

Figur 8-1: Blyhalt i förhållande till provtagningsdjup i yttlig jord. Djupet anges som mittpunkten i respektive prov. Prov uttagna direkt i ytan (0-0,1, 0-0,2 och 0-0,5 m u my) redovisas med en triangel i diagrammet. Notera att skalan avseende blyhalt är logaritmisk.

Sammantaget visar riskbedömningen för egenskapsområde G att oacceptabla hälsorisker inte kan uteslutas avseende framförallt arsenik och bly men även kadmium och möjligen PAH-H. Risker är huvudsakligen förknippade med exponering via intag av jord. Risker avseende korttidsexponering bedöms vara acceptabla inom egenskapsområde G.

### 8.2.8 H Parkering, silo

Inom egenskapsområde H, Parkering, silo planeras inga stora förändringar av marknivån och riskbedömningen utgår därför från befintlig marknivå. Inom området har arsenik, barium, bly, kadmium, koppar och zink identifierats som de viktigaste riskämnen. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde och UCLM95 för dessa ämnen redovisas i Tabell 8-13 nedan. För zink har dock inga riskkvoter beräknats för >2 m djup under markytan eftersom hälsoriktvärdet inte är begränsande för djup jord. Inga byggnader planeras inom området och därmed används platsspecifika riktvärden enligt scenario 2.

Av tabellen framgår att det bara är för bly på nivåerna 0-1 och 1-2 m under markytan och för arsenik på nivån 0-1 m under markytan som beräknade riskkvoter är över eller nära 1. För övriga ämnen ligger de beräknade riskkvoterna väl under 1. Både för arsenik och bly är intag av jord styrande exponeringsväg.

För arsenik är riskkvoten för 0-1 m djup beräknad på UCLM95 ett medan riskkvoten beräknad på medelvärdet understiger ett. Eftersom UCLM95 anger en nivå som den verkliga medelhalten inom området med 95 % sannolikhet underskrider bedöms risken avseende exponering för arsenik vara acceptabel inom egenskapsområde H.

För bly är de beräknade riskkvoterna avseende långtidsexponering kring 1 för jord 0-1 m under markytan och över 1 för jord 1-2 m under markytan. Riskkvoten beräknad på riktvärdet för korttidsexponering överskrider också 1 för båda djupen. Som tidigare nämnts avser korttidsexponering mindre barn som vid enstaka tillfälle får i sig en större mängd jord. Sannolikheten för att sådan exponering ska kunna förekomma får betraktas som närmast obefintlig inom hela området. I den mån sådan exponering alls kan ske är det bara för den allra ytligaste jorden det kan vara aktuellt.

*Tabell 8-13: Riskkvoter för hälsobaserade platsspecifika riktvärden, egenskapsområde H. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \*anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95. Riskkvoter inom parentes baseras på riktvärden för skydd av akuttoxiska eller korttidshalter.*

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
0-1	Arsenik	0,56	<b>1,0</b>
0-1	Barium	0,057	0,087
0-1	Bly	<b>0,81 (1,0)</b>	<b>1,4 (1,7)</b>
0-1	Kadmium	0,023	0,036
0-1	Koppar	0,0043	0,0070
0-1	Zink	0,0053	0,0081
1-2	Arsenik	0,32 (0,38)	0,61 (0,74)*
1-2	Barium	0,033	0,065*
1-2	Bly	<b>1,6 (7,5)</b>	<b>3,1 (15)*</b>
1-2	Kadmium	0,10	0,20*
1-2	Koppar	0,00087	0,0016*
1-2	Zink	0,010	0,020*
>2	Arsenik	0,016 (0,039)	0,022 (0,056)
>2	Barium	0,0012	0,0019
>2	Bly	0,011 (0,14)	0,020 (0,25)
>2	Kadmium	0,00040 (0,0010)	0,00064 (0,0016)
>2	Koppar	0,000082	0,00014

Sammantaget kan oacceptabla hälsorisker förknippade med långtidsexponering för bly inom egenskapsområde H inte uteslutas.

## 8.2.9 I HSP

Inom område I, HSP, ska markytan höjas till +9. Den befintliga marknivån i området är ca +7,5 och marknivån kommer höjas med i genomsnitt cirka 2,4 m. Vid beräkning av riskkvoter används platsspecifika riktvärden för djup >2 m under markytan. Inga byggnader planeras inom området och därmed används platsspecifika riktvärden enligt scenario 2.

Inom området har barium, bly, koppar, kvicksilver och zink identifierats som de viktigaste riskparametrarna. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa ämnen redovisas i Tabell 8-14. För zink har dock inga riskkvoter beräknats eftersom hälsoriktvärdet inte är begränsande för djup jord. Enbart ett prov har tagits ut på >2 m djup under befintlig markyta och därför har endast en riskkvot baserat på ett värde beräknats för den nivån.

Av Tabell 8-14 framgår att inga riskkvoter avseende långtidsexponering överskrider 1. Blyhalter över riktvärdet för korttidsexponering förekommer på djup 0-1 m och 1-2 m under befintlig markyta, vilket också framgår av riskkvoterna som är över 1.

Som tidigare beskrivits avser korttidsexponering små barn som vid ett tillfälle intar en större mängd jord. De aktuella massorna kommer efter anläggningens uppförande vara belägna mer än en meter under markytan och de kommer därmed inte att vara tillgängliga för denna typ av exponering.

