organiskt kol i yttlig jord höjs till 4 % utifrån platsspecifika data.

För ytliga riktvärden har tillgängliga platsspecifika data för metaller avseende oral biotillgänglighet och lakning, Kd-värden, använts, se kapitel 7.2 respektive 7.3.

Utsädningsfaktorn till ytvatten har inte justerats från det generella antagandet d.v.s. 4000 gånger, vilket bedöms vara ett konservativt antagande utifrån mottagande recipients volym och vattenomsättning. Detta har valts för att begränsa framtida belastning på recipienten samt även då modellen inte bedöms direkt tillämpbar på aktuellt område dvs spridning sker inte direkt till recipienten utan t.ex. fastläggning. Om spridning till yt- och grundvatten bedöms vara styrande för risken så bör denna bedömning fördjupas för att verifiera att det förekommer en oacceptabel spridning.



Figur 9. Tolkad tillämpning av riktvärden för de olika scenarierna, Bostadsmark och Grönområde, inom Riddersviks del 2 av planområdet.

Tabell 5. Sammanställning av antaganden för beräkning av platsspecifika riktvärden (PSRV) för del 2 av planområdet Riddersvik, Hässelby Villastad. De scenarier som presenteras är "bostadsmark" (1) och "grönområde" (2) med djupindelningar 0–1,0 m u my (a) och >1,0 m u my till grundvattenyta (b). Antaganden för generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) resp. mindre känslig markanvändning (MKM) redovisas som jämförelse. B = barn, V = vuxna. Enhet för respektive exponeringsväg redovisas i första kolumnen. Justeringar jämfört med KM markeras med ljusgrått.

Exponeringsvägar (enhet)	Platsspecifika riktvärden				Generella riktvärden	
	1a. Bostadsmark	1b. Bostadsmark	2a. Grönområde	2b. Grönområde	KM	MKM
	Ytlig jord (0–1,0 m u my)	Djup jord (1,0 m u my-GV nivå)	Ytlig jord (0–1,0 m u my)	Djup jord (1,0 m u my-GV nivå)		
Intag jord (dygn/år)	B: 365 V: 365	B: 20 V: 20	B: 260 V: 260	B: 20 V: 20	B: 365 V: 365	B: 60 V: 200
Hudupptag (dygn/år)	B: 120 V: 120	B: 20 V: 20	B: 120 V: 120	B: 20 V: 20	B: 120 V: 120	B: 60 V: 90
Inandning damm (dygn/år)	B: 365 V: 365	B: 20 V: 20	B: 260 V: 260	B: 20 V: 20	B: 365 V: 365	B: 60 V: 200
Inandning ångor (dygn/år)	B: 365 V: 365	B: 365 V: 365	B: 260 V: 260	B: 260 V: 260	B: 365 V: 365	B: 60 V: 200
Andel av tid inomhus (%) avser damm och ånga	100	100	0	0	100	100
Andel av tiden (dygnet) som exponering sker (%)	100	100	33 ¹	33 ¹	100	33
Djup till förorening (m)	0,35	1,0	0,35	1,0	0,35	0,35
Andel av växtintag från platsen (%)	10	0	1	0	10	0
Intag dricksvatten	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej
Skydd av markmiljö (andel av arter som skyddas)	75%	50%	75%	50%	75%	50%
Skydd av grundvatten som naturresurs	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja, på plats	Ja, 200 m nedströms
Utspädning porvatten- ytvatten	1/4000	1/4000	1/4000	1/4000	1/4000	1/4000
Jordegenskaper	Normaltät	Normaltät	Normaltät	Normaltät	Normaltät	Normaltät
Organiskt kol	4 %	2 %	4 %	2 %	2%	2%
Kd-värden	Platsspecifika värden där tillgängligt och i övrigt generella värden				Generella värden	Generella värden
Oral biotillgänglighet (%)	Platsspecifika värden avseende Pb och Hg och i övrigt generella antaganden				100 %	100 %

¹ Motsvarar 8 tim/dygn.

Följande ytterligare justeringar från Naturvårdsverkets generella scenario för känslig markanvändning (KM) har utförts i de enskilda scenarierna:

2a och 2b) Grönområden:

- Exponering antas endast ske utomhus.
- Vistelsetiden antas vara max 5 dagar per vecka, dvs 260 dagar per år och begränsat till 8 timmar per dygn.

2 a) Grönområden 0-1 m u my

- Andel av växtintaget från området antas vara 1 %, vilket motsvarar ca 1 kg/år för barn respektive vuxna. En reduktion av växtintaget motiveras av att planerad markanvändning inte omfattar odling av grönsaker inom området. Ett visst intag av ätliga bär, frukter och örter kan dock inte uteslutas.

1b och 2 b) Bostadsmark och förskola samt Grönområden >1,0 m u my

- Exponeringstiden via intag jord, inandning damm och hudkontakt för barn och vuxna har justerats till 20 dygn/år. Exponering för jord djupare än 1,0 m antas endast ske i begränsad omfattning och då huvudsakligen i samband med djupa markarbeten.
- Riktvärdena gäller för förorening från 1,0 m u my.
- Andel av växtintaget från området antas vara 0 %. En reduktion av växtintaget från detta djup motiveras av att det på detta djup inte odlas grönsaker samt att upptag av föroreningar i växter minskar med ökat jorddjup (minskat rotsystem).
- Skydd av markmiljö i djupare jord (> 1 m) reduceras till 50%, vilket motiveras av att biologiska aktiviteten minskar med ökat jorddjup.

8.2 EFFEKTNIVÅER

Tack vare forskning sker en utveckling av kunskapsläget avseende ämnens effekter på hälsa och miljö.

