

# Varvsstaden

Riskbedömning



## Ändringsförteckning

Ver	Datum	Ändringsbeskrivning	Granskad	Godkänd av
1.0	2024-06-04	Slutversion	Anna Paulsson	Anna Paulsson
1.1	2024-08-19	Komplettering i kap 8	Anna Paulsson	Anna Paulsson

<b>Sweco Sverige AB</b>	RegNo 556767-9849
<b>Uppdrag</b>	Varvsstaden miljöutredning
<b>Uppdragsnummer</b>	30070836
<b>Kund</b>	Varvsstaden AB
<b>Upprättad av</b>	Andreas Rehn
<b>Granskad av</b>	Anna Paulsson
<b>Godkänd av</b>	Anna Paulsson
<b>Datum</b>	2024-05-31 rev. 2024-08-19
<b>Ver</b>	1.1
<b>Dokumentreferens</b>	Riskbedömning_Varvsstaden_ver1.1

# Innehållsförteckning

1	Inledning .....	4
1.1	Bakgrund .....	5
1.2	Uppdragets omfattning .....	6
2	Områdesbeskrivning .....	6
3	Historik .....	8
4	Övergripande åtgärds mål .....	10
5	Problembeskrivning .....	10
5.1	Geologi och hydrogeologi .....	10
5.2	Föroreningskällor och nivåer .....	11
5.2.1	Jord .....	11
5.2.2	Grundvatten .....	13
5.3	Skyddsobjekt .....	15
5.4	Exponeringsvägar .....	16
5.5	Spridningsvägar .....	17
6	Platsspecifika riktvärden .....	18
6.1	Allmänt om riktvärden och riktvärdesmodellen .....	18
6.2	Generella förutsättningar .....	19
6.3	Förutsättningar gällande bly .....	21
6.4	Justering med avseende på biotillgänglighet .....	21
6.5	Justering av Kd utifrån lakteter .....	23
6.6	Justering av Koc utifrån POM-tester .....	24
6.7	Hälsorisker .....	27
6.7.1	Ytlig jord .....	27
6.7.2	Djup jord .....	30
6.8	Riktvärden för akuta hälsorisker och korttidsrisker .....	32
6.9	Skydd av markmiljö .....	33
6.10	Skydd av grundvatten och ytvatten .....	35
6.11	Sammanvägt riktvärde .....	36
7	Sammanfattande riskbedömning .....	37
8	Osäkerheter och diskussion .....	39
9	Referenser .....	42
	Bilaga 1 .....	44

# 1 Inledning

Varvsstaden, en del av Västra Hamnen i Malmö är under omvandling från industri- och verksamhetsområde till blandstad. Omvandlingen sker etappvis och på delar av Varvsstaden har denna omvandling redan skett, andra delar är under omvandling och ytterligare andra delar planeras att omvandlas.

Inom Varvsstaden har Kockums Mekaniska Verkstad AB (Kockums) tidigare bedrivit verksamhet i form av skeppsvarv sedan 1870-talet. Kockums verksamhet bestod i huvudsak av fartygsbyggande och fartygsreparationer. Kockums verksamhetsområde har varit mycket stort och delen söder om Stora Varvsgatan, öster om Skeppsgatan och norr om Varvskanalen och Varvsbassängen utgörs av Varvsstaden (se Figur 1).

Det aktuella området har i omgångar fyllts ut i havet mellan cirka 1850 och 1940. Till denna verksamhet grävdes på 1870-talet hamnbassäng (Södra varvsbassängen) och kanal. Delar av hamnbassängen har mer sentida fyllts ut igen. Till varvsverksamheten fanns tillhörande torrdockor, verkstäder, gjuterier m.m.

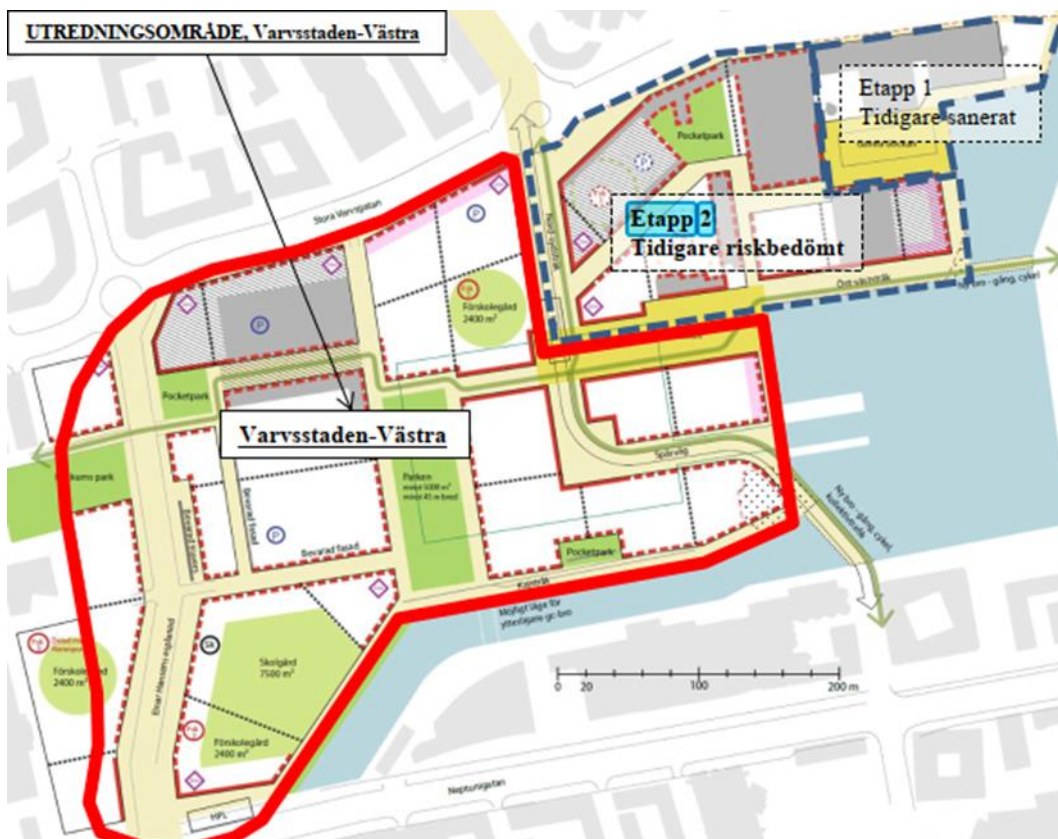


Figur 1. Varvsstadens utbredning markerad med heldragen linje. Bild hämtad ur Utvecklingsplan Varvsstaden, Stadsbyggnadskontoret, Malmö stad 2014-04-01.



## 1.1 Bakgrund

Inom Varvsstaden har tidigare undersökningar av föroreningar i mark och grundvatten utförts och därefter har en riskbedömning genomförts. I riskbedömningen, som ursprungligen togs fram av PQ Geoteknik & Miljö AB (PQ) och Structor Miljö Väst AB (Structor) 2016 och som senare reviderades 2018, beräknades platsspecifika riktvärden (PQ, 2018). Riskbedömningen berörde då den västra delen av Varvsstaden, se Figur 2. De östra delarna hade tidigare riskbedömts och sanerats, se Figur 2. Mätbara åtgärds mål togs fram som baserades på de framtagna platsspecifika riktvärdena.



Figur 2. Utredningsområdet för riskbedömningen utförd 2016 (rev. 2018). Bild hämtad från rapport av PQ & Structor (PG, 2018)

Sanering av området har genomförts etappvis sedan 2016. För varje saneringsetapp har en anmälan om efterbehandling tagits fram som godkänts av Miljöförvaltningen i Malmö via beslut om försiktighetsmått.

I november 2022 efterfrågade Miljöförvaltningen en översyn av riktvärdet för bly. Orsaken var att Naturvårdsverket gjort en översyn av det generella riktvärdet med anledning av att European Food Safety Authoritys (EFSA) reviderat toxikologiska referensvärden för bly (EFSA, 2010). I samband med denna översyn uppdaterade Naturvårdsverket också det beräkningsverktyg som används för beräkning av riktvärden.

En översyn och beräkning av nytt platsspecifikt riktvärde för bly togs fram och efter förnyad förfrågan från Miljöförvaltningen har även en översyn av samtliga tidigare framtagna platsspecifika riktvärden utförts. Dessa presenterades i PM upprättad av PQ och Relement Miljö Väst AB (Relement) i oktober 2023 (PQ,

2023). Miljöförvaltningen har i ärendet därefter tagit hjälp av SGI via korttidsstödet för att granska den översyn som vidtagits. Miljöförvaltningen har också vänt sig till Länsstyrelsen för att inhämta deras synpunkter.

Den 1 december 2023 återkom Miljöförvaltningen med en skrivelse i vilken SGI:s, Länsstyrelsens samt Miljöförvaltningens egna synpunkter sammanställts. I skrivelsen efterfrågades en revidering av de i oktober 2023 presenterade riktvärdena (Malmö Stad, 2023). Utöver revidering av riktvärden ansåg Miljöförvaltningen också att en riskvärdering behöver tas fram.

## 1.2 Uppdragets omfattning

Sweco Sverige AB har fått i uppdrag av Varvsstaden AB att utföra de kompletterande utredningar som behövs för att svara på de frågor och önskemål Miljöförvaltningen preciserat i upprättad skrivelse (Malmö Stad, 2023). Uppdraget omfattas av:

- Översyn och framtagande av platsspecifika riktvärden med tillhörande riskbedömning
- Åtgärdsutredning
- Riskvärdering

Föreliggande rapport redovisar den genomförda riskbedömningen med beräknade platsspecifika riktvärden. Åtgärdsutredning och riskvärdering kommer att redovisas i kommande separata rapporter.

Riskbedömningen med framtagna platsspecifika riktvärden är framåtsyftande och kommer att utgå från ytor inom Varvsstaden som inte ännu har sanerats. I uppdraget ingår ytor belägna både inom markerat utredningsområde (röd heldragen linje) och inom område benämnt tidigare riskbedömt (blå streckad linje) i Figur 2.

## 2 Områdesbeskrivning

Stadsdelen Varvsstaden omfattar till ytan cirka 180 000 m<sup>2</sup> som tidigare har bestått av industrimark. Varvsstaden har sanerats i etapper sedan 2016. I nuläget, våren 2024, pågår saneringsarbeten på två delområden och på ytterligare sex delområden kommer saneringar framöver att vidtas. I Figur 3 och Figur 4 redovisas de delar av området där sanering pågår (under 2024) samt de delar där sanering kommer att vidtas framöver.

Hela Varvsstaden ska omvandlas från tidigare industrimark till ett område med blandad bebyggelse med kollektivstråk, centrumverksamhet, parkeringsgarage, bostäder, kontor, skolor, allmän platsmark och parker. De ytor som återstår att sanera och sedermera bebyggas kommer bestå av bl.a. verksamheter som kontor, skola, handel och bostäder.

Av de befintliga byggnader som ligger inom delområden som planeras att saneras (inom röstreckade ytor i Figur 3 och Figur 4) kommer flera att bevaras eller delvis bevaras. Detta gäller byggnader 101, 231 samt en mindre del av 301. Övriga byggnader inom kommande etapper kommer att eller har redan rivits.

I byggnad 101 fanns tidigare maskinverkstad och monteringshall. Byggnaden uppfördes 1912 och 1923 och i denna byggnad tillverkades maskiner och motorer.

I byggnad 231, Vagnsverkstaden, som uppfördes 1913 tillverkades ursprungligen järnvägsvagnar och lok. Efter andra världskriget nyttjades byggnaden till kontor och garage.

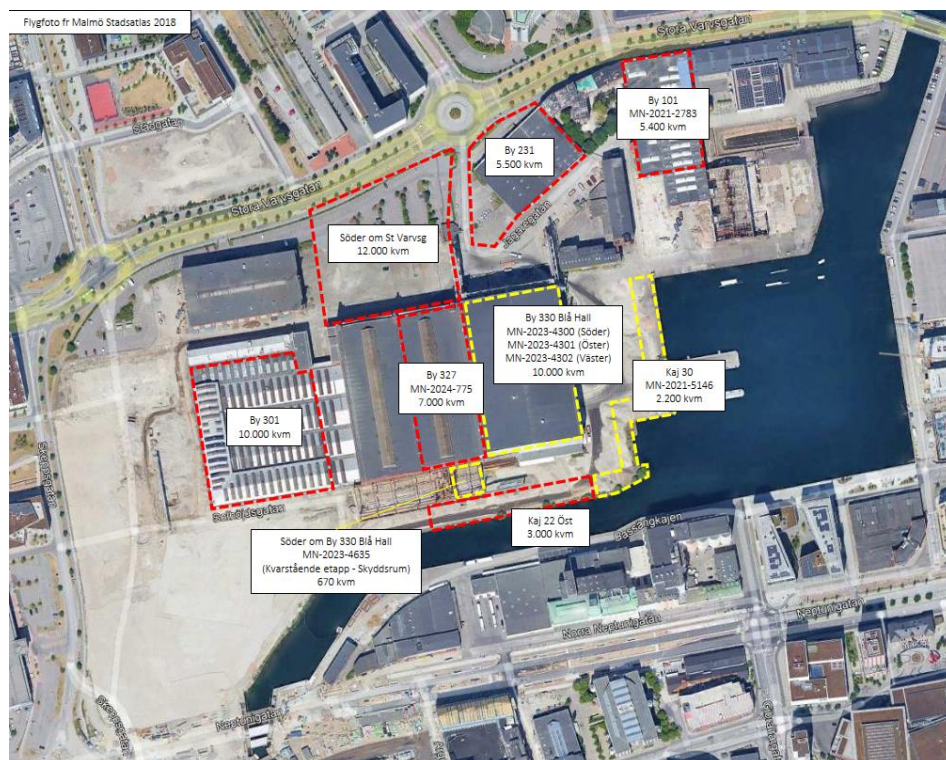
I byggnad 101 och 231 planeras det för ett framtida campus med skolverksamhet i form av högre utbildning.

I byggnad 301 som uppfördes 1947 fanns plåtslageriet och det var här som de inledande momenten vid tillverkningen av båtarna genomfördes.

Byggnad 327 (och 330) har tidigare använts som monteringshallar.

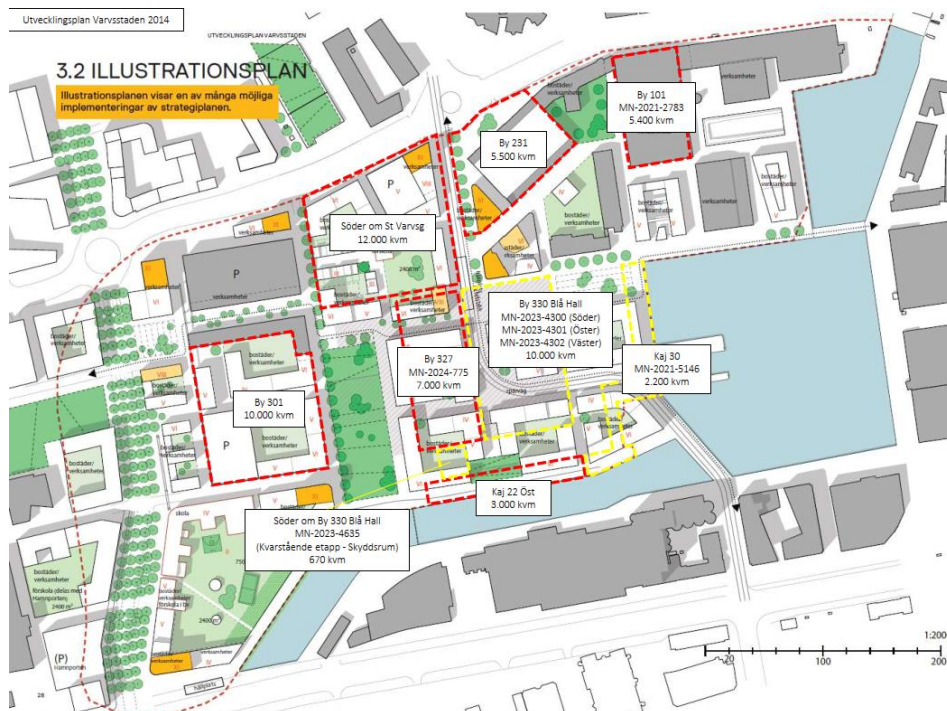
Vid platserna för byggnader 301, 327 och område benämnt söder om Stora Varvsgatan planeras det för i huvudsak bostäder. Inom område för byggnad 301 kan det också bli aktuellt med parkeringshus.