Sammantaget bedöms sannolikt inga oacceptabla risker avseende människors hälsa föreligga inom egenskapsområde I.

*Tabell 8-14: Riskkvoter för hälsobaserade platsspecifika riktvärden, egenskapsområde I. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \* anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95. \*\*anger att riskkvoten beräknats utifrån bara ett analysresultat. Riskkvoter inom parentes baseras på riktvärden för skydd av akuttoxiska eller korttidshalter.*

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
0-1	2,4-3,4	Barium	0,0040	0,0087
0-1	2,4-3,4	Bly	0,20 (2,5)	0,53 (6,5)
0-1	2,4-3,4	Koppar	0,0011	0,0027
0-1	2,4-3,4	Kvicksilver	0,067	0,22
1-2	3,4-4,4	Barium	0,0044	0,010
1-2	3,4-4,4	Bly	0,067 (0,83)	0,16 (2,0)
1-2	3,4-4,4	Koppar	0,00051	0,0012
1-2	3,4-4,4	Kvicksilver	0,10	0,49*

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
>2	>4,4	Barium	0,00029**	-
>2	>4,4	Bly	0,0014 (0,017)**	-
>2	>4,4	Koppar	0,000018**	-
>2	>4,4	Kvicksilver	0,0011**	-

### 8.2.10 J Energihamnen (badplatsen)

Inom egenskapsområde J har inga föroreningshalter över de generella riktvärdena för KM uppmätts och därmed inte heller några halter över platsspecifika riktvärden. Sammantaget bedöms inga oacceptabla risker avseende människors hälsa föreligga inom egenskapsområde J.

### 8.2.11 Förorening i fri fas

Fri fas förekommer inom ett begränsat område (avsnitt 5.5). De spridnings- och exponeringsmodeller som ingår i beräkningsverktyget baseras på fördelning mellan förorening i jord, porvatten och porluft. Förorening som egen (fri) fas ingår inte i det bedömda systemet och därför gäller inte modellerna eller de beräknade riktvärdena vid förekomst av förorening i fri fas. Förekomst av förorening i fri fas kan därmed leda till att underskattning av risker, framförallt risker avseende inandning av ångor och spridning.

## 8.3 Skydd av markmiljö

Precis som för människors hälsa har riskkvoter använts för att beskriva och bedöma risker för markmiljön. Jämförelser med riktvärden har utgått från den planerade marknivån för respektive område. Planerade förändringar av marknivån kommenteras i respektive delavsnitt för egenskapsområdena under avsnitt 8 ovan. Riskkvoter har beräknats för samtliga ämnen som identifierats som viktigaste riskämnen inom respektive egenskapsområde enligt avsnitt 8.1 ovan.

Beräkningar har gjorts på samma sätt som för människors hälsa både med medelvärdet och UCLM95 som representativ halt. I de fall underlaget har varit för litet för att ta fram UCLM95, har istället den högsta uppmätta halten använts i enlighet med beskrivningen i avsnitt 8.1. Riskkvoter över 1 innebär att de förekommande halterna i området kan medföra en oacceptabel risk avseende påverkan på markecosystemets funktioner. Riskkvoter under 1 indikerar istället att ingen oacceptabel påverkan på markecosystemets funktioner förväntas.

### 8.3.1 A Etableringsytor

Inom egenskapsområde A, Etableringsytor, har arsenik, barium, bly, koppar, nickel, zink och PAH-H identifierats som de viktigaste riskparametrarna. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa parametrar redovisas i Tabell 8-15. Av tabellen framkommer att riskkvoter över 1 beräknats för flera ämnen och för alla djupintervall. Högst riskkvoter har beräknats för koppar i yttlig jord. Generellt är det inte stora skillnader mellan riskkvoter beräknade på UCLM95 respektive medelvärde.

För bly, koppar och zink är riskkvoterna över 1 för alla nivåer. För barium är riskkvoten över 1 för de två undre nivåerna. I den översta nivån finns data bara från två prov avseende barium, men halterna är lägre än riktvärdet för skydd av markmiljö. För 0-1 m under markytan är riskkvoten för UCLM95 för arsenik över 1. Slutligen är riskkvoterna kring 1 för UCLM95 för nickel på 0-1 m djup och 1-2 m djup under markytan.

Sammantaget indikerar resultaten att föroreningshalterna i området kan utgöra en oacceptabel risk för markmiljön.

*Tabell 8-15: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde A. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \* anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95.*

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
0-1	Arsenik	0,72	<b>2,6</b>
0-1	Barium	0,28	0,44*
0-1	Bly	0,78	<b>2,5</b>
0-1	Koppar	<b>8,4</b>	<b>33</b>
0-1	Nickel	0,42	<b>1,5</b>
0-1	Zink	<b>3,2</b>	<b>11</b>
0-1	PAH-H	Ej påvisad	Ej påvisad
1-2	Arsenik	0,46	0,82
1-2	Barium	<b>1,8</b>	<b>3,8</b>
1-2	Bly	<b>2,1</b>	<b>4,2</b>
1-2	Koppar	<b>6,7</b>	<b>14</b>
1-2	Nickel	0,46	<b>1,0</b>
1-2	Zink	<b>5,4</b>	<b>10</b>
1-2	PAH-H	0,043	0,080
>2	Arsenik	0,42	0,68
>2	Barium	<b>1,3</b>	<b>4,5</b>
>2	Bly	<b>1,3</b>	<b>5,0</b>
>2	Koppar	<b>4,7</b>	<b>19</b>