Den effektnivå som främst är aktuell för bedömning av risker i detta projekt är tolerabelt dagligt intag (TDI) för bly för människa. Det TDI som används för bly i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för bedömning av långtidseffekter på hälsa, 3,5 µg/kg kroppsvikt och dag (Naturvårdsverket, 2009b, riktvärdesmodell uppdaterad 2016), drogs tillbaka av WHO 2010 då det inte bedömdes vara hälsosäkert. Istället förordas av EFSA en lågrisknivå baserad på forskningsgenomgång (EFSA, 2010) om 0,5 µg/kg kroppsvikt och dag, vilket motsvarar en lågrisknivå för försämrad intellektuell kapacitet hos barn. Detta TDI-värde har använts av Naturvårdsverket vid framtagande av korttidsriktvärde för hälsa för bly (Naturvårdsverket, 2016).

För att belysa bedömning av hälsorisker av bly med olika effektnivåer beräknas riktvärden både med de lägre och högre TDI-värdena. Naturvårdsverket har inte beslutat ännu om TDI-värdena för bly ska ändras vid framtagande av riktvärden för jord.

8.3 SAMMANVÄGDA PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN OCH STYRANDE SKYDDSOBJEKT

I Tabell 6 redovisas de beräknade sammanvägda platsspecifika riktvärdena (d.v.s. det lägsta och därmed styrande riktvärdet för skydd av hälsa, markmiljö och spridning till ytvatten) för omättad jord för skydd av hälsa och miljö i ett långtidsperspektiv för de två olika scenarierna, 1. Bostadsmark samt 2. Grönområden. Skillnader i riktvärdena mellan scenarierna föreligger endast där de sammanvägda riktvärdena är styrda av hälsobaserade riktvärden då samma skyddsnivå för markmiljö och spridning till ytvatten har antagits för de olika scenarierna.

Huvuddelen av riktvärdena är styrda av skydd av markmiljö eller skydd av hälsa. I ett fall är riktvärdet styrt av skydd av spridning till ytvatten, vilket gäller för riktvärdet för kvicksilver för Grönområden i djup jord. Det lägre riktvärdet för kvicksilver i djup jord än i yttlig jord för scenario Grönområden beror på att högre lakbarhet har antagits för djup jord än för yttlig jord, vilket även gäller för scenario Bostadsmark. I tre fall är riktvärdena i yttlig jord styrda av justering mot naturliga bakgrundshalter, vilket gäller för arsenik i båda scenarierna och för bly i scenariot Bostadsmark beräknat med det lägre TDI-värdet.

Tabell 6. Beräknade sammanvägda platsspecifika riktvärden för skydd av hälsa, markmiljö och spridning till ytvatten för Del 2 av planområdet Riddersvik i Hässelby för scenario 1. Bostadsmark samt 2. Grönområden och för två olika jorddjup. Som jämförelse redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning. Riktvärden redovisade med kursiv stil är styrda av skydd av markmiljö och riktvärden för skydd av spridning till ytvatten med understrykning. Riktvärden styrda av bakgrundshalt markeras med (b) och riktvärden styrda av hälsorisker via exponering av intag av jord markeras med (ij), intag av växter med (iv), inandning ånga inomhus med (iå) eller hudkontakt med (hk).

Ämne	Platsspecifika riktvärden (mg/kg TS)				Generella riktvärden
	1. Bostadsmark		2. Grönområden		KM
	a) Yttlig jord (0–1,0 m u my)	b) Djup jord (1,0 m u my - GV.nivå)	a) Yttlig jord (0–1,0 m u my)	b) Djup jord (1,0 m u my - GV.nivå)	
Arsenik	10 (b)	40	10 (b)	40	10 (b)
Barium	200	300	200	300	200
Bly	70 (ij)/20 (b) ¹	400/200 (ij) ¹	150 (ij)/20 (ij) ¹	400/200 (ij) ¹	50 (ij)
Kadmium	1,2 (iv)	12	4,0	12	0,8 (iv)
Koppar	80	200	80	200	80
Kvicksilver	0,70 (iv)	1,2 (iå)	5,0	<u>2,5</u>	0,25 (iå)
Zink	250	500	250	500	250
PAH M	7,0 (iå)	8,0 (iå)	10	40	3,5 (iå)
PAH H	1,8 (iv)	10	2,5	10	1,0 (iv)

¹ Två riktvärden presenteras för bly, vilka baseras på olika TDI-värden. Det första riktvärdet är beräknat med använt TDI-värde för Naturvårdsverkets generella riktvärden och det andra riktvärdet med senast presenterade TDI-värden hos hälsoinstitut, se kapitel 8.2.

Jämfört med generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) ligger de platsspecifika riktvärdena för yttlig jord i nivå med eller något högre än KM (Tabell 6). Undantag gäller dock platsspecifika riktvärden för bly beräknat med senare TDI-värde (se kapitel 8.2) som är lägre än de generella riktvärdena. De platsspecifika riktvärdena för djupare jord är samtliga högre än de

generella riktvärdena för KM, vilket beror på antaganden om lägre exponering av människa och lägre skyddsnivå för markmiljön än för KM.

I Bilaga 5 redovisas uttagsrapporter från beräkningsverktyget samt i Bilaga 6 utdrag från riktvärdesbladet där riktvärdena för respektive skyddsobjekt och exponeringsväg redovisas.

8.4 RIKTVÄRDEN FÖR KORTTIDSRISKER OCH AKUTA HÄLSORISKER

Utöver riktvärden för bedömning av långtidsrisker finns för vissa hälsofarliga ämnen som bedömts kunna förekomma inom förorenade områden i halter som kan utgöra en risk vid ett enstaka intag av jord även generella riktvärden för bedömning av acceptabel engångsdos vid intag av förorenad jord. Detta förekommer för några av påträffade ämnen inom Riddersvik såsom arsenik, bly, kadmium och PAH-H och redovisas sammanställt i Tabell 7.