Kaj 22 Öst har tidigare använts som utrustningskaj och kommer i framtiden att bestå av allmän platsmark.



Figur 3. Röda streckade ytor = kommande saneringar. Gula streckade ytor = pågående saneringar.





Figur 4. Illustrationsplan hämtad från Utvecklingsplan Varvsstaden 2014. Planen åskådliggör översiktligt kommande (och genomförd) byggnationer. Verkligt utfall stämmer inte helt med planen med på ett ungefär. Röda streckade ytor = kommande saneringar. Gula streckade ytor = pågående saneringar.

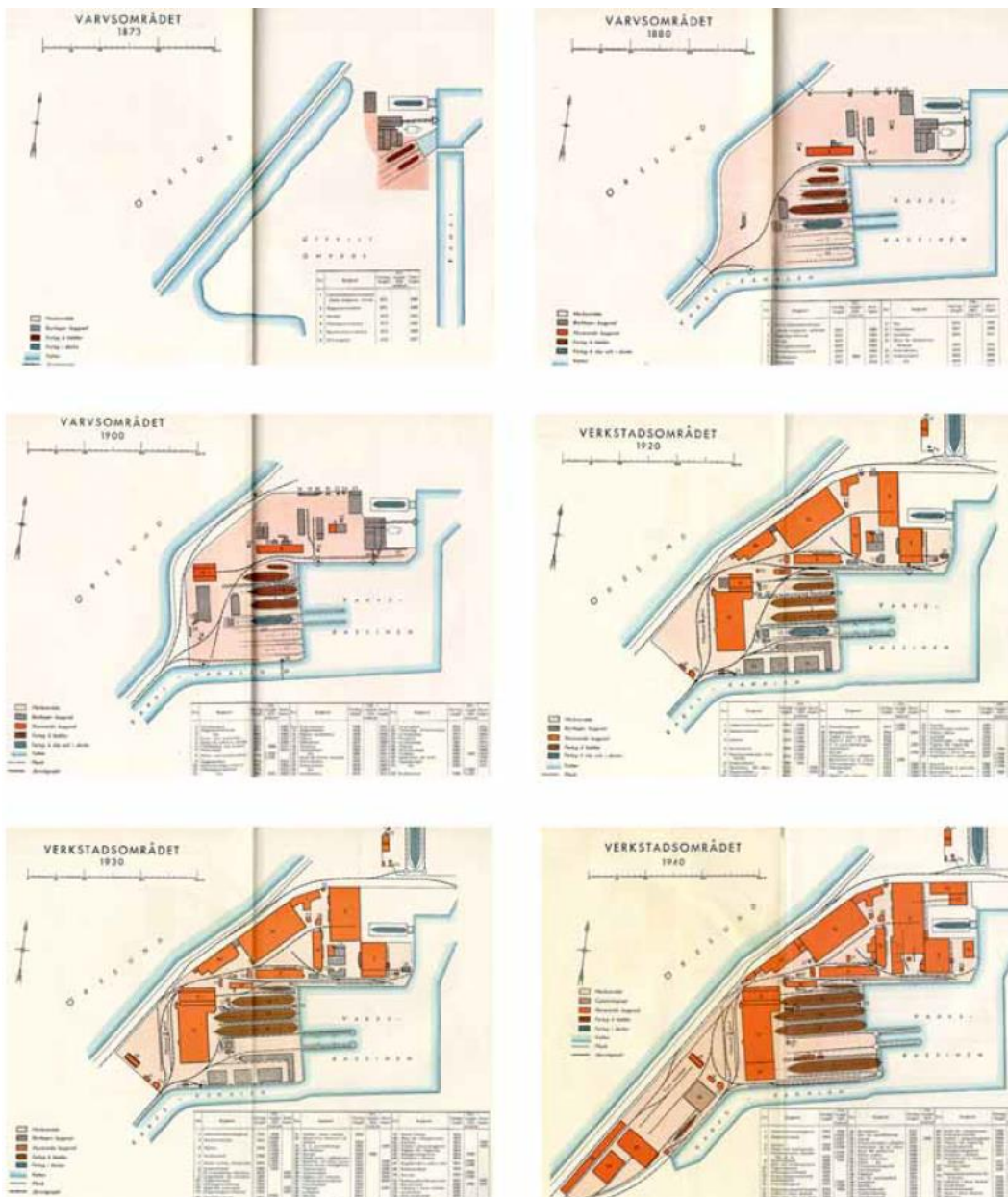
### 3 Historik

Hela det aktuella området består av utfyllnader i havet och stora delar av området fylldes ut i mitten av 1800-talet. Kockums verksamhet etablerades på platsen omkring 1870 och i mitten av 1870-talet uppgick Kockums markareal till 46 000m<sup>2</sup>. Vid etableringen grävdes hamnbassängen (Södra varvsbassängen) med tillhörande kanal till för verksamheten tillräckligt djup. På 1910-talet utökades markinnehavet med cirka 15 000 m<sup>2</sup> och diverse nya verkstäder m.m. uppfördes. Utökningen av området fortsatte under 1920- och 1930-talet och den totala markarealen hade i slutet av 1930-talet ökat till cirka 126 000 m<sup>2</sup>. I Figur 5 presenteras verksamhetens utveckling från 1873 till 1940. Den allra västligaste delen av området fylldes sedan ut på 1940-talet.

Den sista stora utfyllnaden skedde mellan slutet av 1960-talet och 1975, då östra delen av området omvandlades från fartygsproduktion till ubåtsproduktion. Stapelbäddar och dockor revs och igenfylldes, nya hallbyggnader uppfördes och en utfyllnad gjordes i vattnet i öster för en ny transportväg. Vid denna utfyllnad minskade Södra Varvsbassängens utbredning något.

I områdets östra delar har det bl.a. funnits verkstäder, gjuteri, torrdockor, fartygsbäddar och utrustningskajer. I de centrala och västra delarna har det i huvudsak funnits monteringshallar, plåtslageri, plåtförråd, träförråd och lagringsytor.





Figur 5. Kartor som illustrerar Kockums utbyggnad i Västra Hamnen från 1873 till 1940.

På 1970-talet minskade Kockums verksamheten och den upphörde sedermera.

Under 2022 och 2023 utförde Malmö Stad en uppgrävning av Södra Varvsbassängen för att minska dess vattendjup. Tidigare var hamnbassängen upp till 11-12 meter djup på vissa ställen. Efter genomförd uppgrävning är nu djupet cirka 4 meter.

## 4 Övergripande åtgärds mål

I den riskbedömning som togs fram 2016 formulerades ett antal övergripande åtgärds mål:

1. Verksamma, boende eller besökande i området skall inte exponeras för skadliga halter av markföroreningar.
2. Markfunktionen på grönytor på mark skall inte påverkas negativt av markföroreningar.
3. Spridning av förorening inom området och till omgivande mark skall minimeras.
4. Minsta möjliga mängd material skall avlägsnas från området.  
I målet ingår att minsta mängd material skall avlägsnas från området, d.v.s. att också material skall återanvändas inom området i så stor utsträckning som är miljömässigt möjligt och ekonomiskt rimligt. Detta innefattar både jord och material från hårdgjorda ytor, rivningsbetong o.dyl. men också hela eller delar av byggnadsverk, befintliga fasta föremål och artefakter t.ex. maskiner eller maskindelar.

## 5 Problembeskrivning

### 5.1 Geologi och hydrogeologi

Geologin inom Varvsstaden består av en blandning av fyllnadsmassor och naturliga sediment. Fyllnadsmassorna består huvudsakligen av lerhaltig jord, mestadels lermorän, blandat med kalksten/kalkstensrester samt sediment av sand, silt och lera med en viss mullinblandning. Ställvis har man fyllt med slagg eller rivningsmaterial som betong och tegel till någon meters djup. I områdets östra del förekommer ställvis i tidigare djupa anläggningar som fartygsbäddar och dockor också mäktigare lager av fyllnadsmassor bestående av restmaterial från verksamheten

Fyllnadslagrets mäktighet uppgår till cirka 3,5 meter. Marknivån i området ligger mellan drygt +2,5 och ca +3 meter över havet och vattendjupet borde således ha varit cirka 1 meter innan utfyllnaden. Under utfyllnaden finns naturliga sediment, främst sand och lera, följt av finkornig morän som sträcker sig ner till kalkstensberget på cirka 7,5-8 meter djup.

Enligt modellerade data uppgår avrinningen (nederbörd minus avdunstning) inom det aktuella delavrinningsområdet till ca 210 mm/år (SMHI, 2024). Enligt rapport Grundvattenbildning i svenska typjordar uppgår grundvattenbildningen för moränjordar i det aktuella området till ca 150–225 mm/år (Rodhe et al, 2006). Grundvattenbildningen i rapporten redovisas på översiktliga Sverigekartor och medger därför endast en grov bedömning. I rapport framtagen av VBB VIAK 2000 har en kunskapsöversikt av grundvattenförhållandena i Malmö Stad utförts. I rapporten där hänsyn också tas till hårdgjorda ytor och dagvattenuppsamling bedöms grundvattenbildningen i tätbebyggda områden, utanför de centrala delarna till 100 mm/år.

Grundvatten förekommer i jordlagren samt i kalkstensberggrunden. Strömningsriktningen för grundvattnet i jordlagren bedöms vara riktad mot Södra Varvsbassängen. Malmö hamnområde (SE553757-130820) som är en del av Öresund utgör en vattenförekomst med måttlig ekologisk status och ej god kemisk status. (VISS, 2024a) Södra Varvsbassängen ingår inte i vattenförekomsten men står i direkt förbindelse till denna.

Varvsstaden ligger på en grundvattenförekomst som utgörs av sedimentär bergförekomst (SE615989-133409). Den kemiska statusen bedöms vara god. (VISS, 2024b)

## 5.2 Föroreningskällor och nivåer

### 5.2.1 Jord

Översiktliga undersökningar har tidigare företagits inom området och finns sammanfattade i rapport framtagen av PQ och Structor från 2016 (PQ, 2018). I sammanfattningen framgår att fyllnadsmassorna i västra delen av området mest består av naturliga material men att inslag av t.ex. slagg och rivningsrester förekommer sporadiskt. Statistisk sammanställning av utförda analyser i områdets västra del presenteras i Tabell 1. I tabellen görs en jämförelse av uppmätta halter med Naturvårdsverkets generella riktvärden (NV 2022), för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) samt med Avfall Sveriges (Avfall Sverige, 2019) rekommenderade koncentrationsgränser för klassificering som farligt avfall (FA). Sammanställningen visar att uppmätta halter generellt är låga eller måttliga men att höga halter ställvis förekommer.

Tabell 1. Statistisk sammanställning av utförda analyser i områdets västra del. Tabellen hämtad från rapport av PQ och Structor (PQ, 2018).

**Tabell 2.1. Statistisk analys av utförda laboratorieanalyser i utredningsområdets västra del. Undersökningar t.o.m. maj 2016, jämförda med generella riktvärden.**

Ämne	Antal	Median	Aritm medel	UCLM95 <sup>1)</sup>	Maxhalt	NV-KM	NV-MKM	FA
"Olja"	2	-	-	-	7100	100*	1000*	10000*
PAH-L	77	0,08	0,08	0,08	0,2	3	15	1000
PAH-M	77	0,13	0,56	0,76	4,8	3,5	20	1000
PAH-H	77	0,13	0,70	1,0	9,1	1	10	100
As	82	1,8	2,3	2,7	11,8	10	25	1000
Ba	77	28,2	31,9	38,0	179	200	300	10000
Pb	82	10,1	28,3	41,7	416	50	400	2500
Cd	82	0,17	0,22	0,26	1,2	0,8	15	1000
Co	82	3,0	3,2	3,7	15,4	15	35	2500
Cu	82	9,2	13,2	17,0	98,3	80	200	2500
Cr	82	7,9	8,6	9,9	37,2	80	150	10000
Hg	82	0,1	0,1	0,17	0,9	0,25	2,5	1000
Ni	82	9,4	9,3	10,9	42,8	40	120	1000
V	82	7,6	7,5	8,7	42,0	100	200	10000
Zn	82	31,3	51,5	76,1	531	250	500	2500

1) Övre konfidensintervallet för medelvärde. Med 95 % sannolikhet underskrider det verkliga medelvärdet UCLM95. Det antas att föroreningshalterna är log-normalfördelade.

\*) Alifater >C16-C35

I östra delen av området utgörs fyllnadsmassor till stor del av samma material som i den västra delen. Dock fanns det tidigare inom detta område fartygsbäddar och dockor som mer sentida har fyllts igen och det finns ställvis ett större inslag av slagg, andra restprodukter och rivningsmaterial.

Statistisk sammanställning av utförda analyser i områdets östra del presenteras i Tabell 2 tillsammans med en jämförelse med KM, MKM och FA. Utförda analyser från detta område visar på högre föroreningsinnehåll jämfört med den västra delen. I denna sammanställning ingår dock inte prover från den äldsta delen av området beläget längst österut där det tidigare funnits bl.a. gjuteri, vagnsverkstad och maskinverkstad, eftersom dessa delar inte omfattades av utredningen (PQ, 2018), se Figur 2.

Tabell 2. Statistisk sammanställning av utförda analyser i områdets östra del. Tabellen hämtad från rapport av PQ och Structor (PQ, 2018).

**Tabell 2.2. Statistiskt analys av utförda laboratorieanalyser i utredningsområdets östra del. Undersökningar t.o.m. maj 2016, jämförda med generella riktvärden.**

Ämne	Antal	Median	Aritm medel	UCLM95 <sup>1)</sup>	Maxhalt	NV-KM	NV-MKM	FA
"Olja"	4	-	-	-	129	100*	1000*	10000*
PAH-L	31	0,08	0,51	0,78	2,9	3	15	1000
PAH-M	31	1,0	7,0	11,6	48	3,5	20	100
PAH-H	31	1,6	7,7	12,5	48	1	10	100
As	34	3,9	5,0	6,3	17,8	10	25	1000
Ba	29	71,7	81,6	104,4	314	200	300	10000
Pb	34	129,5	182,6	253,0	845	50	400	2500
Cd	34	0,28	0,34	0,42	1,1	0,8	15	1000
Co	34	4,7	7,1	10,7	65,7	15	35	2500
Cu	34	28,8	87,3	148,7	792	80	200	2500
Cr	34	10,1	13,5	15,9	32,0	80	150	10000
Hg	34	0,32	0,51	0,68	1,7	0,25	2,5	1000
Ni	34	11,5	13,0	14,6	25,2	40	120	1000
V	34	9,7	15,4	19,6	53	100	200	10000
Zn	34	100,8	190,3	280,2	1000	250	500	2500

\*) Alifater >C16-C35

Av de översiktliga undersökningar som tidigare utförts framgår att uppmätta halter är högre i den östra delen jämfört med den västra delen. De vanligaste förekommande föroeningarna över Naturvårdsverkets riktvärden är PAH-H, bly och kvicksilver men PAH-M, koppar och zink förekommer också.