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
>2	Nickel	0,27	0,42
>2	Zink	<b>2,8</b>	<b>8,6</b>
>2	PAH-H	0,27	0,67

### 8.3.2 B Ballager

Inom egenskapsområde B, Ballager, har bly, kvicksilver, zink, alifater >C10-C12, PAH-M, trikloreten och PCB-7 identifierats som viktigaste riskparametrar. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa parametrar redovisas i Tabell 8-16. Av tabellen framgår att riskkvoter över 1 har beräknats inom alla tre djupintervallen. Vidare framgår att riskkvoter över 1 har beräknats för samtliga parametrar utom kvicksilver. Högst riskkvot har beräknats för PCB-7 på 1-2 m djup under befintlig markyta, men också riskkvoten för >2 m djup under befintlig markyta är mycket hög.

För bly, zink och PCB-7 är riskkvoten över 1 på samtliga djup. På 1-2 m djup under befintlig markyta överskrider riskkvoterna 1 även för PAH-M och trikloreten. Riskkvoten för UCLM95 för trikloreten överskrider 1 även på nivån >2 m djup.

Sammantaget indikerar resultaten att föroreningshalterna i området kan utgöra en oacceptabel risk för markmiljön. Det bör dock beaktas att den berörda jorden efter uppförandet av anläggningen kommer att ligga på stort djup under markytan och dessutom till stor del under en byggnad. Det kan diskuteras vilken betydelse föroreningshalter i denna jord har för markmiljön i området samt vilken funktion som är önskvärd för markecosystemet i området. Detta har beaktats i åtgärdsutredningen.

Tabell 8-16: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde B. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \*anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95.

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
0-1	2,6-3,6	Bly	<b>2,3</b>	<b>5,6</b>
0-1	2,6-3,6	Kvicksilver	0,035	0,12
0-1	2,6-3,6	Zink	<b>3,0</b>	<b>4,4</b>
0-1	2,6-3,6	Alifater >C10-C12	0,011	0,011*
0-1	2,6-3,6	PAH-M	0,075	0,78
0-1	2,6-3,6	Triklloreten	0,0013	0,0037*
0-1	2,6-3,6	PCB-7	0,23	<b>1,1*</b>
1-2	3,6-4,6	Bly	<b>1,7</b>	<b>3,5</b>
1-2	3,6-4,6	Kvicksilver	0,039	0,060

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
1-2	3,6-4,6	Zink	<b>3,1</b>	<b>4,5</b>
1-2	3,6-4,6	Alifater >C10-C12	0,25	<b>2,9*</b>
1-2	3,6-4,6	PAH-M	0,42	<b>4,2</b>
1-2	3,6-4,6	Trikloretin	<b>5,0</b>	<b>17</b>
1-2	3,6-4,6	PCB-7	<b>21</b>	<b>56</b>
>2	>4,6	Bly	<b>2,7</b>	<b>3,7</b>
>2	>4,6	Kvicksilver	0,067	0,10
>2	>4,6	Zink	<b>4,3</b>	<b>4,9</b>
>2	>4,6	Alifater >C10-C12	0,24	0,38
>2	>4,6	PAH-M	0,55	0,93
>2	>4,6	Trikloretin	0,057	<b>4,8</b>
>2	>4,6	PCB-7	<b>30</b>	<b>50</b>

### 8.3.3 C Hetvatten, silo mm

Inom område C Hetvatten, silo mm, har bly och zink identifierats som viktiga riskparametrar. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa parametrar redovisas i Tabell 8-17. Av tabellen framgår att det bara är riskkvoten för zink i den ytligaste nivån baserad på UCLM95 som överskrider 1. Riskkvoten för bly baserad på UCLM95 på samma nivå är 1.

Resultaten indikerar att förekomsten av zink kan innebära en oacceptabel risk för markmiljön i området. Riskkvoten för zink baserad på medelvärdet underskrider 1. När anläggningen är uppförd kommer denna jord vara belägen mer än fyra meter under markytan. Eftersom jordens betydelse för markecosystemet avtar med ökat djup bedöms riskerna avseende markmiljön inom delområde C vara acceptabla.

*Tabell 8-17: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde C. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade.*

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
<b>0-1</b>	4,7-5,7	Bly	0,28	<b>1,0</b>
<b>0-1</b>	4,7-5,7	Zink	0,72	<b>1,4</b>
1-2	5,7-6,7	Bly	0,049	0,10
1-2	5,7-6,7	Zink	0,14	0,28
>2	>6,7	Bly	0,025	0,048
>2	>6,7	Zink	0,16	0,29

### 8.3.4 D Kontor, verkstad m m

Marknivån inom egenskapsområde D, kontor, verkstad m m ska sänkas med i genomsnitt cirka 2,2 m vilket innebär att större delen av de undersökta jordlagren inte kommer att finnas kvar när anläggningen är uppförd. Därmed är det enbart aktuellt att beräkna riskkvoter för jord djupare än 2 m under befintlig markyta, eftersom övrig jord kommer att avlägsnas.

Inom området har enbart kvicksilver identifierats som en viktig riskparameter. På större djup än 2 m under befintlig markyta har ett prov analyserats med avseende på kvicksilver och halten i provet var under laboratoriets rapporteringsgräns.

Uppmätta kvicksilverhalter i ytligare jord är lägre än riktvärdet för skydd av markmiljö.