Acceptabla akuttoxiska nivåer för arsenik (100 mg/kg TS) är framtagna för att skydda ett litet barn (10 kg) vid ett större intag av jord (5 g) mot övergående akuttoxiska effekter såsom illamående och kräkningar. Korttidsriktvärdena för bly, kadmium och PAH-H är framtagna för att skydda mot enstaka intag av jord, som kan ge risker på sikt på grund av exponering för en enstaka hög dos. Dessa korttidsriktvärden baseras, såsom akuttoxisk nivå för arsenik, på att ett litet barn (10 kg) vid ett tillfälle får i sig 5 g jord samt att denna dos inte ska överskrida det tolerabla intaget över ett år vid en genomsnittlig exponering.

Riktvärdena för akuttoxisk nivå respektive korttidsexponering baseras i samtliga fall förutom för bly på ett antagande om att 100% av mängden av ämnena tas upp i kroppen (Naturvårdsverket 2009, Kemakta 2016). För bly antas att 60 % tas upp i kroppen och EFSA:s lägre TDI-värde från 2010 används (Kemakta, 2016).

Tabell 7. Naturvårdsverkets generella riktvärden för bedömning av akuttoxicitet och korttidsexponering. Enhet mg/kg TS.

Ämne	Korttidsexponering	Acceptabel akuttoxisk nivå
Arsenik	-	100
Bly	600	-
Kadmium	250	-
PAH-H	300	-

9 RISKKARAKTERISERING

I detta kapitel utvärderas representativa halter mot beräknade platsspecifika riktvärden för att bedöma miljö- och hälsorisker samt för att göra en kvalitativ bedömning av risker avseende spridning från området. Riskerna utvärderas per skyddsobjekt för att tydliggöra eventuella risker samt behov av riskreduktion. I bilaga 7 redovisas sammanställt en jämförelse mellan representativa halter i påträffad yttlig och djup fyllning mot sammanvägda riktvärden samt delriktvärden.

9.1 HÄLSORISKER

9.1.1 Korttidsrisker och akuta hälsorisker

Jämförelse av uppmätta maxhalter av hälsofarliga ämnen inom de olika egenskapsområdena inom del 2 av planområdet visar att det finns halter av bly i yttlig jord inom båda egenskapsområdena som kan utgöra ett oacceptabelt tillskott till livstidsexponeringen för barn som intar en större mängd jord, se Tabell 8. Tillskottet av bly kan alltså inte uteslutas utgöra en förhöjd hälsorisk för barn på längre sikt. Detta gäller både med dagens och framtida markanvändning.

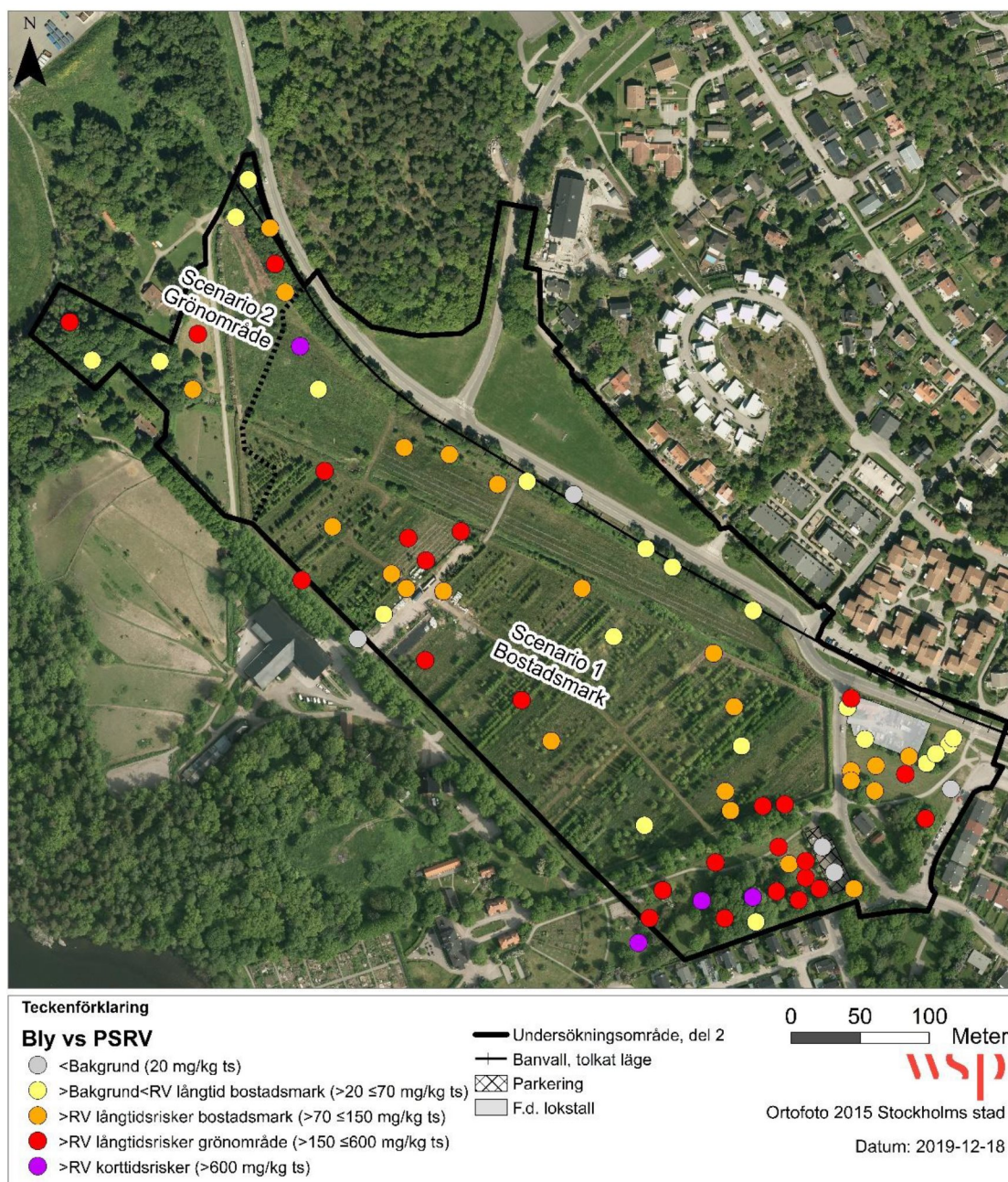
Viss osäkerhet föreligger avseende oral biotillgänglighet av bly inom Rosenparken väst/trädskulle då inga orala biotillgänglighetstest har utförts från dessa delar, men då det generella korttidsriktvärdet för bly baseras på ett antagande om lägre biotillgänglighet än vad som konstaterats inom övriga delar av området bedöms detta inte påverka bedömningen.