Av de ytor som ännu inte har sanerats har kompletterande detaljerade undersökningar i form av rutnätsprovtagning vidtagits för Byggnad 101 (PQ, 2024a), övergripande översiktliga provtagningar av byggnad 231 (PQ, 2023b) samt för området som i Figur 3 benämns "Området söder om St Varsgatan" (PQ, 2024b).

Byggnad 101 med tidigare verksamhet i form av maskinverkstad ligger i östra delen av Varvsstadens område i den del där verksamheten startade i slutet av 1800-talet. Byggnaden ligger i närheten av tidigare gjuteri. Utförda undersökningar visar att bly och PAH-H förekommer i vissa fall i halter över Avfall Sveriges rekommenderade koncentrationsgränser för farligt avfall och är vanligt förekommande i halter över MKM. Andra metaller som t.ex. arsenik, kadmium, koppar, kvicksilver och zink samt PAH-M förekommer i vissa prover i halter över MKM och är vanligt förekommande i halter över KM. I ett mindre antal prover påträffas också halter av alifater och/eller aromater i halter över MKM eller KM.

Provtagningen utförd vid byggnad 231 och som är av översiktlig karaktär (33 analyser från sju provpunkter) visar att slagg påträffas i den översta halvmetern till metern och att prover uttagna på dessa nivåer och ibland någon nivå under uppvisar halter av fram för allt bly och PAH-H över MKM. I enstaka prov uppmäts också halter över gränsen för farligt avfall. Det förekommer också halter av PAH-M, barium, koppar m.fl i halter över MKM och i enstaka prover aromater över KM.

Provtagningen utförd vid ytan "Området söder om Stora Varvsgratan" och som är av översiktlig karaktär (25 analyser från sex provpunkter) visar inte på någon förekomst av slagg eller annan förekomst av restavfall från tidigare verksamhet. Lite förekomst av betongkross har noterats i en provpunkt och lukt av olja i ett par av provpunkterna. Ett analyserat prov uppvisar halter av bly, PAH-H, PAH-M, zink samt alifater och aromater och ett ytterligare prov med aromater över MKM. Fyra ytterligare prov har halter av en eller flera parametrar över KM.



## 5.2.2 Grundvatten

Grundvatten inom Varvsstaden har provtagits vid flera tillfällen mellan 2015 och 2024. Flertalet av utförda provtagningar har utförts i grundvattenrör som tidigare var installerade i nu sanerade områden. Resultat från dessa undersökningar bedöms därför nu vara av liten betydelse. Under 2024 har nya grundvattenrör installerats som provtagits vid två tillfällen. Proverna har analyserats med avseende på metaller, PAH och salter. Vid varje provtagningstillfälle har både filtrerade och ofiltrerade prov analyserats med avseende på metaller.

Filtrerade prov har med avseende på metaller generellt uppmätts i halter motsvarande mycket låga till låga halter vid jämförelse med SGU:s bedömningsgrunder (SGU, 2024). Arsenik, zink och nickel har också i ett antal rör uppmätts i nivåer motsvarande måttlig halt och för arsenik och nickel i en respektive två punkter även i höga halter. Analysresultaten från de båda provtagningssomgångarna presenteras i Tabell 3.

Tabell 3. Analysresultat från två provtagningstillfällen under våren 2024. Provtagning utförd av PQ. Analyser i tabellen utförda på filtrerad prov.

	Arsenik	Barium	Bly	Kadmium	Krom	Kobolt	Koppar	Kviksilver	Molybden	Nickel	Vanadin	Zink	
Provpunkt	Enhet	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
GVR:1_1		4,5	29,5	0,42	<0,05	<0,5	1,39	3,24	<0,02	74,3	10,5	35,2	<2
GVR:1_2		4,58	27,9	0,446	<0,06	<0,5	1,32	3,26	<0,02	79	10,4	36,9	<2
GVR:2_1		3,96	48,8	<0,2	<0,05	<0,5	0,27	<1	<0,02	38,1	8,25	5,85	<2
GVR:2_2		6,36	35,9	<0,2	<0,05	<0,5	0,162	<1	<0,02	47,3	14	12,3	<2
GVR:3_1		0,677	358	<0,2	0,105	2,64	7,18	1,04	<0,02	4,97	4,96	0,304	7,67
GVR:3_2		0,705	417	0,248	0,0843	2,91	15,8	<1	<0,02	4,6	6,31	0,286	16,5
GVR:4_1		0,778	106	<0,2	<0,05	<0,5	1,45	<1	<0,02	16,8	3,48	0,356	8,92
GVR:4_2		1,15	78,9	<0,2	<0,05	<0,5	2,09	<1	<0,02	21,8	3,94	0,455	5
GVR:5_1		2,92	169	<0,2	<0,05	<0,5	0,261	<1	<0,02	10,4	0,532	0,158	<2
GVR:5_2		2,07	40,6	0,524	<0,05	3,16	0,53	2,3	<0,02	23,8	1,08	1,16	11,5
GVR:6_1		1,25	88,5	<0,2	<0,05	3,11	0,35	1,56	<0,02	25,2	1,49	1,22	<2
GVR:6_2		1,53	58,1	0,442	<0,05	<0,5	0,155	1,58	<0,02	18,2	0,775	1,67	11,7
GVR:7_1		0,535	111	<0,2	<0,05	0,912	0,0971	<1	0,0402	<0,5	0,597	0,669	<2
GVR:7_2		0,874	99,4	0,534	<0,05	<0,5	0,0905	<1	<0,02	<0,5	<0,5	0,59	10,7
GVR:8_1		0,818	134	<0,2	<0,05	<0,5	1,03	<1	<0,02	6,52	2,94	0,676	10,1
GVR:8_2		2,32	99,1	0,739	<0,05	<0,5	0,602	<1	<0,02	6,55	2,1	0,802	14,8
GVR:9_1		0,924	88,1	<0,2	<0,05	0,85	0,224	1,86	<0,02	3,55	1,73	0,361	5,75
GVR:9_2		0,625	80,3	0,473	<0,05	<0,5	0,162	1,79	<0,02	3,29	1,66	0,292	14,5
<b>Låg Halt - klass 2</b>		1		0,5	0,05	0,5		5	0,001		0,5		5
<b>Måttlig Halt - klass 3</b>		2		2	0,1	5		10	0,01		2		10
<b>Hög Halt - klass 4</b>		5		5	0,5	10		100	0,05		10		100
<b>Mkt Hög Halt - klass 5</b>		10		10	1	25		500	0,5		20		500

PAH har i analyserade ofiltrerade prov uppmätts i varierande halter. I många uttagna prov är halterna under rapporteringsgräns men i ett antal är halterna av framför allt PAH-H och Bens(a)pyren, som ingår i ämnesgruppen PAH-H, höga

eller mycket höga vid jämförelse med SGU:s bedömningsgrunder (SGU, 2024). Analysresultaten från de båda provtagningsomgångarna presenteras i Tabell 4. Att analysera PAH på filtrerade prov är standardförfarande men innebär att det är relativt vanligt förekommande att förekomst av partiklar i uttagna prover kan påverka analysresultatet. Om grundvattenrör installeras i punkter med förekomst av PAH i jorden, även i relativt låga halter, och om jordmaterial "rasar" ner i hålet vid installationen så kan detta innebära att grundvatten lokalt kan bli förorenat runt filtret. Förekomst av partiklar i uttagna prover kan i vissa fall också bero på otillfredsställande rensumpning som kan bli fallet vid t.ex. dålig tillrinning. Vid sådana situationer är det vanligt att efterföljande provtagningar jämfört med initiala provtagningar uppvisar lägre halter. I Tabell 4 framgår att för de prover där högst halter uppmätts är halterna lägre vid den andra provtagningsomgången. Huruvida uppmätta halter är påverkade av ovan nämnda faktorer i detta fall går inte att säga men det bedöms inte som uteslutet att så kan vara fallet.

Tabell 4. Analysresultat avseende PAH från två provtagningstillfällen under våren 2024. Provtagning utförd av PQ.

	Bens(a)pyren	PAH-L	PAH-M	PAH-H	
Provpunkt	Enhet	µg/l	µg/l	µg/l	
GVR:1_1		0,055	1,26	0,336	1,61
GVR:1_2		0,02	1,01	0,099	0,657
GVR:2_1		0,156	<0,078	0,912	0,646
GVR:2_2		<0,01	0,067	<0,04	<0,03
GVR:3_1		<0,1	<0,25	<0,4	0,284
GVR:3_2		<0,01	0,034	<0,04	<0,03
GVR:4_1		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:4_2		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:5_1		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:5_2		0,018	<0,025	0,082	0,042
GVR:6_1		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:6_2		<0,01	<0,025	<0,04	0,026
GVR:7_1		<0,01	0,034	<0,04	<0,03
GVR:7_2		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:8_1		0,011	0,05	0,053	0,051
GVR:8_2		0,02	0,038	0,116	0,074
GVR:9_1		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:9_2		<0,01	<0,025	<0,04	<0,03
<b>Låg Halt - klass 2</b>		0,0005	0,001	0,001	0,001
<b>Måttlig Halt - klass 3</b>		0,001	0,01	0,01	0,005
<b>Hög Halt - klass 4</b>		0,002	0,5	0,1	0,01
<b>Mkt Hög Halt - klass 5</b>		0,01	10	2	0,1

Salter i form av natrium, magnesium, kalcium, klorid och sulfat har generellt uppmätts i halter motsvarande mycket hög halt vid jämförelse med SGU:s bedömningsgrunder.

Uppmätta halter av natrium, magnesium, kalcium, klorid och sulfat överskrider generellt Livsmedelsverkets gränsvärde (LIVSFS 2022:12) samt det riktvärde som gäller för mindre vattentäcker.

Analysresultaten från de båda provtagningsomgångarna presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. Analysresultat från två provtagningsstillfällen under våren 2024. Provtagning utförd av PQ.

	Klorid	Sulfat	Kalcium	Kalium	Magnesium	Mangan	Natrium
Provpunkt	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
GVR:1_1	193	378	152	69,1	1,01	82,7	242
GVR:1_2	187	353	114	65	<0,2	10	230
GVR:2_1	453	510	255	34,6	14,8	125	262
GVR:2_2	638	274	227	31,3	4,1	43,5	299
GVR:3_1	3800	600	502	48,5	228	12300	1720
GVR:3_2	3550	561	534	45,3	214	15200	1530
GVR:4_1	750	55,8	128	10,4	7,62	425	427
GVR:4_2	407	63,8	104	9,76	6,77	572	298
GVR:5_1	603	244	240	31,1	71,9	402	589
GVR:5_2	853	246	94,3	35,2	10,1	114	520
GVR:6_1	165	205	123	118	9,74	120	86
GVR:6_2	60,9	128	65	106	5,57	24,9	34,4
GVR:7_1	467	97	149	27,6	36,1	247	286
GVR:7_2	487	82,3	121	26,9	33	206	282
GVR:8_1	447	101	205	12,6	21,7	478	228
GVR:8_2	332	93,6	148	9,67	14,1	314	180
GVR:9_1	1750	200	170	47,1	100	456	1010
GVR:9_2	1700	200	175	47,6	101	501	1000
<b>Låg Halt - klass 2</b>	20	10	10	3	2	50	5
<b>Måttlig Halt - klass 3</b>	50	25	20	6	5	100	10
<b>Hög Halt - klass 4</b>	100	50	60	12	10	300	50
<b>Mkt Hög Halt - klass 5</b>	300	100	100	50	30	400	100

### 5.3 Skyddsobjekt

Människor som av olika anledningar vistas inom Varvsstaden är de huvudsakliga skyddsobjekten.

Baserat på den planerade markanvändningen, som kan komma att innefatta bostäder, skolor, kontor, handel och annan besöks- och centrumverksamhet, har skyddsobjekten bedömts utgöras av följande grupper:

- Människor som bor inom Varvsstaden
- Människor som arbetar, går i förskola eller skola inom Varvsstaden
- Människor som vistas tillfälligt inom Varvsstaden

Utöver människor som skyddsobjekt bedöms följande också vara relevanta:

- Markmiljön inom Varvsstaden

- Grundvatten
- Ytvatten

Den byggnation som planeras på de återstående expoaleringsytorna inom Varvsstaden kommer att vara blandad och i huvudsak bestå av bostäder i form av flerbostadshus, skolverksamhet i form av högre utbildning som Högskola och Universitet och parkeringshus. Kontor och andra publika verksamheter kan bli aktuellt likväl som ytterligare förskola. Detta medför att människor kommer att vistas på aktuella delar av Varvsstaden både heltid såväl som deltid.

Det kommer anläggas grönytor i anslutning till planerade byggnationer och viss odling kan inte uteslutas i anslutning till fram för allt bostäder.

Enligt Naturvårdsverkets vägledningsrapport gällande riskbedömning av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009a) är grund- och ytvatten naturresurser som i princip alltid är skyddsvärda och att spridning av föroreningar från ett förorenat område inte bör innebära en långsiktig försämring av kvaliteten av grund- och ytvattenresurser.

Grundvatten i jordlager bedöms dock ha ett begränsat skyddsvärde på grund av att grundvattnet är påverkat av salter och därmed torde vara av begränsat värde som grundvattenresurs.

Grundvattnet i kalkstensberggrunden som är en utpekad grundvattenförekomst bedöms som en skyddsvärd resurs.

Södra Varvsbassängen som står i direkt förbindelse med Öresund och vattenförekomsten Malmö Hamnområde bedöms som skyddsvärd.

## 5.4 Exponeringsvägar

Människor som vistas inom Varvsstaden bedöms kunna exponeras för föroreningar i jord på liknande sätt oavsett i vilket syfte de vistas inom fastigheterna. För det aktuella området har följande exponeringsvägar bedömts vara aktuella:

- Intag av jord och damm
- Hudkontakt med jord och damm
- Inandning av damm
- Inandning av ånga
- Intag av växter från området

Exponering via intag av jord och damm sker oavsiktligt i samband med vistelse inom Varvsstaden genom att jord fastnar på t.ex. händerna och dessa stoppas i munnen med efterföljande nedsväljning av jordpartiklar. Upptag av förorening sker via mag-tarmkanalen.

Exponering via intag av jord och damm bedöms huvudsakligen ske från mycket yttlig jord. I samband med att personer gräver i jorden (t.ex. vid plantering eller lek) eller i samband med schaktarbeten med öppna gropar kan exponering ske även för djupare jord.

Intag av jord kan i vissa fall också ske genom att en större mängd jord avsiktligt intas vid ett och samma tillfälle. Sådant beteende är vanligast bland små barn. Vissa barn har en större benägenhet att stoppa alla möjliga saker i munnen och detta brukar kallas pica-beteende. Enligt de studier som Naturvårdsverket tittat på är det ungefär hälften av alla barn mellan 1 och 3 år som har ett pica-



beteende. För jord bedöms extremt pica-beteende vara ganska ovanligt (<1 % av barnen) (Naturvårdsverket, 2008).