Sammantaget bedöms inga oacceptabla risker avseende markmiljö föreligga inom delområde D.

### 8.3.5 E Energihamnen (f.d. SAKAB)

Inom egenskapsområde E, Energihamnen (f.d. SAKAB), har bly, kvicksilver, alifater >C8-C10, xylen, PAH-M och PCB identifierats som viktigaste föroreningar. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa parametrar redovisas i Tabell 8-18.

Av tabellen framgår att riskkvoter över 1 beräknats för xylen och PCB inom samtliga djupintervall. Övriga riskkvoter underskrider 1. Högst riskkvoter har beräknats för xylen i nivån 0-1 m under markytan. Generellt är det inte stora skillnader mellan riskkvoter beräknade på UCLM95 och medelvärde, men för några parametrar som t.ex. xylen förekommer större skillnader.

Sammantaget indikerar resultaten att föroreningshalterna i området kan utgöra en oacceptabel risk för markmiljön.

*Tabell 8-18: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde E. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \* anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95.*

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
0-1	Bly	0,11	0,15
0-1	Kvicksilver	0,017	0,056
0-1	Alifater >C8-C10	0,014	0,071
0-1	Xylen	<b>1,3</b>	<b>6,1</b>
0-1	PAH-M	0,061	0,29
0-1	Summa PCB	0,58	<b>2,5</b>
1-2	Bly	0,063	0,12
1-2	Kvicksilver	0,019	0,042



Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
1-2	Alifater >C8-C10	0,043	0,34
1-2	Xylen	0,40	<b>1,2</b>
1-2	PAH-M	0,039	0,13
1-2	Summa PCB	<b>1,2</b>	<b>1,9</b>
>2	Bly	0,029	0,081
>2	Kvicksilver	0,0077	0,013
>2	Alifater >C8-C10	0,063	0,16
>2	Xylen	0,36	<b>1,7</b>
	PAH-M	0,010	0,020
>2	Summa PCB	0,58	<b>1,2</b>

### 8.3.6 F Revisionsyta

Inom egenskapsområde F, Revisionsyta, har barium, bly, koppar, kvicksilver, zink, PAH-H, alifater >C16-C35 och PCB-7 identifierats som viktiga riskämnen. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa ämnen redovisas i Tabell 8-19. Av tabellen framgår att riskkvoter över 1 beräknats inom samtliga tre angivna djupintervall samt att riskkvoter över 1 beräknats för alla ämnen utom PAH-H, på någon nivå. Högst riskkvot har beräknats för koppar på >2 m djup under befintlig markyta.

Generellt är det inte stora skillnader mellan riskkvoter beräknade på UCLM95 jämfört med dem beräknade på medelvärdet. I flera fall är dock riskkvoten beräknad på UCLM95 högre än 1 medan riskkvoten beräknad på medelvärdet är under 1. I de flesta av dessa fall är båda riskkvoterna nära 1, som t.ex. för barium och bly. För alifater >C16-C35 och kvicksilver på 0-1 m djup under befintlig markyta har riskkvoten beräknats på högsta uppmätta halt. PAH-H har inte påvisats på nivån 0-1 m under befintlig markyta. PCB-7 har inte påvisats på nivån 1-2 m under markytan.

Sammantaget indikerar resultaten att föroreningshalterna i området kan utgöra en oacceptabel risk för markmiljön. Det bör dock beaktas att den berörda jorden efter uppförandet av anläggningen kommer att ligga på stort djup under markytan och dessutom till stor del under en byggnad. Det kan diskuteras vilken betydelse föroreningshalter i denna jord har för markmiljön i området samt vilken funktion som är önskvärd för markecosystemet i området. Detta har beaktats i åtgärdsutredningen.

Tabell 8-19: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde F. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \* anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95.

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
0-1	2,1-3,1	Barium	0,069	0,14
0-1	2,1-3,1	Bly	0,060	0,26
0-1	2,1-3,1	Koppar	0,17	<b>2,1</b>
0-1	2,1-3,1	Kvicksilver	0,0022	0,00034*
0-1	2,1-3,1	Zink	0,17	0,71
0-1	2,1-3,1	PAH-H	Ej påvisat	Ej påvisat
0-1	2,1-3,1	Alifater >C16-C35	0,010	0,016*
0-1	2,1-3,1	PCB-7	0,013	0,022
1-2	3,1-4,1	Barium	0,63	<b>1,1</b>
1-2	3,1-4,1	Bly	0,91	<b>1,6</b>
1-2	3,1-4,1	Koppar	<b>2,3</b>	<b>4,4</b>
1-2	3,1-4,1	Kvicksilver	0,31	0,89
1-2	3,1-4,1	Zink	<b>1,9</b>	<b>3,2</b>
1-2	3,1-4,1	PAH-H	0,21	0,45
1-2	3,1-4,1	Alifater >C16-C35	0,039	0,070
1-2	3,1-4,1	PCB-7	Ej påvisat	Ej påvisat
>2	>4,1	Barium	0,52	0,70
>2	>4,1	Bly	0,76	<b>1,1</b>
>2	>4,1	Koppar	<b>5,1</b>	<b>14</b>
>2	>4,1	Kvicksilver	0,25	<b>1,2</b>
>2	>4,1	Zink	<b>2,6</b>	<b>3,9</b>
>2	>4,1	PAH-H	0,49	0,73
>2	>4,1	Alifater >C16-C35	0,42	<b>1,1</b>
>2	>4,1	PCB-7	<b>1,5</b>	<b>3,5</b>

### 8.3.7 G Ridstig och gångväg

Inom område G har arsenik, bly, kadmium, koppar, zink, aromater >C16-C35 och PAH-H identifierats som de viktigaste riskparametrarna. Precis som för övriga egenskapsområden inom Anläggningsområdet bedöms markmiljöns skyddsbehov vara lågt. Samma platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljön som för övriga områden bedöms kunna användas. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa ämnen redovisas i Tabell 8-20.