Övriga ämnen ligger med god marginal under akuttoxisk nivå alternativt riktvärden för korttidsriktvärden (Tabell 8).

Tabell 8. Uppmätta maxhalter inom del 2 av planområdet Riddersvik i yttlig jord jämfört med Naturvårdsverket generella riktvärden för skydd mot korttidsexponering och akuttoxiska effekter. Maxhalter som överskrider något av riktvärdena markeras med fetstil.

Ämne	Maxhalter (mg/kg TS)		Generella riktvärden (mg/kg TS)	
	Bostads- och naturmark	Rosenparken väst/trädskulle	Korttids-exponering	Acceptabel akuttoxisk nivå
Arsenik	13	22	-	100
Bly	760	1400	600	-
Kadmium	1,5	3,0	250	-
PAH-H	15	16	300	-

I Figur 10 redovisas en klassning av halter av bly i respektive provpunkt i yttlig jord (> 0,5 m) jämfört mot korttidsriktvärden och platsspecifika riktvärden för långtidsrisker för de två scenarierna, Bostadsmark och Grönområde. Jämförelsen mot korttidsriktvärdet för bly visar att halter överskridande riktvärdet påträffats inom sydvästra och nordöstra delen av område planerat för Bostadsmark med störst frekvens i sydvästra delen, vilket representerar egenskapsområdet Rosenparken väst/trädskulle. Utifrån tillgängligt dataunderlag kan inte uteslutas att det finns halter av bly överskridande korttidsriktvärden i fler punkter inom planerad bostadsmark samt även inom område planerat för grönområde, men data tyder på att störst risk för exponering föreligger inom Rosenparken väst/trädskulle.



Figur 10. Uppmätta blyhalter i jord (> 0,5 m) klassade mot nationell bakgrundshalt, riktvärden för kort- och långtidsrisker för Scenario 1, Bostadsmark samt Scenario 2, Grönområde. I figuren visas även provpunkter från f.d. banvall och parkering som utesluts vid den statistiska utvärderingen. Streckad linje visar var gränsen för de olika scenarierna.

9.1.2 Långsiktiga hälsorisker

I Tabell 9 jämförs representativa halter i ytlig jord inom del 2 av planområdet aktuellt för bostadsmark och naturmark mot riktvärden för skydd mot långsiktiga hälsorisker för Bostadsmark samt Grönområde. Jämförelsen visar främst att långsiktiga hälsorisker inte kan uteslutas avseende blyhalter i ytlig jord vid planerad markanvändning som innebär kontinuerlig vistelse av människor inom området. Styrande för risken är exponering via intag av jord. Denna slutsats gäller både beaktat Naturvårdsverkets använda TDI-värde för bly i riktvärdesmodellen samt ett senare föreslaget sänkt värde från EFSA samt med en platsspecifik oral

biotillgänglighet. I Figur 10 framgår att blyhalter överskridande både riktvärden för Bostadsmark och Grönområde förekommer i hela del 2 av planområdet.

Inom del 2 av planområdet aktuellt för bostadsmark finns även halter av PAH-H som inte kan uteslutas utgöra en förhöjd hälsorisk vid nyttjande av marken dagligen. Styrande för risken är exponering via intag av växter, vilket förutsätter att 10 % av dagliga växtintaget kommer från området. Viss osäkerhet föreligger i den representativa halten av PAH inom området på grund av stor variation i påträffade halter.

Inom Rosenparken väst/trädskulle förekommer utöver bly och PAH-H i yttlig jord även förhöjda halter av arsenik, kadmium och kvicksilver som överskrider hälsobaserade riktvärden för Bostadsmark. Styrande för risken avseende arsenik, kadmium och kvicksilver är exponering via intag av växter, vilket förutsätter att 10 % av dagliga växtintaget kommer från området. I nuvarande plan för området är egenskapsområdet Rosenparken väst/trädskulle inte planlagt för odling av grönsaker varför risker kopplade till exponering via intag av växter inte bedöms vara styrande för hälsorisker inom området. För arsenik styrs risken även av exponering via intag av jord, vilket inte kan uteslutas inom en parkmark som används dagligen, året om.

Tabell 9. Representativa halter (mg/kg TS) i yttlig jord (0-0,5 m u my) inom del 2 av planområdet aktuellt för bostads-, park- och naturmark jämfört med platsspecifika hälsobaserade riktvärden för Bostadsmark samt Grönområde för bedömning av långsiktiga hälsorisker. Halter tydligt överskridande något av de hälsobaserade riktvärdena markeras med fetstil och halter i nivå med något riktvärde markeras med kursiverad stil. För bly anges riktvärden beräknad med både ett högre och lägre TDI, se kapitel 8.2. Hälsobaserade riktvärden som är lägre än nationell bakgrundshalt har justerats upp till bakgrundshalten och för hälsobaserade riktvärden som styr det sammanvägda riktvärdet har det sammanvägda avrundade värdet använts om det skiljer sig från det hälsobaserade riktvärdet.