För att en risk avseende korttidsexponering ska föreligga behöver halter över riktvärdena förekomma i jord som är tillgänglig för små barn. Endast ytlig jord är vanligtvis tillgänglig för sådan exponering, vilket U.S. EPA (2011) anger till knappt 10 cm (2-3 tum) i detta sammanhang.

Exponering via hudkontakt med jord och damm sker oavsiktligt i samband med vistelse inom Varvsstaden genom att jord fastnar på huden och föroreningar därefter tas upp genom huden. Hur mycket jord som fastnar på huden kan variera mycket beroende på hur människor betar sig, exempelvis ger aktiviteter med intensiv kontakt med jorden (såsom exempelvis trädgårdsarbete) större exponering medan exponeringen minskas om huden tvättas efter utomhusvistelse.

Olika ämnen tas upp genom huden i olika omfattning vilket också påverkar exponeringen. Metaller har generellt lågt hudupptag (Naturvårdsverket 2023b). Exponeringen bedöms huvudsakligen ske från ytlig jord, precis som för intag av jord och damm.

Exponering via inhalation sker genom antingen inandning av damm genom att jord som dammat upp följer med inandningsluften ner i lungorna där upptag sker eller genom inandning av flyktiga ämnen via förångning. Olika typer av jord dammar i olika omfattning, finkorniga material och torra jordar dammar mer. Vidare begränsas damning om ytan är belagd med asfalt, bebyggd, täckt av växter eller täckt på annat sätt. Det är huvudsakligen ytlig jord som kan damma upp i luften, men i samband med grävarbeten kan damm tillfälligtvis spridas från djupare jord. Gällande flyktiga ämnen bidrar även förekomst på större djup till förångning och exponering via inhalation. Vanligtvis kan oacceptabel exponering via inhalation av ångor endast förekomma inomhus på grund av att vid utomhusvistelse sker en mycket stor utspädning i utomhusluften.

Exponering via intag av växter sker genom att frukt, bär och grönsaker som odlas eller växer inom området tar upp föroreningar. När grödorna konsumeras följer föroreningar med och exponering sker via upptag i mag-tarmkanalen.

Upptaget i grödorna påverkas av många faktorer, som exempelvis typ av förorening och typ av gröda.

Nyttjande av grundvatten för dricksvattenändamål bedöms inte vara aktuellt inom området. Området är försett med kommunalt vatten.

## 5.5 Spridningsvägar

Föroreningar inom Varvsstaden förekommer både i ytliga och djupare fyllnadsmassor. Spridning av föroreningar från Varvsstaden bedöms främst kunna ske genom följande spridningsvägar:

- Damning.
- Upptag i växter.
- Förångning gällande flyktiga ämnen
- Föroreningarnas urlakning från mark till grundvatten, och vidare till recipient (Södra Varvsbassängen).

Spridning med damm innebär att föroreningar bundna till jorden kan spridas inom eller från området. Damning kan uppstå på grund av vind eller mekanisk

påverkan, men begränsas generellt av byggnader, hårdgjorda ytor och växtlighet.

Spridning av flyktiga föroreningar via ångor till inomhusluft kan vara möjlig.

Föroreningsspridning via vatten påverkas av hur mycket vatten som kommer i kontakt med föroreningarna. Gällande föroreningar belägna ovanför grundvattenytan är spridningen framförallt beroende av grundvattenbildningen i området. Mängden vatten som kan infiltrera genom jordlagren inom området begränsas av andelen hårdgjorda ytor. Detta gör att en del av nederbörden som skulle infiltrerats i jorden, istället rinner av på ytan ner i dagvattenssystemet. Därmed begränsas grundvattenbildningen inom området, och på så sätt också mängden vatten som infiltrerar genom de förorenade jordlagren.

## 6 Platsspecifika riktvärden

### 6.1 Allmänt om riktvärden och riktvärdesmodellen

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009a) mark är framtagna för att användas i samband med riskbedömning av förorenade områden. De senaste generella riktvärdena för förorenad mark uppdaterades av Naturvårdsverket i november 2022.

Riktvärdena är framtagna för att vara tillämpbara i hela landet och för kunna appliceras på ett stort antal objekt. De generella riktvärdena är framtagna för att kunna ge en indikation på om föroreningarna kan utgöra en risk för människors hälsa eller miljö. I riktvärdesmodellen görs beräkningar av fyra olika riktvärden:

- hälsoriskbaserat riktvärde,
- riktvärde för skydd av markmiljön
- riktvärde för skydd av ytvatten
- riktvärde för skydd av grundvatten som naturresurs.

Ett slutligt riktvärde baserat på de lägsta framräknade värdet väljs som generellt riktvärde.

I den generella modellen görs ett stort antal antaganden avseende olika exponeringsvägar. Flera av dessa antaganden kan anpassas i modellen till de faktiska förhållanden som råder inom aktuellt undersökningsområde för att få en platsspecifik beräkning.

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2016) har använts för att i första hand ta fram platsspecifika riktvärden för bedömning av eventuella risker med avseende på människors hälsa (långtidseffekter samt akuta risker och korttidsexponering). Modellen beräknar även riktvärden för skydd av ytvatten och skydd av grundvatten vilka också presenteras i rapporten.

Beräkningen av platsspecifika riktvärden har genomförts med hjälp Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Excelbaserat beräkningsprogram för riktvärden, version 2.2).

Platsspecifika riktvärden för jord har beräknats för samma ämnen som tidigare tagits fram av PQ Geoteknik & Miljö AB och Relement Miljö Väst AB.

## 6.2 Generella förutsättningar

Miljöförvaltningen har i skrivelse angett att de platsspecifika riktvärden som tagits fram av PQ Geoteknik & Miljö AB och Relement Miljö Väst AB behöver revideras (Malmö Stad, 2023). I skrivelsen har miljöförvaltningen med stöd av yttranden från SGI och Länsstyrelsen i Skåne lämnat ett antal synpunkter/rekommendationer som bör beaktas vid framtagande av nya platsspecifika riktvärden. Dessa består av följande:

- Lämplig exponeringstid gällande oralt intag, hudkontakt och damning bedöms för hela området vara 365 dagar/år eftersom området som helhet bedöms motsvara KM.
- Miljöförvaltningen anser att exponeringsvägen intag av växter behöver utgå från det generella antagandet för KM om tio procent av det totala intaget.
- Tidigare motivering angående storleken på det förorenade området behöver utvecklas. Det behöver också visas hur man tar hänsyn till spridning av föroreningar från området.
- Antagen infiltration behöver ses över och Miljöförvaltningen anser att bestämmelser i detaljplaner behöver ligga till grund för en platsspecifik bedömning av grundvattenbildningen.
- Miljöförvaltningen anser att en justering av exponeringstiden är rimlig för djup jord (jord under 1,5 m u my). Den antagna exponeringstiden behöver dock ses över och Miljöförvaltningen anger att man tidigare i liknande ärenden accepterat justering som varit i storleksordningen 20 dagar per år. *Vidare anges att riskbedömningen behöver kompletteras med uppgifter om restriktioner kring hur uppgrävda jordmassor hanteras vid grävarbeten i framtiden och i så fall vilka restriktioner som är lämpliga. Det behöver också göras en bedömning kring om höga halter kan komma att bli tillgängliga ytligt vid grävarbeten, hur skulle det i så fall påverka exponeringen som helhet för en individ samt om det krävs säkerhetsåtgärder för att barn inte ska kunna komma kontakt med uppgrävda massor. Varvsstaden behöver också bedöma vilken spridning av föroreningar ett kvarlämnande kan leda till.* Text i kursiv stil avses att beaktas i kommande arbete med åtgärdsutredning och riskvärdering.
- Miljöförvaltningen anser att riktvärden bör beräknas för tre scenarion (avseende markmiljö); en skyddsnivå enligt KM (75 procent), en skyddsnivå om 75 procent på nivån 0,0-1,5 meter under markytan och en skyddsnivå om 50 procent på nivån >1,5 meter under markytan samt ett scenario i enlighet med Varvsstadens förslag. Därefter får miljönytta, kostnaderna och andra aspekter värderas i en riskvärdering. Varvsstadens förslag avser de antagande som gjordes i den riskbedömning som togs fram 2016 samt i den översyn som gjordes 2023 och innebär ett skydd för markmiljön på 50 % (MKM) i yttlig jord och att markmiljön ej beaktas i djup jord.
- Miljöförvaltningen anser att riktvärden bör beräknas både med och utan skydd av grundvatten och att miljönytta, kostnaderna och andra aspekter därefter värderas i en riskvärdering.

Sweco har beaktat ovanstående synpunkter vid framtagandet av platsspecifika riktvärden.

Under vintern och våren 2024 har PQ Geoteknik & Miljö AB och Relement Miljö Väst AB utfört kompletterande provtagningar för att på olika sätt belysa risker för människors hälsa och miljön. Följande kompletterande provtagningar har utförts:

- Provtagning av lös jord på markytor med analys av metaller och PAH:er.
- Provtagning av bly och PAH-H i partiklar i luft inom sanerad mark och på en referensplats.
- *Biotillgänglighetstest (UBM-test) avseende metaller.*
- Provtagning av grundvattenrör inom i huvudsak sanerade ytor med analys av metaller, PAH och salter.
- *Lakteter vid L/S=2 med analys av metaller samt POM-tester avseende PAH.*

Resultaten från utförda undersökningar finns redovisade i rapport sammanställd av PQ (PQ, 2024d)

Vid framtagandet av platsspecifika riktvärden har i första hand riktvärden beräknats utifrån de synpunkter som erhållits från Miljöförvaltningen men resultat som erhållits från de kompletterande provtagningarna i punktlistan som är markerade med kursiv stil har också beaktats.

Platsspecifika riktvärden har beräknats så att dessa ska representera samtliga delområden som återstår att exploatera inom Varvsstaden. Det har inte utförts en indelning i olika egenskapsområden eller liknande.

För huvuddelen av de återstående exploateringsytorna, förutom för byggnad 101, har inga nya detaljplaner tagits fram ännu vilket kommer att göras framöver. Inom återstående exploateringsytor planeras dock för blandad bebyggelse med i huvudsak bostäder med enstaka verksamhetslokaler. Det planeras också för lokaler som ska rymma skolor, i form av högre utbildningar så som högskola, universitet och gymnasieskola, men också förskola kan bli aktuellt inom ej ännu exploaterade ytor.

Att platsspecifika riktvärdena tagits fram för endast en markanvändning har utförts på grund av att dessa ska kunna användas för hela den återstående exploateringen av Varvsstaden. De tar därmed också höjd för eventuella framtida förändringar inom planområdet.

Platsspecifika riktvärden har dock beräknats för två djupnivåer, yttlig jord respektive djup jord eftersom exponering av djup jord bedöms som begränsad i jämförelse med yttlig jord.

De nu framtagna riktvärdena är framåtsyftande och avses, i kommande åtgärdsutredning och riskvärdering, tillsammans med andra avvägningar så som teknisk genomförbarhet, kostnadseffektivitet, framtida restriktioner m.fl. kunna omvandlas efter eventuella justeringar till mätbara åtgärds mål. De mätbara åtgärds målen avses sedan tillämpas på de ytor (markerade med rödstreckade linjer i Figur 3 och Figur 4) som återstår att exploatera.



## 6.3 Förutsättningar gällande bly

Naturvårdsverket har med anledning av att European Food Safety Authoritys (EFSA) reviderat toxikologiska referensvärden för bly (EFSA, 2010) gjort en översyn av de generella riktvärdena för bly i förorenad mark. Resultaten från denna översyn publicerades i en PM hösten 2022 (Naturvårdsverket 2022).

I Naturvårdsverkets PM anges att vid exponering för bly består de huvudsakliga riskerna för människors hälsa av skador på nervsystemet, speciellt när hjärnan utvecklas under fosterperioden och den tidiga barndomen. I PM anges att EFSA beräknar att redan en blodblyhalt på 12 µg/l medför ökad risk för försämrad intellektuell kapacitet hos barn.

Redan 2016 gjordes uppdaterade beräkningar i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för nya riktvärden för bly baserat på bl.a. EFSA:s uppdaterade referensvärde.

Det nya beräknade riktvärdet för KM där hänsyn endast tas till risk uppgår till 11 mg/kg. Detta värde justerades sedan till 20 mg/kg för att inte understiga den nationella bakgrundshalten i Sverige. Efter att dessa nya beräknade riktvärden skickats på remiss tog Naturvårdsverket beslutet att inte sänka gällande riktvärde för KM från 50 mg/kg till 20 mg/kg.

Det generella riktvärdet för KM (50 mg/kg) är alltså ett policybaserat värde som beslutats efter praktiska och ekonomiska överväganden och som inte motsvarar det värde beräkningsverktyget ger. Naturvårdsverket anger att det inte bedömts praktiskt lämpligt att sänka riktvärdet utifrån vad som skulle kunna vara riskmässigt motiverat. Det bedöms inte heller finnas tillräckligt med underlag som visar att en sänkning skulle medföra en tydlig riskreduktion och positiva effekter för människors hälsa. Analysens slutsats är att kostnaderna riskerar att bli omotiverat höga i relation till nyttan avseende hälsoeffekter.

Dock anger Naturvårdsverket att det är motiverat att beräkna platsspecifika riktvärden utifrån det nya sänkta toxikologiska referensvärdet. Förekomst av bly bör hanteras med försiktighet och platsspecifika bedömningar kan vara nödvändiga så att överväganden om vad som är rimligt och möjligt görs på bästa sätt i varje enskilt fall och med intentionen att minska människors exponering för bly.

## 6.4 Justering med avseende på biotillgänglighet

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för beräkning av platsspecifika riktvärden ingår en biotillgänglighetsfaktor för oralt intag av förorenad jord. I Naturvårdsverkets beräkningsverktyg antas att biotillgängligheten vid intag av förorenad jord är 100 %, d.v.s. all förorening som finns i den jord som intas kommer också att tas upp i kroppen. Undantaget är för bly där Naturvårdsverket i den översyn av riktvärden som gjordes 2022 justerade biotillgängligheten för bly från 100 % till 60 %.

Laboratorietester för att simulera utlakning i mage-tarmkanal har utförts för att få ett platsspecifikt mått på biotillgänglig halt. Metoden som använts är Unified Barge Method (UBM) vilken utförs enligt internationell standard. Metoden är validerad för arsenik, antimon, kadmium och bly.

UBM-metoden är ett trestegs-laktest i provrör som simulerar utlakning av metallföroreningar ur en matris vid transport genom människans mag-tarmkanal. I testet skakas en bestämd mängd provmaterial i tre steg med

syntetiska lösningar av saliv, magsaft, tunntarmsvätska och galla. Upptag av metallföroreningar (liksom näringsämnen) sker i tunntarmen hos människan, och en förorening kan ge en toxisk effekt först efter att den passerat över tunntarmen och via blodet nått till ett målorgan. Därför är det den lösta halten av metallföroreningen som föreligger i sista steget av testet som representerar halten i tunntarmen, och som är den biolösliga halt som approximerar den verkliga oralt biotillgängliga halten.

PQ Geoteknik & Miljö AB och Relement Miljö Väst AB har utfört kompletterande provtagningar avseende biotillgänglighet enligt UBM-metoden. Tio jordprover med blyhalter mellan 13 och 3100 mg/kg TS har analyserats enligt UBM-metoden. Förutom bly har också övriga vanliga metaller analyserats. Fem av de uttagna proverna kommer från området benämnt By 101 och fem från området benämnt By 330 i Figur 3 och Figur 4. Resultaten från utförda biotillgänglighetstester finns redovisade i resultatrapport framtagen av PQ (PQ, 2024c)

Den biotillgängliga fraktioner för bly är mycket låg i samtliga av de analyserade proven med en variation mellan 0,03 % och 1,33 %. Övriga metaller uppvisar mycket låg till låg biotillgänglighet. Den högsta noterade biotillgängliga fraktionen uppgår för kadmium i ett prov till 17 %.