Av tabellen framgår att stora skillnader mellan riskkvoter beräknade på medelvärde respektive UCLM95 förekommer för flera parametrar. Vidare framgår att riskkvoterna baserade på UCLM95 för bly och zink på nivån 0-1 m under markytan är >1 och att riskkvoten för koppar är kring 1. På 1-2 m djup har bara ett prov uttagits och analyserats. För nivån >2 m under markytan, är riskkvoterna för zink, aromater >C16-C35 och PAH-H >1. För zink är skillnaden stor mellan riskkvoter beräknade på UCLM95 och medelvärde. För aromater >C16-C35 och PAH-H har maxhalter i stället för UCLM95-värden använts vid beräkning av riskkvoter för den djupaste nivån.

Sammantaget indikerar resultaten att föroreningshalterna i området kan utgöra en oacceptabel risk för markmiljön.

*Tabell 8-20: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde G. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \* anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95. \*\*anger att riskkvoten beräknats utifrån bara ett analysresultat. \*\*\*anger att beräknat medelvärde är lägre än bakgrundshalt enligt Naturvårdsverkets beräkningsverktyg.*

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
0-1	Arsenik	0,13***	0,40
0-1	Bly	0,22	1,4
0-1	Kadmium	0,065	0,49
0-1	Koppar	0,44	0,98
0-1	Zink	0,46	1,6
0-1	Aromater >C16-C35	Ej påvisat	Ej påvisat
0-1	PAH-H	0,029	0,046
1-2	Arsenik	0,049**	-
1-2	Bly	0,014**	-
1-2	Kadmium	0,0031**	-
1-2	Koppar	0,080**	-
1-2	Zink	0,089**	-
1-2	Aromater >C16-C35	Ej påvisat	Ej påvisat

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
1-2	PAH-H	Ej påvisat	Ej påvisat
>2	Arsenik	0,022	0,038
>2	Bly	0,029	0,35
>2	Kadmium	0,011	0,054
>2	Koppar	0,075	0,15
>2	Zink	0,55	<b>12</b>
>2	Aromater >C16- C35	0,23	<b>1,1*</b>
>2	PAH-H	<b>2,3</b>	<b>11*</b>

### 8.3.8 H Parkering, Silo

Inom egenskapsområde H, parkering, silo har arsenik, barium, bly, kadmium, koppar och zink identifierats som de viktigaste riskparametrarna. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa ämnen redovisas i Tabell 8-21. Av tabellen framgår att riskkvoter över 1 har beräknats för 0-1 och 1-2 m djup under markytan. Riskkvoter över ett har beräknats för samtliga ämnen som identifierats vara av potentiell betydelse.

På 1-2 m djup under markytan har bara två prov analyserats med avseende på metaller. Samtliga riskkvoter för nivån baseras därmed på högsta uppmätta halt. Med tanke på det begränsade dataunderlaget bedöms högsta uppmätta halt vara relevant att utvärdera mot.

Sammantaget kan det inte uteslutas att det föreligger oacceptabla risker för påverkan på markecosystemets funktion i området, framför allt på 1-2 m djup under markytan. Det kan dock diskuteras vilken betydelse som föroreningar på detta djup har för markecosystemet i området.

*Tabell 8-21: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde H. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \* anger att riskkvoten beräknats med maxvärde istället för UCLM95.*

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
0-1	Arsenik	0,28	0,51
0-1	Barium	0,64	0,99
0-1	Bly	0,55	0,91
0-1	Kadmium	0,040	0,063
0-1	Koppar	0,79	<b>1,3</b>
0-1	Zink	<b>1,2</b>	<b>1,9</b>
1-2	Arsenik	0,76	<b>1,5*</b>
1-2	Barium	<b>1,5</b>	<b>3,0*</b>

Djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
		Medelvärde	UCLM95
1-2	Bly	<b>4,1</b>	<b>8,2*</b>
1-2	Kadmium	0,67	<b>1,3*</b>
1-2	Koppar	0,63	<b>1,2*</b>
1-2	Zink	<b>9,5</b>	<b>19*</b>
>2	Arsenik	0,078	0,11
>2	Barium	0,14	0,22
>2	Bly	0,075	0,14
>2	Kadmium	0,0069	0,011
>2	Koppar	0,15	0,26
>2	Zink	0,23	0,39

### 8.3.9 I HSP

Inom egenskapsområde I, HSP, har barium, bly, koppar, kvicksilver och zink identifierats som de viktigaste riskparametrarna. Beräknade riskkvoter baserade på medelvärde samt UCLM95 för dessa parametrar redovisas i Tabell 8-22. Av tabellen framgår att riskkvoter över 1 har beräknats för 0-1 och 1-2 m djup under befintlig markyta. För den djupaste nivån, >2 m, har endast ett prov uttagits och analyserats. Riskkvoter över ett har beräknats för barium, bly, koppar och zink. Den högsta riskkvoten avser koppar 0-1 m under befintlig markyta. Generellt är det inte stora skillnader mellan riskkvoter beräknade på medelhalter och UCLM95.