Ämne	Representativa halter (mg/kg TS)		Platsspecifika hälsobaserade riktvärden (mg/kg TS)	
	Bostads- och naturmark	Rosenparken väst/trädskulle	1. Bostadsmark	2. Grönområde
	UCLM95 0–0,5 m	UCLM95 0–0,5 m	a) Yttlig jord (0–1,0 m u my)	
Arsenik	4,4	14	10 ¹	10 ¹
Barium	180	490	500	1 400
Bly	170	630	70 ² / 20 ^{1,3}	150 ² / 20 ³
Kadmium	0,53	1,5	1,2	6,4
Koppar	110	470	2 400	14 000
Kvicksilver	<i>0,71</i>	3,3	0,70	6,6
Zink	310	1 100	2 900	15 000
PAH-M	1,4	4,8	7,0 ²	150
PAH-H	2,4	5,7	1,8 ²	4,1

¹ Riktvärde justerat mot bakgrundshalt.

² Riktvärde avrundat till sammanvägt riktvärde enligt Bilaga 6 och 7.

³ Riktvärdena för bly beräknade med ett högre och lägre TDI-värde, se kapitel 8.2.

Djupare förorening än 1 m u my har påträffats i fyllning inom Bostadsmark kv.1/Park. Halldata har sammanställts i Tabell 10 tillsammans med hälsobaserade riktvärden för djup jord för Bostadsmark. Dataunderlaget är begränsat varför osäkerheter förekommer i representativ medelhalt och utvärdering görs därför mot maxhalt. Inom Bostadsmark kv.1/Park förekommer kvicksilverhalter i fyllnadsjord (>1 m u my) över hälsobaserade riktvärden för djup jord (Tabell 10). För kvicksilver styrs risken av exponering via inandning av ånga inomhus, vilket bedöms kunna vara en aktuell exponeringsväg inom planerad bostadsmark. Utöver kvicksilver

överskrider även uppmätt maxhalt av bly i djup jord inom Bostadsmark kv.1/Park det hälsobaserade riktvärdet något vid användning av det lägre TDI-värdet. Styrande för bly är risken för exponering via intag av jord. Då dataunderlaget är begränsat från djupare jord och lakteter saknas råder en osäkerhet kring representativiteten i data och föroreningens tillgänglighet/rörlighet och därmed bedömningen av risker.

Tabell 10. Sammanställning av halter (mg/kg ts) i djup fyllnadsjord > 1 m u my inom Bostadsmark kv.1/Park, jämfört med platsspecifika hälsobaserade riktvärden (PSRV hälsa) för djup jord för Bostadsmark för bedömning av långsiktiga hälsorisker. Halter överskridande riktvärden markeras med fetstil. Antal prover (n) anges för respektive parameter.

Ämne	Bostadsmark kv 1/Park mg/kg TS				PSRV Hälsa 1b. Bostadsmark
	n	Min	Max	Medel ¹	Djup jord > 1 m u my
Arsenik, As	5	2,1	11	5,1	60
Barium, Ba	2	150	190	170	20 000
Bly, Pb	5	12	240	128	<i>600/210</i> ²
Kadmium, Cd	5	0,43	1,1	0,44	140
Koppar, Cu	5	18	300	109	250 000
Kvicksilver, Hg	5	0,031	2,4	1,4	1,2
Zink, Zn	5	51	710	302	320 000
PAH-M	2	1,0	1,2	-	8,2
PAH-H	2	1,6	1,6	-	37

¹ Halt under rapporteringsgräns satt till halva rapporteringsgräns vid beräkning av (aritmetiskt) medelvärde.

² Riktvärdena beräknade med ett högre och lägre TDI-värde, se kapitel 8.2.

9.2 RISKER MARKMILJÖ

Jämförelse av representativa halter av de föroreningar som påträffats inom samtliga egenskapsområden inom del 2 av planområdet med de generella riktvärden för skydd av markmiljön, som föreslagits för yttlig respektive djup jord inom området, visar att det i yttlig och djup jord inom huvuddelen av planområdet (Bostadsmark och naturmark) förekommer halter under eller i nivå med de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM), se Tabell 11. Detta innebär att jorden inom huvuddelen av området bör stödja ett fungerande markecosystem. De ämnen i yttlig och djup jord som överskrider riktvärdena för skydd av markmiljö enligt KM respektive MKM något är koppar och zink, se Tabell 11.

Lakteter från yttlig jord visar att zink har en lägre lakbarhet medan koppar har motsvarande lakbarhet som vid generella antaganden (se Tabell 4), vilket troligen kan innebära att zink är mindre tillgängligt medan koppar är tillgängligt för organismer i samma grad som vid de generella antagandena. Eventuell negativ påverkan av koppar och zink på markmiljön kan inte bedömas utan fortsatt fördjupad utredning.

Inom det mer förorenade egenskapsområdet, Rosenparken väst/trädskulle, förekommer flera föroreningar i yttlig jord som överskrider de generella riktvärdena för skydd av markmiljön, se Tabell 11. Inom detta egenskapsområde kan därför inte uteslutas att föroreningssituationen utgör en negativ effekt på markmiljön utan fortsatta fördjupade undersökningar. Som nämnts tidigare visar lakteter från yttlig jord att flera metaller har en låg löslighet, vilket troligen innebär även en låg tillgänglighet för markmiljön.

Tabell 11. Representativa halter (mg/kg TS) i jord/fyllning jämfört med Naturvårdverkets generella riktvärden för skydd av markmiljön vid känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning, vilka är de skyddsnivåer som föreslagits som platsspecifika riktvärden för markmiljön för yttlig respektive djup jord för planerad markanvändning. Överskridande av riktvärde för KM markeras med kursiverad stil och överskridande av MKM med fetstil.