Resultaten från biotillgänglighetstesterna har använts för att justera de platsspecifika riktvärdena. Av de ämnen som analyserats så är metoden validerad för arsenik, kadmium och bly och endast för dessa därför biotillgängligheten justerats. Justering av den orala biotillgängligheten för arsenik, kadmium och bly har gjorts till en nivå motsvarande den högsta uppmätta biotillgängligheten plus en säkerhetsfaktor. Nivån har valts med utgångspunkten att den orala biotillgängligheten inte ska underskattas. Den justerade orala biotillgängligheten för arsenik, bly och kadmium redovisas i Tabell 6.

Tabell 6. Högsta uppmätta biotillgänglighet och den justerade biotillgängligheten använda i riktvärdesmodellen.

Ämne	Högsta uppmätta biotillgänglighet (%)	Säkerhetsfaktor	Använd biotillgänglighet (%)
Arsenik	9,58	2	19,2
Bly	1,33	2	5,3*
Kadmium	17,4	2	34,8

\* i enlighet med Naturvårdsverkets datablad för bly har den relativa biotillgängligheten för bly beräknats genom att dividera erhållen biotillgänglighet för jord med 0,5. Den relativa biotillgängligheten är biotillgängligheten av bly i jord relativ biotillgängligheten i livsmedel. I databladet framgår att biotillgängligheten för bly i livsmedel utgår från att vara 50 %.

## 6.5 Justering av Kd utifrån laktester

I riktvärdesmodellen utnyttjas en fördelningsfaktor, Kd-värde, för att beskriva föroreningarnas utlakning. Kd-värdet beskriver kvoten mellan halten i fast fas och halten i lösning och säger något om hur starkt ett ämne binds i marken:

$$K_d = \frac{\text{Halt i fast fas (mg / kg TS)}}{\text{Halt i löst fas (mg / l)}}$$

Mobiliteten av metaller kan variera mycket beroende på föroreningens kemiska form, markens egenskaper och markkemin. De generella Kd-värden som används för metaller i riktvärdesmodellen är satta för att inte underskatta rörligheten av metallerna och därmed spridningen till omgivningen.

Platsspecifika riktvärden för användning i riktvärdesmodellen kan fås av genom lakttest i kombination med bestämning av potentiellt lakbar halt (totalhalt).

PQ har utfört kompletterande laktester i form av skaktester (L/S 2) och redovisat dessa i en resultatrapport (PQ 2024c). Tio laktester har utförts på jord med varierat föroreningsinnehåll. Samtliga prov som laktestats kommer från område av Varvsstaden benämnt Byggnad 101. Inom området är föroreningsnivåerna varierande och goda möjligheter för att ta ut prover med låga, medelhöga och höga halter var möjligt från detta område.

Resultatet från utförda laktester har använts för att ta fram platsspecifika Kd-värden. Resultaten från laktesterna har sammanvägts och harmoniska medelvärden har i enlighet med Naturvårdsverkets rekommendation i riktvärdesrapport (NV, 2009) använts. Ett harmoniskt medelvärde ger ett lägre och därmed mer konservativt medelvärde än vid användandet av aritmetiskt medelvärde.

Beräknade Kd-värden utifrån utförda laktester indikerar att utlakningen är låg. För vissa ämnen är de beräknade Kd-värdena mycket höga (låg utlakning) jämfört med de generella Kd-värden som används av Naturvårdsverket.

De beräknade harmoniska medelvärdena av Kd är för samtliga metaller högre än Naturvårdsverkets generella Kd, se Tabell 7. Störst skillnad i löslighet mot de generella Kd föreligger för bly, kvicksilver och zink följt av kobolt, kadmium och nickel. Minst skillnad och vissa fall väldigt liten skillnad visar arsenik, barium, krom och vanadin.

För att inte underskatta lakningen har beräknade Kd-värden jämförts med Kd-värden från laktester på jord i olika efterbehandlingsprojekt i Sverige som finns redovisade i rapport framtagen inom ramen för Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar sanering. I rapporten presenteras en statistisk bearbetning av Kd-värden och för att inte underskatta lakningen så har beräknade platsspecifika Kd-värden som överstiger medianvärdet för respektive ämne Kd-värdet justerats ner till de medianvärden som finns presenterade i rapporten. (Elert mfl, 2006).

Tabell 7. Platsspecifika Kd, beräknade som harmoniska medelvärden. Beräknade Kd jämförs med medianhalter i rapport från Hållbar Sanering samt med NV:s generella Kd.

	Arsenik	Barium	Bly	Kadmium	Krom	Kobolt	Koppar	Kviksilver	Nickel	Vanadin	Zink
Kd Laktester Harmoniskt medelvärde	891	1 304	86 827	3 911	2 677	7 154	1 159	17 767	3 438	2 627	23 267
Median NV (Hållbar sanering)	892		35 619	4 312	14 225		9 896		8 957		15 867
Använda Kd i riktvärdesmodellen	900	1 200	35 000	4 000	2 500	3 000	1 000	10 000	3 500	2 500	15 000
NV:s generella Kd-värden	300	1 200	1 800	200	1500	300	600	300	300	1000	600

## 6.6 Justering av Koc utifrån POM-tester

Tillgängligheten av PAH för människa och miljö behöver inte vara direkt relaterade till totalhalten i jord. Tillgängligheten beror av lösligheten av enskilda PAH och lösligheten har betydelse för bl.a. spridning via ånga och vatten.

För organiska ämnen beräknas Kd-värdet från ämnets Koc-värde samt halten organiskt kol i marken. Koc är en fördelningsfaktor som beskriver i vilken utsträckning föroreningen fördelar sig mellan markporvattnet och jordens innehåll av organiskt kol. Ju högre fördelningskoefficient (Koc) desto mindre tillgängligt för lösning är ämnet. Koc för enskilda PAH ges enligt ekvation [1]:

$$Koc = \frac{\text{Halt i fast fas (mg/kg TS)}}{(\text{Halt löst PAH i porvatten (mg/l)} * f_{oc})}$$

Där  $f_{oc}$  är fraktionen organiskt kol i jorden ( $f_{oc} = \%TOC/100$ ).

PQ har utfört kompletterande POM-tester där PAH-koncentrationer i porvatten analyserats. POM-metoden utförs som ett laktest (skaktest), men genom att använda en passiv provtagare, gjord av poly-oxy-metylen (POM), kan man mäta vad som är fritt löst i vattnet utan att få med bidrag från partiklar och löst organiskt kol (Enell et al., 2016).

PQ har redovisat dessa i en resultatrapport (PQ 2024c). Fem POM-tester har utförts på jord med varierat föroreningsinnehåll. Två av proven är uttagna vid byggnad 101 och tre prover är uttagna vid byggnad 330.

Koc (Koc.eff) för respektive PAH-grupp beräknas utifrån de enskilda PAH föreningarnas Koc (Koci) samt andelen av enskilda PAH inom respektive grupp ( $f_i$ ) enligt ekvation [2]:

$$Koc.eff = \frac{1}{\sum f_i / Koc_i}$$

I beräkningarna har för halter under rapporteringsgräns gällande uppmätta halter i jord satts till halva värdet medan rapporteringsgränsen använts för halt i lösning.

Totalhalterna i de fem prov som genomgått POM-test varierade för PAH-L mellan under rapporteringsgräns (<0,1 mg/kg TS) och 1,2 mg/kg TS; för PAH-M mellan 0,47 och 4,8 mg/kg TS; för PAH-H mellan 0,63 och 7 mg/kg TS. I

gruppen PAH-L låg halterna i flertalet prov och för flertalet ingående ämnen under analysmetodens rapporteringsgräns. Detta gäller också för enstaka prov och ämnen PAH-M och PAH-H.

Andelen av enskilda PAH i jorden har betydelse för bedömningen av lösligheten för respektive PAH-grupp och andelen av enskilda PAH inom respektive PAH-grupp har därför beräknats, se Tabell 8.

Tabell 8. Aritmetiskt medelvärde av andelen av enskilda PAH inom respektive PAH-grupp för de fem prov som genomgått POM-test.

Grupp & enskilda PAH	Andel av PAH inom respektive grupp (medel)
<b>PAH-L</b>	
Acenaften	23%
Acenaftylen	34%
Naftalen	43%
<b>PAH-M</b>	
Antracen	6%
Fenantren	23%
Fluoranten	37%
Fluoren	3%
Pyren	32%
<b>PAH-H</b>	
Benso(a)antracen	14%
Benso(a)pyren	19%
Benso(b)fluoranten	20%
Benso(k)fluoranten	8%
Benso(ghi)perylen	12%
Krysen + Trifenylen	15%
Dibens(a,h)antracen	2%
Indeno(1,2,3-cd)pyren	10%

Som för metallerna har harmoniskt medel beräknats för Koc för PAH. I ett första steg har Koc för respektive prov beräknats med hjälp av ekvation [1]. Därefter har harmoniska medelvärden baserat på de fem analyserade proven beräknats. I Tabell 9 redovisas beräknade harmoniska medelvärden för Koc för enskilda PAH samt för PAH-L, -M och -H och som jämförvärde Naturvårdsverkets generella Koc.



Tabell 9. Platsspecifika Koc för enskilda PAH och för PAH-L, -M & -H. Beräknade som harmoniska medelvärden utifrån Koc för respektive prov.

Grupp & enskilda PAH	Platsspecifikt Koc	NV generella Koc
Acenaften	7,89E+03	3,39E+03
Acenaftylen	4,50E+05	2,95E+03
Naftalen	2,83E+04	9,55E+02
Antracen	2,82E+05	2,00E+04
Fenantren	2,63E+05	1,70E+04
Fluoranten	1,89E+06	1,51E+05
Fluoren	2,37E+04	5,89E+03
Pyren	2,60E+06	6,76E+04
Benso(a)antracen	7,63E+07	6,17E+05
Benso(a)pyren	3,02E+08	6,61E+05
Benso(b)fluoranten	4,32E+08	2,19E+05
Benso(k)fluoranten	1,29E+08	1,74E+06
Benso(ghi)perylene	2,47E+08	2,69E+06
Krysen + Trifenylene	5,35E+07	5,25E+05
Dibens(a,h)antracen	6,27E+07	5,25E+05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,98E+08	1,05E+06
PAH-L,summa	2,20E+04	1,80E+03
PAH-M,summa	4,00E+05	2,90E+04
PAH-H,summa	1,32E+08	5,00E+05

Beräknade platsspecifika Koc är för samtliga PAH och PAHgrupper högre än Naturvårdsverkets generella Koc. Det betyder att PAH binder till jorden i större utsträckning än vad som antas i Naturvårdsverkets generella scenario och ger en lägre rörlighet. Störst skillnad i löslighet mot de generella Koc föreligger för gruppen PAH-H (ca 200 ggr). Skillnaden i löslighet för PAH-L och PAH-M uppgår till cirka 10 gånger. Eftersom ingående PAH i gruppen PAH-L och PAH-H inte kunde detekteras i halter över rapporteringsgräns i flertalet jordprov och/eller lakvätskan bedöms skattade värden som osäkra.

För PAH-L har ingående PAH-ämnen inte kunnat detekteras i halter över rapporteringsgräns i de flesta av jordproverna. Detta medför att det finns en risk för att underskatta lösligheten och på grund av denna osäkerhet har beräknat Koc för PAH-L inte använts för att justera parametern i riktvärdesmodellen. För dessa PAH-L har Naturvårdsverkets generella Koc använts.

För PAH-H har istället ingående PAH-ämnen inte kunnat detekteras i halter över rapporteringsgräns i lakvätskan. Vid beräkningen har rapporteringsgränsen därför använts som halt löst PAH. Däremot, med enstaka undantag, har halter över rapporteringsgräns detekterats i jordproverna. Beräkningen som utförts är därmed konservativ och för uttagna prov riskerar lösligheten snarare att överskattas.

Gällande PAH-M och PAH-H har jordprov med högst halt på 4,8 mg/kg respektive 7 mg/kg analyserats med POM-metoden. I de återstående ytor som ska exploateras har det i enstaka punkter konstaterats halter av PAH-M och PAH-H i betydligt högre halter än så. Framräknade Koc gällande PAH-M har därför justerats med en faktor 0,5 innan justering av de platsspecifika riktvärdena. Det värde på Koc för PAH-M som använts i riktvärdesmodellen uppgår efter denna justering till 2,0E+05 l/kg vilket kan jämföras mot Naturvårdsverkets generella Koc på 2,9E+04 l/kg.

Framräknade Koc gällande PAH-H har justerats till att motsvara en skillnad i löslighet mellan beräknade Koc och Naturvårdsverkets generella på cirka 10 gånger vilket ungefär motsvarar skillnaden för PAH-M. Det värde på Koc för PAH-H som använts i riktvärdesmodellen uppgår efter denna justering till  $5,0E+06$  l/kg vilket kan jämföras mot Naturvårdsverkets generella Koc på  $5,0E+05$  l/kg.

## 6.7 Hälsorisker

Platsspecifika riktvärden för jord, avseende människors hälsa, har beräknats för ett markanvändningsområde och för yttlig och djup jord.

De platsspecifika riktvärdena utgår från de generella antagandena för känslig markanvändning, KM men platsspecifika justeringar har utförts. Justeringar avseende ämnesparametrar redovisas i avsnitt 6.4 till 6.6. Justeringar av scenarioparametrar jämfört med det generella riktvärdet för KM redovisas i följande avsnitt. Uttagsrapporter från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg redovisas i bilaga 1.

I Naturvårdsverkets riktvärden för skydd av människors hälsa ingår flera så kallade envägskoncentrationer, vilka beräknas för de exponeringsvägar som identifierats i problembeskrivningen. Envägskoncentrationerna representerar den halt av en förorening där ingen negativ effekt på människans hälsa förväntas uppstå, för respektive exponeringsväg.

Ett hälsoriskbaserat riktvärde beräknas med hänsyn till envägskoncentrationerna för aktuella exponeringsvägar. Exponeringen via de olika exponeringsvägarna summeras till ett integrerat riktvärde.

Envägskoncentrationerna ger en uppfattning om vilken/vilka exponeringsvägar som är styrande vid beräkning av det hälsoriskbaserade riktvärdet.

I följande kapitel presenteras beräknade hälsoriskbaserade riktvärden tillsammans med de aktuella envägskoncentrationerna. Även de justerade hälsoriskbaserade riktvärden som efter det att hänsyn tagits till bakgrundshalter presenteras.

### 6.7.1 Yttlig jord

Beräkningen av hälsoriskbaserade platsspecifika riktvärden för yttlig jord utgår från det generella scenariot för KM. Få ändringar har utförts eftersom förutsättningarna bedöms vara relativt lika de som definieras i Naturvårdsverkets generella scenario. I valet av justeringar har Miljöförvaltningens synpunkter och ställningstaganden vägts in och beaktats, se avsnitt 6.2.

De exponeringsvägar som bedömts vara relevanta är de som redovisats i avsnitt 5.4, d.v.s.:

- Intag av jord och damm
- Hudkontakt med jord och damm
- Inandning av damm
- Inandning av ånga
- Intag av växter från området

Exponeringsvägen intag av dricksvatten beaktas inte då det inte finns några dricksvattenbrunnar inom eller i direkt anslutning till området. Området ligger centralt i Malmö och förses med kommunalt vatten.