Sammantaget indikerar resultaten att föroreningshalterna i området kan utgöra en oacceptabel risk för markmiljön. Det bör dock beaktas att den berörda jorden efter uppförandet av anläggningen kommer att ligga på stort djup under markytan. Det kan diskuteras vilken betydelse föroreningshalter i denna jord har för markmiljön i området samt vilken funktion som är önskvärd för markekosystemet i området. Detta har beaktats i åtgärdsutredningen.

Tabell 8-22: Riskkvoter för platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljö, egenskapsområde I. Angivna djup är i meter under markytan. Riskkvoter över 1 är färgmarkerade. \*\*anger att riskkvoten beräknats utifrån bara ett analysresultat.

Befintligt djup (m u my)	Framtida djup (m u my)	Parameter	Riskkvot	
			Medelvärde	UCLM95
0-1	2,4-3,4	Barium	0,46	0,99
0-1	2,4-3,4	Bly	<b>1,4</b>	<b>3,5</b>
0-1	2,4-3,4	Koppar	<b>2,0</b>	<b>4,9</b>
0-1	2,4-3,4	Kvicksilver	0,11	0,35
0-1	2,4-3,4	Zink	<b>1,3</b>	<b>2,9</b>
1-2	3,4-4,4	Barium	0,51	<b>1,1</b>
1-2	3,4-4,4	Bly	0,45	<b>1,1</b>
1-2	3,4-4,4	Koppar	0,93	<b>2,1</b>
1-2	3,4-4,4	Kvicksilver	0,17	0,77
1-2	3,4-4,4	Zink	<b>1,1</b>	<b>2,5</b>
>2	>4,4	Barium	0,033**	
>2	>4,4	Bly	0,0091**	
>2	>4,4	Koppar	0,033**	
>2	>4,4	Kvicksilver	0,0017**	
>2	>4,4	Zink	0,055**	

### 8.3.10 J Badplatsen

Inom egenskapsområde J har inga föroreningshalter över de generella riktvärdena för KM uppmätts och därmed inte heller några halter över platsspecifika riktvärden. Sammantaget bedöms inga oacceptabla risker avseende markosystemets funktion föreligga inom egenskapsområde J.

## 8.4 Spridning

Grundvattennivåerna i Anläggningsområdet styrs framförallt av markytans topografi, grundvattenbildningen och jordlagrens genomsläpplighet (se avsnitt 4.4.3). Grundvattnets flöde är riktat från landområdena mot Mälaren, som är det enda skyddsobjekt vilket kan påverkas av spridning av föroreningar från Anläggningsområdet. Inget grundvattenuttag finns inom grundvattnets utströmningsområde och det finns därför ingen risk att föroreningar inom Anläggningsområde kan påverka grundvattenuttag.

### 8.4.1 Strategi för spridningsberäkningar

En riskbedömning avseende hur ett förorenat markområde påverkar en ytvattenrecipient kan i princip genomföras på två olika sätt:

1. Riskbedömningen baseras på koncentrationer i jord där en teoretisk urlakning från jord till grundvatten beräknas och därefter en teoretisk transport från grundvatten till ytvatten.
2. Riskbedömningen baseras på faktiska koncentrationer i grundvatten och en bedömd transport av grundvatten till recipienten

Här baseras riskbedömningen enbart på strategi 2, d.v.s. på uppmätta halter i grundvatten och inte på halter i jord. En metodik som baseras på halter i grundvatten är mer tillförlitlig, jämfört med en som baseras på förenklade antaganden om urlakning från jord till grundvatten.

#### 8.4.2 Riskberäkningar

Graden av risk för recipienten utvärderas från kvoten mellan beräknad koncentration i recipienten (PEC, predicted environmental concentration) och den haltnivå som inte ger upphov till en risk i recipienten ( $C_{\text{lågrisk}}$ ):

$$\text{Riskkvot} = \frac{PEC}{C_{\text{lågrisk}}}$$

En riskkvot  $<1$  indikerar att ingen risk för recipienten bedöms föreligga.

PEC beräknas via uppmätt halt i grundvatten multiplicerad med en utspädningsfaktor för Mälaren (Sweco, 2019).

$C_{\text{lågrisk}}$  redovisas i avsnitt 8.4.6 nedan.

#### 8.4.3 Grundvattenflöde

Den uppskattade mängden grundvatten som flödar ut från båda delområdena enligt ovan till Mälaren framgår av avsnitt 4 och bedöms till 1,2 l/s. För utspädningsberäkningarna har ett grundvattenflöde av 1,0 l/s används för det huvudsakliga Anläggningsområdet med utströmning längs kanten av Västra och Östra deponin. Från Energihamnen har ett grundvattenflöde av 0,2 l/s använts med utströmning längs kanten av nuvarande småbåtshamnen

#### 8.4.4 Föroreningshalter i grundvatten

De föroreningshalter i grundvatten som används i riskberäkningarna baseras på grundvattenprovtagning mellan åren 2014 och 2019 inom det huvudsakliga Anläggningsområdet och i Energihamnen presenteras i avsnitt 5.13.