Ämne	Representativa halter (mg/kg TS)			Riktvärden markmiljö Bostadsmark & Grönområden (mg/kg TS)	
	Bostads- och naturmark	Rosenparken väst/trädskullen	Bostadsmark kv 1/Park	KM	MKM
	UCLM95 0-0,5 m	UCLM95 0-0,5 m	Maxhalt >1 m u my	a) Yttlig jord (0-1,0 m u my)	b) Djup jord (>1 m u my)
Arsenik	4,4	14	11	20	40
Barium	180	490	190	200	300
Bly	170	630	<i>240</i>	200	400
Kadmium	0,53	1,5	1,1	4,0	12
Koppar	<i>110</i>	470	300	80	200
Kviksilver	0,71	3,3	2,4	5,0	10
Zink	<i>310</i>	1100	710	250	500
PAH M	1,4	4,8	1,2	10	40
PAH H	2,4	5,7	1,6	2,5	10

9.3 OMGIVNINGSPÅVERKAN YTVATTEN

Potentiella spridnings- och transportvägar är beskrivna i avsnitt 6.2. Den faktiska spridningen av förorenande ämnen från del 2 av planområdet är okänd, i och med att halter i grundvatten inte har undersökts.

De platsspecifika Kd-värdena visar att lakbarheten av metaller i yttlig jord/fyllning inom planerad Bostadsmark är lägre än Naturvårdsverkets generella värden, vilket troligen till del beror på en relativt hög organisk halt i jorden (medel 4 %), men även föroreningens förekomstform. Metaller som bly, koppar och zink binder in till både organiskt material och metalloxider i marken. PAH har generellt låg vattenlöslighet och är hydrofoba och adsorberas därför hårt till naturligt organiskt material. Den organiska halten i jorden kommer därför innebära att utlakningen och tillgängligheten begränsas för vissa ämnen.

Inom del 2 av planområdet förekommer under fyllningen i huvudsak torrskorpelera och lera, som troligen fungerar som en naturlig barriär/filter för vidare spridning till grundvattnet då förorening som lakar ur genom jämviktsförhållanden i huvudsak bör fastläggas i leran. Beaktat detta samt att förorening främst förekommer i yttlig fyllning inom del 2 av planområdet bedöms därför spridning av förorening i jord i området i huvudsak kunna ske via ytavrinning till diken samt planerade ledningar.

I Tabell 12 jämförs representativa halter i yttlig och djup jord inom planerad bostadsmark inom del 2 av planområdet mot platsspecifika riktvärden för skydd mot spridning till ytvatten. Vid beräkningen av riktvärdena för skydd mot spridning till ytvatten från yttlig jord har platsspecifika lakbarheten (Kd-värdena) för metaller och TOC-halten använts, men i övrigt har inga platsspecifika justeringar avseende spridning utförts jämfört med generella riktvärden. Riktvärdena för eventuell förorening i djup jord är inte platsspecifika, utan motsvarar KM/MKM, då kunskapen om eventuell förekomst och lakegenskaper saknas eller är begränsad. Detta gör att riktvärdena för djup jord är lägre än för yttlig jord.

Tabell 12. Representativa halter (mg/kg TS) i jord/fyllning jämfört med platsspecifika riktvärden för skydd mot spridning till ytvatten i yttlig och djup jord. Halter i yttlig jord överskridande riktvärden för yttlig jord markeras med fetstil och halter i djup jord överskridande riktvärden för djup jord markeras med understruken fetstil. Enhet mg/kg TS.

Ämne	Representativa halter (mg/kg TS)			Riktvärde spridning till ytvatten Bostadsmark och Grönområden	
	Bostads- och naturmark	Rosenparken väst/trädskulle	Bostadsmark kv 1/Park	a) Yttlig jord (0-1,0 m u my)	b) Djup jord ¹ (>1 m u my)
	UCLM95 0-0,5 m	UCLM95 0-0,5 m	Max-halt > 1 m u my		
Arsenik	4,4	14	11	800	360
Barium	180	490	190	60 000	48 000
Bly	170	630	240	58 000	3600
Kadmium	0,53	1,5	1,1	50	16
Koppar	110	470	300	2 400	2 400
Kviksilver	0,71	3,3	2,4	27	2,4
Zink	310	1100	710	67 000	9 600
PAH M	1,4	4,8	1,2	230	110
PAH H	2,4	5,7	1,6	290	150

¹ Riktvärdena för förorening i djup jord är inte platsspecifika, utan motsvarar KM/MKM, då kunskapen om eventuell förekomst och lakegenskaper saknas eller är begränsad. Detta gör att riktvärdena för djup jord är lägre än för yttlig jord.

Jämförelsen visar att representativa halter i ytlig jord med god marginal ligger under riktvärdena, vilket visar att ingen betydande spridning till ytvatten från förorening i ytlig jord sker. I djup fyllning inom Bostadsmark kv 1/Park ligger maxhalter under eller nivå med generella riktvärdet, vilket även visar på att ingen betydande spridning till ytvatten från förorening i djup fyllning sker.

Framtida dagvatten från området och närliggande vägar skall enligt planförslaget ledas till en dagvattenpark i västra delen av del 2 av planområdet där det renas innan vattnet leds ut till Mälaren. Detta kommer troligen innebära att mängden dagvatten som leds till recipienten ökar. Uppnås god partikelseparation och god reningsgrad av dagvattnet genom de planerade åtgärderna i dagvattenparken, bör belastningen till Mälaren från planområdet inte öka avsevärt i förhållande till dagens belastning.

Klimatförändringar förväntas innebära att den årliga nederbörden i Stockholm ökar samtidigt som regnen blir fler och mer intensiva. Detta kan leda till perioder av ökad erosion från markytter som ej är hårdgjorda eller med växttäckning, vilket i sin tur kan leda till en ökad transport av ytlig förorening bunden till jordpartiklar till dagvattennätet. Del 2 av planområdet ligger högt upp i terrängen och bör därför inte påverkas av extrema vattennivåer i Mälaren, varför spridning via utlakning med höjd grundvattennivå inte bedöms vara aktuellt inom området.