Exponeringstiderna för valda exponeringsvägar har ansatts till samma som i Naturvårdsverkets generella antagande för KM, d.v.s. inga justeringar har utförts.

Eftersom kommande bostäder utgörs av flerbostadshus har möjligheterna till egen odling bedömts vara mindre än i det generella antagandet. Avseende intag av växter som odlas inom Varvsstaden har riktvärden beräknats där konsumtionen av växter från det förorenade området uppgår till 5 %. Riktvärden har också beräknats där konsumtionen uppgår till 10 % (enligt KM) för att möjliggöra jämförelse mellan dessa båda alternativ.

I ett examensarbete från Trädgårdsmästarprogrammet på Högskolan i Gävle (Helsing, 2010) har det studerats hur stor plats det krävs för att odla en årsförbrukning av grönsaker och rotfrukter för en familj som äter blandkost, d.v.s. en kost med både animaliska och vegetabiliska inslag. I studien anges att det krävs en odlingsareal på cirka 520 m<sup>2</sup> för att täcka årsbehovet av potatis, rotfrukter och grövre grönsaker för en familj på 4 personer. Utifrån denna studie är det rimligt att anta att för att en person ska täcka 10 % av konsumtionen så krävs cirka 10 till 15 m<sup>2</sup> odlingsyta och för att täcka 5 % krävs cirka 5 till 10 m<sup>2</sup>. De ytor som återstår att sanera och exploateras (se Figur 3 och Figur 4) kommer bestå av bland annat verksamheter som kontor, skola, handel och bostäder. De ytor som kommer att bebyggas med bostäder bedöms relativt ha störst förutsättningar för odling. Inom Varvsstaden kommer all bebyggelse med bostäder vara av formen flerbostadshus och delvis med inslag av t.ex. verksamhetslokaler. Det bedöms som relativt osannolikt att enskilda individer kan komma att få möjlighet att få tillgång till den odlingsyta som krävs för att tillgodose 10 % av konsumtionen av växter.

För de ämnen, arsenik, bly och kadmium, där biotillgängligheten justerats framgår detta av tillägget `_bio` efter ämnesnamnet. För de ämnen där `Kd` och `Koc` justerats framgår detta av tillägget `_Kd` respektive `_Koc` efter ämnesnamnet. Justering av `Kd` påverkar exponeringskoncentrationen inandning av ånga för ämnen som är lättflyktiga, i detta fall kvicksilver. Justering av `Koc` påverkar exponeringskoncentrationerna inandning av ånga och intag av växter, i detta fall PAH-M och PAH-H.

Tabell 10. Envägskoncentrationer samt sammanvägt riktvärde ojusterat för bakgrundshalter för ytlig jord. Riktvärden beräknade för 5% (**fet stil**) respektive 10% (*kursiv stil*) intag av växter. Jämförelse görs med det hälsoriskbaserade riktvärdet för KM.

Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Hälsorisk-baserat riktvärde	Hälsorisk-baserat riktvärde	KM Hälsorisk-baserat riktvärde
	Intag jord	Hud-kontakt	Inandning damm	Inandning ånga	Intag växter (5%)	Intag växter (10%)			
Arsenik_bio_Kd	25	33	360	beaktas ej	<b>5,7</b>	<i>2,8</i>	<b>4</b>	<i>2,4</i>	0,55*
Barium	1 300	46 000	27 000	beaktas ej	<b>1 700</b>	<i>870</i>	<b>700</b>	<i>500</i>	420
Bly_bio_Kd	940	460	5 300	beaktas ej	<b>150</b>	<i>77</i>	<b>76</b>	<i>51</i>	11**
Kadmium_bio_Kd	26	3 300	53	beaktas ej	<b>2,8</b>	<i>1,4</i>	<b>2,4</b>	<i>1,3</i>	0,86
Kobolt_Kd	88	3 200	2 700	beaktas ej	<b>60</b>	<i>30</i>	<b>35</b>	<i>22</i>	15
Koppar_Kd	31 000	ej begr.	27 000	beaktas ej	<b>5 600</b>	<i>2 800</i>	<b>4 000</b>	<i>2 400</i>	2 200
Krom_Kd	94 000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	<b>510 000</b>	<i>260 000</i>	<b>74 000</b>	<i>65 000</i>	51 000
Krom (VI)	190	6 800	13	beaktas ej	<b>1 000</b>	<i>510</i>	<b>12</b>	<i>12</i>	3,5
Kvicksilver_Kd	5,8	210	2 100	15	<b>1,5</b>	<i>0,8</i>	<b>1,1</b>	<i>0,6</i>	0,25
Nickel_Kd	750	27 000	670	beaktas ej	<b>1 300</b>	<i>650</i>	<b>270</b>	<i>230</i>	140
Vanadin_Kd	560	21 000	27 000	beaktas ej	<b>7 100</b>	<i>3 500</i>	<b>500</b>	<i>470</i>	310
Zink_Kd	19 000	680 000	ej begr.	beaktas ej	<b>6 800</b>	<i>3 400</i>	<b>5 000</b>	<i>2 900</i>	2 500
PAH-L	1 900	5 300	80 000	32	<b>330</b>	<i>160</i>	<b>28</b>	<i>26</i>	21
PAH-M_Koc	330	540	320	27	<b>400</b>	<i>200</i>	<b>21</b>	<i>20</i>	3,3
PAH-H_Koc	6,6	11	32	8 200	<b>20</b>	<i>9,9</i>	<b>3,1</b>	<i>2,6</i>	1,1
Bensen	140	300	91 000	0,2	<b>1,8</b>	<i>0,92</i>	<b>0,18</b>	<i>0,16</i>	0,076
Toluen	14 000	51 000	ej begr.	20	<b>500</b>	<i>250</i>	<b>20</b>	<i>19</i>	15
Etylbensen	6 100	22 000	ej begr.	110	<b>380</b>	<i>190</i>	<b>85</b>	<i>70</i>	36
Xylen	11 000	41 000	ej begr.	18	<b>540</b>	<i>270</i>	<b>17</b>	<i>17</i>	14
Alifat >C5-C8	130 000	46 000	ej begr.	25	<b>17 000</b>	<i>8 400</i>	<b>25</b>	<i>25</i>	25
Alifat >C8-C10	6 300	4 600	ej begr.	24	<b>1 200</b>	<i>590</i>	<b>24</b>	<i>23</i>	23
Alifat >C10-C12	6 300	4 600	ej begr.	240	<b>2 200</b>	<i>1 100</i>	<b>200</b>	<i>180</i>	180
Alifat >C12-C16	6 300	4 600	ej begr.	1 200	<b>3 900</b>	<i>2 000</i>	<b>670</b>	<i>570</i>	570
Alifat >C16-C35	130 000	460 000	ej begr.	670 000	<b>130 000</b>	<i>65 000</i>	<b>52 000</b>	<i>37 000</i>	37 000
Aromat >C8-C10	2 500	1800	ej begr.	96	<b>340</b>	<i>170</i>	<b>70</b>	<i>58</i>	42
Aromat >C10-C16	2 500	5100	ej begr.	3 400	<b>350</b>	<i>180</i>	<b>270</b>	<i>150</i>	120
Aromat >C16-C35	1 900	3800	ej begr.	5 000	<b>420</b>	<i>210</i>	<b>290</b>	<i>170</i>	150
Trikloreteten	94	340	ej begr.	2,4	<b>3,5</b>	<i>1,7</i>	<b>1,4</b>	<i>0,99</i>	0,29
Tetrakloreten	3 100	11 000	ej begr.	7	<b>110</b>	<i>57</i>	<b>6,6</b>	<i>6,2</i>	5,2

\* Slutligt riktvärde justeras sedan till 10 mg/kg för att inte understiga den nationella bakgrundshalten i Sverige.

\*\*I Naturvårdsverkets generella scenario för KM uppgår det hälsoriskbaserade riktvärdet till 11 mg/kg. Värdet justeras sedan till 20 mg/kg för att inte understiga den nationella bakgrundshalten i Sverige. Naturvårdsverket har beslutat av det generella riktvärdet för KM trots detta ska uppgå till 50 mg/kg och är alltså ett policybaserat värde som beslutats efter praktiska och ekonomiska överväganden och som inte motsvarar det värde beräkningsverket ger. Se också avsnitt 0.

I riktvärdesmodellen görs justeringar så att det beräknade riktvärdet inte blir lägre än bakgrundshalten av ämnet beroende på naturlig förekomst eller diffus antropogen spridning. För arsenik och bly är bakgrundshalterna 10 respektive 20 mg/kg. För arsenik ska riktvärdena i tabellen justeras till 10 mg/kg. För bly är

de framräknade riktvärdena, oavsett andel på intag av växter högre än 20 mg/kg och behöver inte justeras med avseende på bakgrundshalt. För bly är också det policybaserade värdet på 50 mg/kg (=KM) i tabellen relevant, se mer i avsnitt 0.

## 6.7.2 Djup jord

Beräkningen av hälsoriskbaserade platsspecifika riktvärden för djup jord utgår från det generella scenariot för KM. Riktvärden för djupare jord har dock beräknats utifrån att den direkta kontakten med den djupare jorden är mindre än för den yttligare jorden. I valet av justeringar har Miljöförvaltningens synpunkter och ställningstaganden vägts in och beaktats, se avsnitt 6.2.

De exponeringsvägar som bedömts vara relevanta för djup jord är:

- Intag av jord och damm
- Hudkontakt med jord och damm
- Inandning av damm
- Inandning av ånga

I Tabell 11 redovisas de platsspecifika antaganden gällande exponeringstid som ansatts i beräkningarna. I tabellen anges också som jämförelse exponeringstiden för det generella scenariot KM.

Tabell 11. Antagna exponeringstider för relevanta exponeringsparametrar listas i tabellen. Motsvarande exponeringstid för KM anges också för jämförelse.

Exponeringsparametrar	Varvsstaden	Generell modell (KM)
Exponeringstid barn och vuxna avseende intag av jord och inandning av damm (antal vistelsedagar)	20	365
Exponeringstid barn och vuxna avseende hudkontakt med jord (antal vistelsedagar)	20	120
Exponeringstid barn och vuxna avseende inandning av ångor (antal vistelsedagar)	365	365

Det fördefinierade scenariot KM i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell tar inte hänsyn till djupet till förorening från markytan. Med djupare belägen förorenad jord minskar risken för att komma i kontakt med denna och därmed också risken för att exponeras. Exponeringstid för barn och vuxna avseende intag av jord, hudkontakt med jord samt inandning av damm har därför justerats till ett färre antal dagar än vad som gäller för KM i den generella modellen. Detta eftersom människor bedöms vara exponerade i mycket begränsad utsträckning till jord vid djupare marknivåer. Exponering av djupare jord bedöms främst kunna ske vid större gräv- och anläggningsarbeten.

Exponeringstiden avseende "inandning av ångor" har inte justerats jämfört med det generella scenariot för KM eftersom vistelsen på fastigheterna motsvarar heltidsvistelse. Däremot har djupet till förorening justerats till 1,5 meter under markytan (se punktlista ovan) vilket påverkar beräkningen av exponeringsvägen "inandning av ångor" och leder till högre hälsobaserade riktvärden.

Växters rotsystem avtar markant med djupet under markytan. Exponeringsvägen intag av växter förutsätts därför inte beröra djupare liggande jord och denna exponeringsväg har därmed inte beaktats.

På motsvarande sätt som för yttlig jord har inte exponeringsvägen intag av dricksvatten beaktats.

För de ämnen, arsenik, bly och kadmium, där biotillgängligheten justerats framgår detta av tillägget `_bio` efter ämnesnamnet. För de ämnen där `Kd` och `Koc` justerats framgår detta av tillägget `_Kd` respektive `_Koc` efter ämnesnamnet. Justering av `Kd` påverkar exponeringskoncentrationen inandning av ånga för ämnen som är lättflyktiga, i detta fall kvicksilver. Justering av `Koc` påverkar exponeringskoncentrationerna inandning av ånga och intag av växter, i detta fall PAH-M och PAH-H.

I beräkningsverktyget har parametrarna enligt ovan angivna justeringar ändrats. Modellparametrar i övrigt följer den generella modellen för KM.



Tabell 12. Envägskoncentrationer samt sammanvägt riktvärde ojusterat för bakgrundshalter för djup jord. Jämförelse görs med det hälsoriskbaserade riktvärdet för KM.

Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)				Hälsorisk-baserat riktvärde	KM Hälsorisk-baserat riktvärde
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Inandning ånga		
Arsenik_bio_Kd	450	200	6500	beaktas ej	100 (140)*	0,55
Barium	23 000	270 000	490 000	beaktas ej	20 000	420
Bly_bio_Kd	17 000	2700	97 000	beaktas ej	1 000 (1600)*	11
Kadmium_bio_Kd	470,0	20 000	970	beaktas ej	250 (310)*	0,86
Kobolt_Kd	1 600	19 000	49 000	beaktas ej	1400	15
Koppar_Kd	570 000	ej begr.	490 000	beaktas ej	250 000	2 200
Krom_Kd	ej begr.	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	ej begr.	51 000
Krom (VI)	3400	41 000	240	beaktas ej	230	3,5
Kvicksilver_Kd	100	1 300	39 000	59	37	0,25
Nickel_Kd	14 000	160 000	12 000	beaktas ej	6 200	140
Vanadin_Kd	10 000	120 000	490 000	beaktas ej	9 300	310
Zink_Kd	340 000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	320 000	2 500
PAH-L	34 000	32 000	ej begr.	120	110	21
PAH-M_Koc	6100	3200	5800	81	77	3,3
PAH-H_Koc	120	64	580	8400	39	1,1
Bensen	2 600	1800	ej begr.	0,78	0,78	0,076
Toluen	250 000	310 000	ej begr.	80	80	15
Etylbensen	110 000	130 000	ej begr.	440	440	36
Xylen	200 000	250 000	ej begr.	70	70	14
Alifat >C5-C8	ej begr.	270 000	ej begr.	82	82	25
Alifat >C8-C10	110 000	27 000	ej begr.	94	94	23
Alifat >C10-C12	110 000	27 000	ej begr.	940	910	180
Alifat >C12-C16	110 000	27 000	ej begr.	4600	3 800	570
Alifat >C16-C35	ej begr.	ej begr.	ej begr.	ej begr.	850 000	37 000
Aromat >C8-C10	46 000	11 000	ej begr.	380	360	42
Aromat >C10-C16	46 000	30 000	ej begr.	13 000	7 600	120
Aromat >C16-C35	34 000	23 000	ej begr.	18 000	7 800	150
Trikloreteten	1700	2 100	ej begr.	9,2	9,1	0,29
Tetrakloreten	57 000	68 000	ej begr.	27	27	5,2

\* Riktvärde justerat med avseende på akuttoxisk nivå (arsenik) och korttidsriktvärden (bly och kadmium).

## 6.8 Riktvärden för akuta hälsorisker och korttidsrisker

Utöver riktvärden för bedömning av långtidsrisker finns för vissa hälsofarliga ämnen generella riktvärden för bedömning av acceptabel engångsdos vid intag av förorenad jord. Aktuella ämnen i detta fall är arsenik, bly, kadmium och PAH-H.

Acceptabla akuttoxiska nivåer för arsenik (100 mg/kg TS) och korttidsriktvärdena för bly (1000 mg/kg TS), kadmium (250 mg/kg TS) och PAH-H (300 mg/kg TS) är framtagna för att skydda ett litet barn (10 kg) vid ett större

intag av jord (5 g). Gällande korttidsriktvärdena baseras dessa också på att denna dos inte ska överskrida det tolerabla intaget över ett år vid en genomsnittlig exponering.