##### 8.4.5.1 Föroreningshalter i grundvatten i Energihamnen

För att ta fram representativa haltfördelningar i grundvatten i Energihamnen beräknades UCLM95 för halter av ämnen baserat på analysresultaten (Avsnitt 5.4.1).

#### 8.4.5.2 Föroreningshalter i grundvatten i det huvudsakliga Anläggningsområdet

För att ta fram representativa haltfördelningar i grundvatten i huvudsakliga anläggningsområde beräknades UCLM95 för halter av ämnen baserat på analysresultaten från de sydligaste grundvattenrören, dvs. de grundvattenrör som är placerade längst nedströms i grundvattnets flödesriktning mot recipienten (Figur 5-37). Detta motiveras av att halterna i dessa rör är högre än föroreningshalterna i den norra delen, samt att detta grundvatten strömmar mot Mälaren.

För parametrarna "dioxiner WHO-TEQ upperbound" och PFOS beräknades UCLM95 för halter baserat på analysresultaten från alla prover i det huvudsakliga Anläggningsområdet. Detta motiveras av att inte tillräckligt med provresultat fanns för att beräkna ett UCLM95-värde.

#### 8.4.5 Utspädning i Mälaren

Utgångspunkten för beräkningarna avseende föroreningskoncentration i ytvatten är att föroreningar som strömmar ut i recipienten via grundvatten kommer att spädas ut i Mälaren.

Utspädningen för grundvatten från det huvudsakliga Anläggningsområdet är beräknad som en faktor 10 000 till 100 000 (Sweco, 2019). Föroreningarna späds ut därvid ut 10 000 gånger nästan direkt längs strandkanten och 100 000 gånger från ungefär 250 m ut i Mälaren.

Eftersom utströmning från Energihamnen är uppskattad till 10% av utströmning från det huvudsakliga anläggningsområdet är utspädning av föroreningar från Energihamnen uppskattad till 10 gånger högre än från det huvudsakliga Anläggningsområde, till 100 000 gånger nästan direkt längs strandkanten och 1 000 000 gånger från ungefär 250 m ut i Mälaren.

#### 8.4.6 Lågriskhalter

Lågriskhalter baseras på generella riktvärden för skydd av ekosystem.

För Mälaren baseras använda lågriskkoncentrationer som redovisas i Tabell 8-23 främst på:

- Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus (årsmedelvärde, inlandsytvatten) enligt HVMFS 2013:19. (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2013)
- Bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) i inlandsytvatten enligt HVMFS 2013:19. (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2013)
- För ämnen som inte utgör prioriterade eller särskilda förorenande ämnen enligt vattendirektivet används haltnivåer enligt Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2016). Riktvärdet  $C_{crit,sw}$  definieras då som haltkriteriet för skydd av ytvatten



Tabell 8-23: Använda lågriskhalter i Mälaren

Parameter	Gränsvärde, Årsmedelvärde inlandsytvatten	Bedömnings- grunder för (SFÄ) i inlandsytvatten	C <sub>crit-sw</sub>
Antimon (µg/l)			0,1
Arsenik (µg/l)		7,9	
Barium (µg/l)			10
Bly (µg/l)	1,2		
Kadmium (µg/l)			0,02
Kobolt (µg/l)			0,2
Koppar (µg/l)		0,5	
Krom (µg/l)		3,4	
Kvicksilver (µg/l)	0,07		
Molybden (µg/l)			0,3
Nickel (µg/l)	4		
Vanadin (µg/l)			0,5
Zink (µg/l)		5,5	
Alifater >C10-C12 (µg/l)			3
Aromater >C16-C35 (µg/l)			0,05
Alifater >C8-C10			1,5
Alifater >C10-C12			3
Alifater >C12-C16			30
Alifater >C5-C16			
Alifater >C16-C35			30
Aromater >C8-C10			5
Aromater >C10-C16			1,2
Aromater >C16-C35			0,05
Toluen (µg/l)			5
Bensen (µg/l)	10		
PCB summa (µg/l)			0,0001
Summa PAH-L (µg/l)			1,2
Summa PAH-M (µg/l)			0,05
Summa PAH-H (µg/l)			0,005
Dioxiner WHO-TEQ upperbound (ng/l)			0,00001

#### 8.4.7 Spridning från Energihamnområdet

Riskberäkningar redovisas i Tabell 8-24. Tabell 8-24: Riskbedömning för spridning från Energihamnområdet.

Ämne	UCLM95 (µg/l)	Utspäd- ning 50 000	Utspäd- ning 500 000	Rikt- värdet (µg/l)	Typ av rikt- gränsvärden	Risk 1	Risk2
Antimon	2,2	4,40E-05	4,40E-06	0,1	C <sub>crit-sw</sub>	0,0004	0,00004
Arsenik	8,5	1,70E-04	1,70E-05	0,5	Bedömnings- grunder för (SFÄ) i inlandsytvatten	0,0003	0,00003