Den planerade exploateringen av bostadsmarken innebär att stora delar av den ytliga jorden kommer att avlägsnas och/eller hårdgöras, vilket i sig kommer minska potentiell spridning från den förorening som idag finns inom området.

9.4 OSÄKERHETER

I detta kapitel sammanställs de osäkerheter som identifierats i riskbedömningen och som kan påverka bedömningen:

- Stora delar av området är glest undersökt, varför det finns osäkerheter i representativa halter inom delar av området och därmed bedömning av behov av riskreduktion. Då föroreningen i området i huvudsak verkar vara diffus finns dock misstanke om att ett åtgärdsbehov finns i ytlig jord i hela området, varför osäkerheter med glest undersökta delområden inte bör förändra det redan konstaterade åtgärdsbehovet.
- Dataunderlaget från djupare fyllning är begränsat, varför risker och behov av riskreduktion inte kan bedömas för delområden med djupare fyllning utan kompletterande undersökning.
- De riktvärden som använts för bedömning av påverkan på markmiljön är generella varför risker för markmiljön inte med säkerhet kan fastställas utan fördjupade undersökningar.
- Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden för spridning är förenklad och innefattar bl.a. inte fastläggning och nedbrytning av föroreningar, vilket ger osäkerheter i bedömningen av spridningsrisker. De antaganden som gjorts är dock konservativa och med stor säkerhetsmarginal.

Identifierade osäkerheter bedöms inte påverka de huvudsakliga slutsatserna i riskbedömningen.

10 BEHOV AV RISKREDUKTION

Riskbedömningen av del 2 av planområdet Riddersvik visar att det finns ett behov av riskreduktion inom hela området och främst avseende bly i yttlig mullhaltig jord (<0,5 m) för att säkerställa en acceptabel hälsorisk på kort och lång sikt med planerad markanvändning. Styrande exponeringsväg är intag av jord.

Bedömningen avseende hälsorisk på kort sikt gäller även med nuvarande markanvändning, dvs. det finns halter av bly i yttlig jord i området som kan innebära en risk i ett långtidsperspektiv för barn som vid enstaka tillfällen intar en större mängd jord från området. Befintligt dataunderlag tyder på att störst risk för exponering föreligger inom Rosenparken väst/trädskulle.

I föreliggande fall påverkar inte de olika använda effektnivåerna för bly bedömt behov av riskreduktion beroende av att representativa halter redan överskrider riktvärden med den högre effektnivån som nyttjas i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg.

Utöver bly finns även halter av högmolekylära PAH (PAH H) i hela området som inte kan uteslutas utgöra en förhöjd långsiktig hälsorisk med planerad markanvändning. Styrande exponeringsvägar är intag av växter och jord. Halterna av PAH i området varierar dock stort varför det finns osäkerheter i bedömningen av representativa halter och därmed behov av riskreduktion.

Inom Rosenparken väst/trädskulle förekommer utöver ett behov av riskreduktion för människors hälsa avseende bly och PAH H även ett behov av riskreduktion avseende arsenik, kadmium och kvicksilver i yttlig fyllning för att säkerställa en acceptabel hälsorisk på lång sikt med planerad markanvändning. Styrande för risken är främst exponering via intag av växter, vilket förutsätter odling av åtliga växter i befintlig jord.

Inom Rosenparken väst/trädskulle förekommer också halter av barium, bly, koppar, zink och PAH-H som inte kan uteslutas hämma ett fungerande markecosystem. Inom övriga delar av området kan koppar- och zinkhalter i yttlig jord eventuellt utgöra en begränsning för markecosystemet men bedömningen är behäftad med stor osäkerhet då endast generella jämförelsevärden använts vid bedömningen och bör inte vara styrande för bedömning av behov av riskreduktion utan vidare fördjupad undersökning.

Avseende spridning till ytvatten bedöms inte påträffade halter i jord inom del 2 av planområdet utgöra en oacceptabel belastning på recipienten Mälaren-Görväln och planerad exploatering bör minska spridningen från området. Den eventuella spridning som sker via grundvatten från utfyllnaden vid Lövsta bedöms inte påverka planområdet.

Osäkerheter som identifierats bedöms inte påverka den huvudsakliga slutsatsen om behov av riskreduktion i yttlig jord avseende skydd av människors hälsa i området och eventuellt behov av riskreduktion för markmiljön motsvarar behov av riskreduktion avseende hälsa.

För att skydda människors hälsa behövs riskreducerande åtgärder som förhindrar direktkontakt med jorden. Direktkontakt med jord kan förhindras genom övertäckning alternativt genom att jorden skiftas ut.

11 SLUTSATSER

Riskbedömningen av del 2 av planområdet Riddersvik visar, utifrån utförda undersökningar, att det finns två egenskapsområden inom området avseende föroreningssituationen i jord/fyllning:

- **Bostads- och naturmark** – huvuddelen av området planlagt som bostadsmark och naturmark. I huvudsak yttlig förorening (<0,5 m) av metaller och PAH i mullhaltig jord/fyllning med lägre lakbarhet av metaller och biotillgänglighet av bly och kvicksilver än Naturvårdsverkets generella antaganden. Inom begränsad del i sydöstra delen av området intill f.d. lokstall, Bostadsmark kv 1/park, förekommer djupare fyllning (max 1,8 m) med indikation på motsvarande föroreningsgrad som i yttlig fyllning. Inom delar av området där endast yttlig jord undersökts saknas kunskap om eventuell föroreningsutbredning i profil. Baserat på jordartskarta, fältobservationer och verksamhetshistorik bedöms dock föroreningen i huvudsak vara begränsad till ytliga jordlager.
- **Rosenparken väst/trädkulle** – befintlig parkmark i sydvästra delen av området som fortsatt planeras användas som parkmark. Yttlig förorening (<0,5 m) av metaller och PAH i mullhaltig jord/fyllning. Högre föroreningshalter än inom Bostads- och naturmark. Föroreningsens utbredning i profil är okänd.