Framräknade riktvärden för djup jord gällande arsenik är högre än den akuttoxiska nivån och för bly och kadmium högre än korttidsriktvärdena och dessa riktvärden har därför justerats, se Tabell 12. Framräknat riktvärde för PAH-H i djup jord är lägre än det generella korttidsriktvärdet och har därmed inte justerats.

De framräknade riktvärdena för yttlig jord avseende arsenik, bly, kadmium och PAH-H är samtliga lägre än akuttoxiska nivån respektive korttidsriktvärden och det föreligger därmed inget behov av att justera dessa, se Tabell 10.

## 6.9 Skydd av markmiljö

Platsspecifika markmiljöriktvärden har inte tagits fram utan de generella riktvärdena i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell används.

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell finns två skyddsnivåer avseende markmiljö: Mindre känslig markanvändning (MKM) som skyddar 50 % av marklevande arter och känslig markanvändning (KM) som skyddar 75 % av marklevande arter. Mindre känslig markanvändning ska stödja vegetation såsom gräs och prydnadsväxter samt att djur tillfälligt kan vistas i området (Naturvårdsverket, 2016). Känslig markanvändning ska innebära att markens förmåga att utföra ekologiska processer inte begränsas. När skyddsnivåerna tagits fram har även tillgängliga riktvärden framtagna för grupper av organismer högre upp i näringskedjan (däggdjur och fåglar) tagits med i bedömningen, vilket innebär att ett visst skydd av högre organismer ingår.

I stadsmiljöer begränsas livsförutsättningarna för marklevande organismer på olika sätt, exempelvis genom att jorden packas, halten organiskt material är låg och att ytan många gånger är hårdgjord vilket väsentligt begränsar vatten- och syretillförseln (Wallander m.fl. 2004 Probert & Keating 1996, Wang m.fl. 2007, Murphy m.fl. 1998 & Powers m.fl. 1994). I stadsmiljö har följaktligen andra parametrar än föroreningsnivå större betydelse när det gäller möjligheten till normal funktion hos markekosystem på större djup. Detta visades i ett projekt för Malmö stad där Sweco på fem olika platser i Malmö undersökte förekomsten av mer än 200 arter som lever i marken och mikrobiella processer. Resultaten visar otvivelaktigt att mängden organismer som behöver skydd är betydligt lägre på större djup (>1 en meter under markytan) i denna typ av jordmaterial (Sweco 2014). Sammantaget bedöms skyddsbehovet vara lägre för markekosystemet i de djupare jordlagren än i de ytliga. Under en och en halv meters djup bedöms, med den planerade markanvändningen, det inte finnas något behov av att skydda markmiljön.

Tabell 13. Riktvärden för markmiljö; KM och MKM.

Ämne	Markmiljö	
	KM	MKM
Arsenik_bio_Kd	20	40
Barium	200	300
Bly_bio_Kd	200	400
Kadmium_bio_Kd	4	12
Kobolt_Kd	20	35
Koppar_Kd	80	200
Krom_Kd	80	150
Krom (VI)	2	10
Kvicksilver_Kd	5	10
Nickel_Kd	70	120
Vanadin_Kd	100	200
Zink_Kd	250	500
PAH-L	3	15
PAH-M	10	40
PAH-H	2,5	10
Bensen	10	50
Toluen	10	50
Etylbensen	10	50
Xylen	10	50
Alifat >C5-C8	50	200
Alifat >C8-C10	100	500
Alifat >C10-C12	100	500
Alifat >C12-C16	100	500
Alifat >C16-C35	100	1000
Aromat >C8-C10	10	50
Aromat >C10-C16	3	15
Aromat >C16-C35	10	40
Trikloret	1	10
Tetrakloret	1	10

Miljöförvaltningen anser att riktvärden bör beräknas för tre scenarion; en skyddsnivå enligt KM (75 procent), en skyddsnivå om 75 procent på nivån 0,0-1,5 m u my och en skyddsnivå om 50 procent på nivån >1,5 m u my samt ett scenario i enlighet med Varvsstadens förslag. Därefter får miljönyttan, kostnaderna och andra aspekter värderas i en riskvärdering.

Vilket skydd markmiljön slutligt ska erhålla utreds vidare i kommande åtgärdsutredning och riskvärdering.

## 6.10 Skydd av grundvatten och ytvatten

I ett slutligt riktvärde tas även hänsyn till spridning av förorening genom beaktande av skydd mot fri fas, skydd av grundvatten och skydd av ytvatten.

Platsspecifika riktvärden gällande skydd av grundvatten och ytvatten har tagits fram. Framtagna riktvärden kontrolleras så att de inte överstiger den halt där fri fas av ett ämne riskerar förekomma. Värden för skydd av fri fas har inte beräknats platsspecifikt utan följer de av Naturvårdsverkets angivna. Följande ändringar av Naturvårdsverkets modellparametrar har gjorts jämfört med det generella scenariot:

- Områdets genomsnittliga längd i grundvattnets flödesriktning har justerats till 200 m, uppskattat från kartmaterial.
- Områdets bredd vinkelrätt grundvattnets flödesriktning har justerats till 500 m, uppskattat från kartmaterial
- Grundvattenbildningen har justerats till 100 mm/år vilket är ett ungefärligt värde på grundvattenbildningen inom tätbebyggda områden utanför de centrala delarna av Malmö (VBB VIAK, 2000).
- Recipientens (Södra Varvsbassängen) volym har justerats till 200 000 m<sup>3</sup> och att dess volym omsätts ungefär var 14:e dag vilket ger en utspädning på cirka 500 gånger.

Södra Varvsbassängens storlek är cirka 5 Ha och dess djup efter att den grundats upp under 2023 uppgår till cirka 4 meter, vilket innebär att vattenvolymen i hamnbassängen uppgår till cirka 200 000 m<sup>3</sup>. I beräkningen av riktvärdet har det antagits att uppblandning av utströmmande grundvatten sker i halva denna volym. Uppskattningen av Södra Varvsbassängens omsättningstid har utförts med enklare beräkning samt utifrån jämförelse med omsättningstider i mindre sjöar. Uppskattningen av Södra Varvsbassängen bedöms vara konservativ och det är sannolikt att den i verkligheten är större.

Den justering av Kd och Koc som utförts påverkar beräkningarna för de delar av riktvärdet som omfattar skydd av grundvatten och ytvatten.

Tabell 14. Platsspecifika riktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten samt Naturvårdsverkets generella nivåer avseende skydd mot fri fas.

Ämne	Spridning		
	Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten
Arsenik_bio_Kd	beaktas ej	28	140
Barium	beaktas ej	2 600	6 000
Bly_bio_Kd	beaktas ej	540	8800
Kadmium_bio_Kd	beaktas ej	62	40
Kobolt_Kd	beaktas ej	93	300
Koppar_Kd	beaktas ej	310	500
Krom_Kd	beaktas ej	390	380
Krom (VI)	beaktas ej	2,3	2,3
Kvicksilver_Kd	beaktas ej	31	10
Nickel_Kd	beaktas ej	220	1 800
Vanadin_Kd	beaktas ej	460	630
Zink_Kd	beaktas ej	9 300	30 000
PAH-L	500	2,2	18
PAH-M_Koc	250	43	87
PAH-H_Koc	50	6,7	54
Bensen	1000	0,005	4,3
Toluen	1000	5,8	6,7
Etylbensen	1000	6,5	18
Xylen	1000	8,5	14
Alifat >C5-C8	700	21	50
Alifat >C8-C10	700	340	420
Alifat >C10-C12	1000	3 900	9500
Alifat >C12-C16	1000	9 200	220 000
Alifat >C16-C35	2500	17 000	410 000
Aromat >C8-C10	1000	22	90
Aromat >C10-C16	500	6,8	66
Aromat >C16-C35	250	4,1	8,4
Trikloreten	1000	0,078	6,3
Tetrakloreten	500	0,17	14

## 6.11 Sammanvägt riktvärde

I ovanstående kapitel presenteras riktvärden baserat för olika scenarier för skydd av människors hälsa och miljö. Något sammanvägt riktvärde där det lägsta av framräknat hälsoriskbaserat riktvärde, riktvärdet för skydd av markmiljön och riktvärdet för skydd mot spridning presenteras inte i denna rapport. Presenterade framräknade riktvärden i denna rapport är ett underlag inför kommande åtgärdsutredning och riskvärdering.

I nuläget finns det två riktvärden avseende yttlig jord som baserats på 5% intag av växter respektive 10 % intag av växter, flera möjliga alternativ gällande nivå

på skydd av markmiljö och på vilka djup markmiljö ska skyddas samt huruvida skydd av grundvatten ska beaktas eller inte. Konsekvenserna av dessa val kommer att belysas och utvärderas i åtgärdsutredning och riskvärdering.

Nästkommande steg kommer att utreda vilka av de olika delarna av beräkningarna som i förlängningen omvandlas till mätbara åtgärds mål för ytor inom Varvsstaden som inte ännu har sanerats.

## 7 Sammanfattande riskbedömning

Återstående ytor att sanera och exploatera inom Varvsstaden är i olika utsträckning undersökta sedan tidigare. Vissa ytor har detaljundersökts och andra har undersökts översiktligt. Ett fåtal har inte undersökts alls alternativt med väldigt få punkter. Undersökningsresultat finns dock att tillgå från omgivande ytor i form av detaljerade undersökningar och miljökontroller i samband med saneringar och med ledning av sådan data kan en uppskattning av föroreningsnivåer också utföras på icke undersökta eller i liten omfattning undersökta ytor. PQ har i rapport (PQ, 2024d) sammanställt hittills utförda miljötekniska markundersökningar med dess historik samt med resultat för respektive delområde. Kommande/kvarvarande områden redovisas också med en bedömning av föroreningssituationen inom dessa.

Av redovisad omfattning av föroreningssituationen i avsnitt 5.2.1 samt i PQ:s sammanställning framgår att inom vissa kvarstående ytor är jord mer förorenade än inom andra ytor. De övergripande åtgärds målen som också presenteras i avsnitt 4 lyder:

1. Verksamhet, boende eller besökande i området skall inte exponeras för skadliga halter av markföroreningar.
2. Markfunktionen på grönytor på mark skall inte påverkas negativt av markföroreningar.
3. Spridning av förorening inom området och till omgivande mark skall minimeras.
4. Minsta möjliga mängd material skall avlägsnas från området.

Utifrån föroreningssituationen i kvarstående ytor så föreligger ett åtgärdsbehov i jord för samtliga kvarstående ytor för att de övergripande åtgärds målen 1, 2 och 3 ska uppfyllas.

Under 2024 har nya grundvattenrör installerats som provtagits vid två tillfällen. Uppmätta halter har mestadels varit relativt låga, se avsnitt 5.2.2. I Tabell 15 redovisas jämförelse med Naturvårdsverkets haltkriterier (NV, 2009) avseende grundvatten ( $C_{krit, gw}$ ) och ytvatten ( $C_{krit, sw}$ ) som är halterna som inte ska överskridas i skyddat grundvatten respektive i ytvatten.

I ett fåtal prov har ett eller flera ämnen uppmätts i halter högre än haltkriteriet för grundvatten. Medelvärden har beräknats för respektive parameter och för dessa beräkningar har halter under rapporteringsgräns satts till halva värdet.

Medelvärdet för PAH-H är högre än haltkriteriet för grundvatten. Övriga ämnen är lägre än haltkriterierna för grundvatten. För PAH-H påverkar enstaka prover medelvärdet mycket och för de flesta uttagna prover är uppmätt halt lägre än haltkriteriet och dessutom för flertalet av dessa under rapporteringsgräns. Medianvärdet för PAH-H är lägre haltkriteriet.



Vid jämförelse med haltkriteriet för ytvatten är medelvärden för samtliga ämnen, förutom för bly och PAH-L, högre än kriteriet. Utströmmande grundvatten i Södra Varvsbassängen späds ut minst 500 gånger, se avsnitt 6.10. Efter en sådan utspädning uppgår halterna till många gånger lägre än haltkriteriet för ytvatten.

Metall- och PAH-föroreningarna i jorden inom området har generellt en låg rörlighet, vilket har visats genom 10 laktester respektive fem POM-analyser.

Utförd grundvattenprovtagning visar på en mycket begränsad påverkan på grundvatten och ytvatten och det bedöms sammantaget utifrån grundvattenanalyser samt från laktester och POM-tester inte ske någon oacceptabel spridning eller påverkan på vare sig till skyddsvärt grundvatten (sedimentär bergförekomst) eller till ytvatten. Med avseende på spridning via grundvatten bedöms övergripande åtgärds mål 3 vara uppfyllt.

Tabell 15. Analysresultat från två provtagningstillfällen under våren 2024. Provtagning utförd av PQ. Analyser i tabellen är för metaller utförda på filtrerade prov. Uppmätta halter jämförs med NV:s haltkriterier.

	Arsenik	Barium	Bly	Kadmium	Krom	Kobolt	Koppar	Kviksilver	Molybden	Nickel	Vanadin	Zink	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Enhet	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
GVR:1_1	4,5	30	0,42	<0,05	<0,5	1,4	3,2	<0,02	74	11	35	<2	1,3	0,34	1,6
GVR:1_2	4,6	28	0,45	<0,06	<0,5	1,3	3,3	<0,02	79	10	37	<2	1,0	0,099	0,66
GVR:2_1	4,0	49	<0,2	<0,05	<0,5	0,27	<1	<0,02	38	8,3	5,9	<2	<0,078	0,91	0,65
GVR:2_2	6,4	36	<0,2	<0,05	<0,5	0,16	<1	<0,02	47	14	12	<2	0,067	<0,04	<0,03
GVR:3_1	0,68	358	<0,2	0,11	2,6	7,2	1,0	<0,02	5,0	5,0	0,30	7,7	<0,25	<0,4	0,28
GVR:3_2	0,71	417	0,25	0,084	2,9	16	<1	<0,02	4,6	6,3	0,29	17	0,034	<0,04	<0,03
GVR:4_1	0,78	106	<0,2	<0,05	<0,5	1,5	<1	<0,02	17	3,5	0,36	9	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:4_2	1,2	79	<0,2	<0,05	<0,5	2,1	<1	<0,02	22	3,9	0,46	5	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:5_1	2,9	169	<0,2	<0,05	<0,5	0,26	<1	<0,02	10	0,53	0,16	<2	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:5_2	2,1	41	0,52	<0,05	3,2	0,53	2,3	<0,02	24	1,1	1,2	12	<0,025	0,082	0,042
GVR:6_1	1,3	89	<0,2	<0,05	3,1	0,35	1,6	<0,02	25	1,5	1,2	<2	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:6_2	1,5	58	0,44	<0,05	<0,5	0,16	1,6	<0,02	18	0,78	1,7	12	<0,025	<0,04	0,026
GVR:7_1	0,54	111	<0,2	<0,05	0,91	0,097	<1	0,04	<0,5	0,60	0,67	<2	0,034	<0,04	<0,03
GVR:7_2	0,87	99	0,53	<0,05	<0,5	0,091	<1	<0,02	<0,5	<0,5	0,59	11	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:8_1	0,82	134	<0,2	<0,05	<0,5	1,0	<1	<0,02	6,5	2,9	0,68	10	0,05	0,053	0,051
GVR:8_2	2,3	99	0,74	<0,05	<0,5	0,60	<1	<0,02	6,6	2,1	0,80	15	0,038	0,12	0,074
GVR:9_1	0,92	88	<0,2	<0,05	0,85	0,22	1,9	<0,02	3,6	1,7	0,36	6	<0,025	<0,04	<0,03
GVR:9_2	0,63	80	0,47	<0,05	<0,5	0,16	1,8	<0,02	3,3	1,7	0,29	15	<0,025	<0,04	<0,03
<b>Medel</b>	<b>2,0</b>	<b>115</b>	<b>0,3</b>	<b>0,03</b>	<b>0,9</b>	<b>1,8</b>	<b>1,2</b>	<b>0,01</b>	<b>21</b>	<b>4,2</b>	<b>5,5</b>	<b>6,9</b>	<b>0,15</b>	<b>0,11</b>	<b>0,20</b>
<b>Ckrit -gw</b>	<b>5</b>	<b>350</b>	<b>5</b>	<b>2,5</b>	<b>25</b>	<b>5</b>	<b>50</b>	<b>0,5</b>	<b>35</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>100</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>0,05</b>
<b>Ckrit -sw</b>	<b>0,3</b>	<b>10</b>	<b>0,5</b>	<b>0,02</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,005</b>	<b>0,3</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>4</b>	<b>1,2</b>	<b>0,05</b>	<b>0,005</b>

## 8 Osäkerheter och diskussion

PQ har i rapport (PQ, 2024d) sammanställt hittills utförda miljötekniska markundersökningar på respektive delområde tillsammans med dess verksamhetshistorik. För redan sanerade delområden beskrivs föroreningsituationen innan utförda saneringar och för kommande/kvarvarande delområden har en bedömning av föroreningsituationen utförts utifrån antingen genomförda detaljerade undersökningar alternativt översiktliga undersökningar. För vissa delområden där antalet befintliga analyser är relativt få har data från intilliggande delområden nyttjats. I genomgången framgår att typ av föroreningsförekomst och dess fördelning är relativt likartade över hela Varvsstaden. Det konstateras i genomgången av PQ att slagg, blästersand och andra friktionsjordslignande avfall har använts som utfyllnadsmaterial inom Varvsstaden och att påträffade föroreningar generellt bedöms härstamma från dessa utfyllnader.

För kommande/kvarvarande delområden är omfattningen på mängden analysdata i dagsläget varierande. Tillgängliga data visar dock tydligt att påträffade förorenande ämnen i huvudsak är samma i samtliga återstående delområden likväl som i de delar av Varvsstaden som redan sanerats. De vanligaste förekommande föroreningarna består av PAH och bly men också andra metaller förekommer.

Inom respektive delområde varierar föroreningsnivåerna mycket och föroreningar återfinns heterogent, vilket är vanligt i områden med förorenade fyllnadsmassor. Inom samtliga delområden återfinns både låga halter såväl som höga halter. I vissa delområden, framförallt i östra delen av Varvsstaden, är andelen massor med högre halter större jämfört med delområden som återfinns inom Varvsstadens västra del. En sammanställning av analysdata för bly och PAH-H från kommande/kvarvarande delområden har sammanställts i Tabell 16.

Tabell 16. Statistisk sammanställning av uppmätta halter inom respektive delområde samt för uttagna prover för biotillgänglighetstest (UBM), Laktester och POM-tester.

Delområde	Pb				PAH-H				Kommentarer
	Min	Max	Median	Medel	Min	Max	Median	Medel	
By 101	3,6	13 700	29	440	0,09	290	0,45	12	Statistik utifrån data från rapport av PQ (PQ, 2024a)
By 231	2,6	10 800	16	490	0,08	57	0,33	4,6	Statistik utifrån data från rapport av PQ (PQ, 2023b)
By 327	-	1 600	-	93	-	42	-	1,5	Statistik hämtad från rapport av PQ (PQ, 2024d)
By 301	9,0	420	25	68	0,05	4,3	0,84	1,1	Statistik baseras på data från tre punkter, 12 analyser.
Parkering*	2,4	2 200	12	110	0,08	57	0,33	2,8	Statistik hämtad från rapport av PQ (PQ, 2024d)
UBM	13	3 100	96	520	-	-	-	-	Statistik hämtad från rapport av PQ (PQ, 2024c)
Laktester	10	5 100	194	740	-	-	-	-	Statistik hämtad från rapport av PQ (PQ, 2024c)
POM	-	-	-	-	0,63	7,0	1,1	2,1	Statistik hämtad från rapport av PQ (PQ, 2024c)

\* Parkering = Området söder om Stora Varvsgatan

De prover som nyttjats för laktester, POM-tester och biotillgänglighetstester har uttagits i ett delområde (By101) alternativt i ett par delområden (By101 & By231).

Tio jordprover med en variation av blyhalter mellan 13 och 3 100 mg/kg TS har analyserats enligt UBM-metoden, d.v.s. prover med såväl låga, medelhöga som relativt höga halter har analyserats. Den biotillgängliga fraktionen för bly är mycket låg i samtliga av de analyserade proven med en variation mellan 0,03 %

och 1,3 %. Den biotillgängliga fraktionen i analyserade prover är samstämmig oavsett provets totalhalt.

Tio laktester har utförts på jord med varierat föroreningsinnehåll. Det har därmed utförts laktester på låga, medelhöga och relativt höga halter.

Fem POM-tester har utförts på jord med varierande föroreningsinnehåll. Tester har utförts på jord med låga till medelhöga halter. Prov på jord med höga halter saknas.

En sammanställning av uttagna provers totalhalter för bly och PAH-H finns sammanställda i Tabell 16.

Bedömningen är att de prover som uttagits för biotillgänglighetstester, laktester och POM-tester och de beräkningar som utförts baserat på resultat från dessa provtagningar är representativa för samtliga kvarvarande/återstående delområden. Bedömningen baseras på:

- Den genomgång som PQ utfört (PQ, 2024d) där man konstaterat att föroreningarna av bly och andra metaller samt PAH i huvudsak kan kopplas till utfyllnadsmassor som inom Varvsstaden som helhet bedöms vara likartade.
- Föroreningsförekomsten i fyllnadsmassorna inom Varvsstaden som helhet är likartad i form av vilka föroreningar som påträffas och deras fördelning. Generellt högre halter har dock observerats i områdets östra delar jämfört med i dess västra. Genomförda provtagningar visar emellertid att föroreningshalterna inom respektive delområde varierar mycket och uppvisar stor heterogenitet. Inom respektive delområde återfinns såväl låga som höga halter av föroreningar.
- I de uttagna prover som nyttjats för biotillgänglighetstester, laktester och POM-tester har halterna av föroreningar varierat från låga till höga och återspeglar därmed de halter som återfinns inom kvarvarande/återstående delområden. Uttagna prover bedöms därmed återspegla den heterogenitet som förekommer. Dock saknas POM-tester på material med mycket höga halter vilket har beaktats med särskild hantering. Se beskrivning i avsnitt 6.6 samt nedan i aktuellt avsnitt.

Slutsatsen är därmed att dessa uttagna prover bedöms vara relevanta och representativa för Varvsstadens område som helhet och att resultaten därmed kan nyttjas vid beräkningarna av riktvärden. I de fall osäkerheter föreligger och för att beräkningarna ska vara konservativa har säkerhetsfaktorer eller andra justeringar utförts.

Biotillgängligheten är låg i analyserade prover. För att inte riskera att underskatta biotillgängligheten har en säkerhetsfaktor nyttjats. Utförda laktester visar på låg lakbarhet och resulterar i höga Kd-värden i jämförelse med Naturvårdsverkets generella värden. För att inte riskera att underskatta lakbarheten har en jämförelse med Kd-värden som baserats på laktester uttagna från svenska efterbehandlingsprojekt utförts (Elert mfl, 2006). En justering har utförts så att använda Kd-värden inte överstiger de medianvärden som finns presenterade i sammanställningen. Utförda grundvattenanalyser visar för många ämnen på mycket låga halter, vilket inte minst gäller bly vilket styrker att både biotillgängligheten och lakningen är låg.

POM-tester har utförts på jordprov med varierande PAH-halter. Dock saknas POM-tester på material med mycket höga halter. För att inte riskera att underskatta lösligheten för PAH så har resultatet hanterats försiktigt. För beräknat Koc gällande PAH-M har en säkerhetsfaktor nyttjats. Gällande PAH-H har mycket låg löslighet uppmätts i utförda POM-test. För att inte underskatta dess löslighet har Koc anpassats så att skillnaden mellan beräknat Koc och Naturvårdsverkets generella Koc motsvarar den för PAH-M. På grund av låga halter av PAH-L (under rapporteringsgräns) i uttagna prov har beräknade Koc för PAH-L inte nyttjats vid framtagandet av riktvärden.

Det föreligger ett åtgärdsbehov för jord inom samtliga kvarstående ytor för att de övergripande åtgärdsmålen 1, 2 och 3 ska uppfyllas. Mätbara åtgärds mål bör tas fram efter att en åtgärdsutredning och riskvärdering genomförts. Denna riskbedömning kommer att ligga till grund till detta arbete.

Utförda grundvattenanalyser visar för många ämnen på mycket låga halter i jämförelse med SGU:s bedömningsgrunder. Grundvattnet är dock tydligt påverkade av salter (havsvatten) och bedöms därmed ha ett lågt skyddsvärde. Grundvattnet i jordlagren kan inte nyttjas som dricksvatten utan föregående rening på grund av salterna. Ingen oacceptabel spridning bedöms ske till skyddsvärt grundvatten (sedimentär bergförekomst) eller ytvatten.

Det generella riktvärdet för KM (50 mg/kg) avseende bly är ett policybaserat värde som beslutats efter praktiska och ekonomiska överväganden och som inte motsvarar det värde beräkningsverktyget ger. Naturvårdsverket anser dock att det är motiverat att beräkna platsspecifika riktvärden utifrån EFSA:s reviderade toxikologiska referensvärdet. Platsspecifika riktvärden för skydd av människors hälsa har beräknats för två scenarier där skillnaden mellan dessa utgörs av den andel av konsumerade växter som härstammar (odlats) från Varvsstaden. Hälsoriskbaserade riktvärden har beräknats med en andel på 10 % (enligt KM) respektive 5 %.

Det framräknade riktvärdet för en konsumtion på 10 % som härstammar från odling inom Varvsstaden uppgår till 51 mg/kg och motsvarar nivån för Naturvårdsverkets policybaserade värde på 50 mg/kg. Det framräknade riktvärdet för en konsumtion av 5 % egenodlade växter från området uppgår till 76 mg/kg dvs något högre jämfört med Naturvårdsverkets policybaserade värde.

I en blandad stadsbebyggelse som Varvsstaden utgör så är det rimligt att beakta intag av växter som en exponeringsväg eftersom att det inte går att utesluta viss möjlighet till odling. Sweco bedömer det dock som osannolikt att enskilda individer kan komma att få möjlighet att få tillgång till den odlingsyta (10-15 m<sup>2</sup>) som krävs för att tillgodose 10 % av sin konsumtionen av växter. Det bedöms därmed finnas motiv för att sänka andelen konsumtion av egenodlade växter inom Varvsstaden från 10 % till 5 %.

Vid kommande beslut om ett sammanvägt riktvärde bör förutsättningarna gällande möjligheter till odling beaktas och konsekvenserna avseende val av platsspecifika riktvärden med hänsyn till människors hälsa värderas. Utöver angiven exponeringsväg intag av växter ska också nivån på skydd av markmiljön och på vilka djup markmiljö ska skyddas samt huruvida skydd av grundvatten ska beaktas eller inte beaktas och konsekvenserna för respektive val värderas.

## 9 Referenser

Avfall Sverige, 2019. Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2019:01, Avfall Sverige

Elert mfl, 2006. Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, (2006). Laktester för riskbedömning av förorenade områden –Underlagsrapport 3.Naturvårdsverket rapport 5535 (Hållbar sanering).

Helsing, 2010. Självförsörjande ekologisk odling av grönsaker på friland - Platsåtgång och arbetstidsbehov för att försörja en familj med grönsaker och rotfrukter i ett år, Helsing Jenny, Högskolan i Gävle 2010.

NV, 2022. Generella riktvärden för förorenad mark  
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/#E529203173>

Malmö Stad, 2023. Skrivelse - Bemötande av platsspecifika riktvärden inom Varvsstaden, Malmö Stad, Miljöförvaltningen 2023-12-07

Murphy, D.; Sparling, G.; and Fillery, I. 1998: Stratification of microbial biomass C and N and gross N mineralisation with soil depth in two contrasting Western Australian agricultural soils. Australian Journal of Soil Research, 36(1). 45 – 56.

Naturvårdsverket 2008. Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Rapport 5859. Hållbar sanering, september 2008.

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

Naturvårdsverket 2022: PM Beslutsunderlag för justering av generella riktvärden för bly, Naturvårdsverket 2022-09-29

Powers, L.; Freckman, D.; and Virginia, R. 1994: Depth distribution of soil nematodes in Taylor Valley, Antarctica. Antarctic Journal of the U.S., 29(5). 175- 176.

Probert, M.E. and Keating, B.A. 1996: Modelling changes in soil microbial biomass in response to added crop residues. Proceedings of the 8th Australian Agronomy Conference 1996.

PQ, 2018. Riskbaserad åtgärdsplan – Västra delen för uppförande av kontor, flerbostadshus, skola och infrastruktur, PQ Geoteknik och Miljö AB & Structor Miljö Väst AB 20160803, Rev C 2018-03-26

PQ, 2023a. PM Översyn av de platsspecifika riktvärdena inom stadsdelen Varvsstaden (Dnr MN-2022-11220), PQ Geoteknik & Miljö AB och Relement Miljö Väst AB 2023-10-23

PQ, 2023b. Miljöteknisk markundersökningsrapport – Vagnsverkstaden (byggnad 231) inom kommande Dp 5697, PQ Geoteknik och Miljö AB 2023-09-01

PQ, 2024a. Rapport utförda utförda Fält- och Laboratoriearbeten (RFältLab) – Maskinverkstaden, Byggnad 101M, PQ Geoteknik och Miljö AB 2024-04-12

PQ, 2024b. Analysresultat från provtagning utförda våren 2024.

PQ, 2024c. RAPPORT utförda Fält- och Laboratoriearbeten (RFältLab) – Kompletterande undersökningar för översyn av de platsspecifika riktvärdena inom stadsdelen Varvsstaden, PQ Geoteknik & Miljö AB 2024-05-16

PQ, 2024d. Utförda och kommande miljötekniska markundersökningar inom stadsdelen Varvsstaden. PQ Geoteknik & Miljö AB 2024-05-31

Rodhe et al, 2006. Grundvattenbildning i svenska typjordar – översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell, Uppsala universitet Institutionen för geovetenskaper, Report Series A No. 66

SGU, 2024. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/> -

SMHI, 2024. *Rinner mot Malmö Hamnområde – Utdrag från Vattenwebb 2024-04-10*. AROID: 616563-132452. SUBID:90.

Sweco 2014: Fastighetskontoret, Malmö stad. Markmiljö i Malmö stad och dess inverkan på saneringsbehov i djupare jord. Version 2. 2014-04-04. Uppdragsnummer 1155611100.

VISS, 2024a. VattenInformationssystem för Sverige – Malmö Hamnområde <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA27428567>

VISS, 2024b. VattenInformationssystem för Sverige – SV Skånes kalkstenar <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA69177643>

Wallander, H.; Göransson, H.; and Rosengren, U. 2004: Production, standing biomass and natural abundance of <sup>15</sup>N and <sup>13</sup>C in ectomycorrhizal mycelia collected at different soil depths in two forest types. *Oecologia*, 139 (1). 89-97.



# Bilaga 1

Uttagsrapporter från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (14 sidor)