Det finns ett behov av riskreduktion på kort och lång sikt för att skydda människors hälsa med planerad markanvändning, främst avseende bly i yttlig jord. Hälsoriskerna bedöms vara dimensionerande för behov av riskreduktion/åtgärder inom området. Bedömningen avseende hälsorisk för bly på kort sikt gäller även med nuvarande markanvändning och främst inom Rosenparken väst/trädkulle. Behov av riskreduktion avseende hälsa inom de olika delarna av planområdet samt kvarstående kunskapsluckor redovisas sammanställt i Tabell 13.

Tabell 13. Identifierat åtgärdsbehov av jord/fyllning avseende skydd av människors hälsa på lång och kort sikt för olika djupnivåer inom olika delar av del 2 av planområdet Riddersvik. Frågetecken visar var kunskapsluckor kvarstår.

DELOMRÅDEN	ÅTGÄRDSBEHOV HÄLSA LÅNG SIKT		ÅTGÄRDSBEHOV HÄLSA KORT SIKT	
	Yttlig jord <1 m	Djup jord >1 m	Yttlig jord <1 m	Djup jord >1 m
Bostadsmark kv 1/Park	Ja, 1 m	?	Ja?	Nej
Bostadsmark kv 2-9	Ja, <0,5 m	Nej	Ja, men oklart om hela området	Nej
Rosenparken öst	Ja, <0,5 m	Nej	Ja?	Nej
Rosenparken väst/trädkulle	Ja, <0,5 m?	Nej	Ja	Nej
Naturmark väst	Ja, <0,5 m?	Nej	Ja?	Nej

För att skydda människors hälsa behövs riskreducerande åtgärder som förhindrar direktkontakt med jorden. Direktkontakt med jord kan förhindras genom övertäckning alternativt genom att jorden skiftas ut. Eftersom jorden med förhöjda halter i huvudsak ligger ytligt antas att en betydande andel av jorden oavsett föroreningsgrad kommer hanteras i planerad exploatering, inom alla delytor som ska bebyggas.

I huvudsak bedöms halter i området inte utgöra en begräsning för markmiljön och inte föranleda något extra behov av riskreduktion utöver identifierat behov för skydd av människors hälsa.

Spridning av förorening från området till recipienten Mälaren-Görvåln bedöms vara begränsad och inte utgöra en miljörisk nu eller i framtiden med ett förändrat klimat.

12 FORTSATT ARBETE

För att bedöma åtgärdsbehov och lämpliga åtgärder rekommenderas att en åtgärdsutredning tas fram där mätbara åtgärds mål fastställs för planområdet.

Stora delar av området är glest undersökt och kompletterande provtagning/klassning för bedömning av åtgärdsbehov och omhändertaganden kan krävas inom bostadskvarteren, vilket bör kunna hanteras i anläggningsskedet.

Det finns även delar av del 2 av planområdet som inte är undersökt ännu t.ex. området norr om Lövstavägen samt område för planerad dagvattenpark där det finns ett fortsatt utredningsbehov. Dessa områden omfattar i huvudsak en markanvändning med gator, dike och dagvattenpark, varför andra riktvärden kan vara tillämpliga än de som presenteras i denna rapport.

13 REFERENSER

- Aktins 2018, Riddersvik, Hässelby, PM Geoteknik, Systemhandling 2018-05-17, reviderad 2018-10-15.
- EFSA, 2010. Scientific opinion in lead in Food, EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Uppdaterad 2013. EFSA Journal 2010;8(4):1570.
- Grön, 2006. Laktester för riskbedömning av förorenade områden – underlagsrapport 2b: Tester för bedömning av oral biotillgänglighet vid intag av jord. Naturvårdsverkets rapport 5557.
- Kemakta, 2016. PM – Modellbegränsningar. Förslag till värden som begränsar extrema riktvärden.
- Naturvårdsverket, 2009a. Att välja efterbehandlingsåtgärd, rapport 5978.
- Naturvårdsverket, 2009b. Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning, rapport 5976. Uppdaterade riktvärden 2016, tabell publicerat på www.naturvardsverket.se juni 2016.
- Stadsbyggnadskontoret, 2018. Dnr 2013-11692 Stadsbyggnadskontoret, 2018-11-27.
- Sycon Stockholm Konsult AB, 2002. Riskbedömning för förorenade jordmassor inkluderande en kompletterande miljöteknisk markundersökning, 2002-10-23.
- Sweco, 2019. Lövsta, PM förorenad mark och hydrogeologi, 2019-10-04.
- Tyréns, 2002. Infraconsult. Översiktlig miljöteknisk undersökning, 2002-04-09.
- USEPA, 2018. Statistical Software ProUCL 5.1.00 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>. Nerladdat: 2018-12-07.
- WSP, 2014. Miljöteknisk markundersökning Riddersvik f.d. trädskola, Uppdragsnummer: 10200006
- WSP, 2018. Miljöteknisk provtagning Riddersvik f.d. trädskola, kvarter 1 och vägar, Uppdragsnummer: 10248379.
- WSP, 2019a. Miljöteknisk markundersökning, utökad provtagning, Riddersvik, Hässelby, Stockholms Stad, Uppdragsnummer: 10274416.
- WSP, 2019b. Miljöteknisk markundersökning, utökad provtagning grönytor, Riddersvik del 1 och del 2, Hässelby, Stockholms Stad, Uppdragsnummer: 10274416.