Ämne	UCLM95 (µg/l)	Utspädning 50 000	Utspädning 500 000	Rikt-värden (µg/l)	Typ av rikt-gränsvärden	Risk 1	Risk2
<b>Barium</b>	140	2,80E-03	2,80E-04	10	C <sub>crit-sw</sub>	0,0003	0,00003
<b>Kadmium</b>	0,3	6,00E-06	6,00E-07	0,02	C <sub>crit-sw</sub>	0,0003	0,00003
<b>Kobolt</b>	48	9,60E-04	9,60E-05	0,2	C <sub>crit-sw</sub>	0,0048	0,00048
<b>Koppar</b>	16	3,20E-04	3,20E-05	0,5	Bedömnings-grunder för (SFÅ) i inlandsytvatten	0,0006	0,00006
<b>Molybden</b>	40	8,00E-04	8,00E-05	0,3	C <sub>crit-sw</sub>	0,0027	0,00027
<b>Nickel</b>	59	1,18E-03	1,18E-04	4	Gränsvärde, årsmedelvärde i inlandsytvatten	0,0003	0,00003
<b>Vanadin</b>	8,5	1,70E-04	1,70E-05	0,5	C <sub>crit-sw</sub>	0,0003	0,00003
<b>Zink</b>	110 000	2,20E+00	2,20E-01	5,5	Bedömnings-grunder för (SFÅ) i inlandsytvatten	0,4000	0,04000
<b>Alifater &gt;C12-C16</b>	27	5,40E-04	5,40E-05	30	C <sub>crit-sw</sub>	0,0000	0,00000
<b>Aromater &gt;C8-C10</b>	0,68	1,36E-05	1,36E-06	5	C <sub>crit-sw</sub>	0,0000	0,00000
<b>Bensen</b>	0,212	4,24E-06	4,24E-07	10	Gränsvärde, årsmedelvärde i inlandsytvatten	0,0000	0,00000
<b>Summa PAH-L</b>	0,0653	1,31E-06	1,31E-07	1,2	C <sub>crit-sw</sub>	0,0000	0,00000
<b>PCB summa</b>	0,0123	2,46E-07	2,46E-08	0,0001	C <sub>crit-sw</sub>	0,0025	0,00025
<b>Dioxiner WHO-TEQ upper-bound</b>	0,00663	1,33E-07	1,33E-08	0,00001	C <sub>crit-sw</sub> (ng/l)	0,013	0,0013

Resultaten visar att inga ämnen i grundvattnet i Energihamnområdet medför en oacceptabel belastning på Mälaren.

Av Sweco Viak (2002) framgår att trots tidigare saneringsåtgärder i form av urgrävningar visar stora delar av det tidigare SAKAB-området på höga halter av flyktiga ämnen, aromatiska och delvis klorerade kolväten, både i mark och grundvatten. Därmed kan de ovan redovisade beräkningarna underskatta riskerna avseende spridning till ytvatten.

#### 8.4.8 Spridning från huvudsakliga Anläggningsområdet

Riskberäkningarna redovisas i Tabell 8-25. Resultaten visar att Mälaren kan utsättas för en oacceptabel belastning från PCB-7, PAH-M, PAH-H och dioxiner i grundvatten inom Anläggningsområdet eftersom riskkvoter för dessa ämnen är högre än 1 (avsnitt 8.4.2).

Tabell 8-25 visar vidare att inga andra ämnen i grundvattnet medför en oacceptabel belastning på Mälaren.

Tabell 8-25: Riskbedömning för spridning från huvudsakliga Anläggningsområdet

Ämne	UCLM-95 (µg/l)	Utspädning 10 000	Utspädning 100 000	Rikt-värden (µg/l)	Typ av rikt-gränsvärden	Risk 1	Risk2
<b>Antimon</b>	12	1,20E-03	1,20E-04	0,1	C <sub>crit-sw</sub>	0,012	0,0012
<b>Arsenik</b>	35	3,50E-03	3,50E-04	0,5	Bedömnings-grunder för (SFÄ) i inlandsytvattnen	0,0070	0,00070
<b>Barium</b>	1100	1,10E-01	1,10E-02	10	C <sub>crit-sw</sub>	0,011	0,0011
<b>Bly</b>	2800	2,80E-01	2,80E-02	1,3	Gränsvärde, årsmedelvärde i inlandsytvattnen	0,22	0,022
<b>Kadmium</b>	8,4	8,40E-04	8,40E-05	0,02	C <sub>crit-sw</sub>	0,042	0,0042
<b>Kobolt</b>	28	2,80E-03	2,80E-04	0,2	C <sub>crit-sw</sub>	0,014	0,0014
<b>Koppar</b>	1900	1,90E-01	1,90E-02	0,5	Bedömnings-grunder för (SFÄ) i inlandsytvattnen	0,38	0,038
<b>Krom</b>	170	1,70E-02	1,70E-03	3,4	Bedömnings-grunder för (SFÄ) i inlandsytvattnen	0,0050	0,00050
<b>Kvicksilver</b>	1,9	1,90E-04	1,90E-05	0,07	Gränsvärde, årsmedelvärde i inlandsytvattnen	0,0027	0,00027
<b>Molybden</b>	140	1,40E-02	1,40E-03	0,3	C <sub>crit-sw</sub>	0,047	0,0047
<b>Nickel</b>	120	1,20E-02	1,20E-03	4	Gränsvärde, årsmedelvärde i inlandsytvattnen	0,0030	0,00030
<b>Vanadin</b>	130	1,30E-02	1,30E-03	0,5	C <sub>crit-sw</sub>	0,026	0,0026
<b>Zink</b>	7100	7,10E-01	7,10E-02	5,5	Bedömnings-grunder för (SFÄ) i inlandsytvattnen	0,13	0,013
<b>Alifater &gt;C8-C10</b>	38	3,80E-03	3,80E-04	1,5	C <sub>crit-sw</sub>	0,0025	0,00025

Ämne	UCLM-95 (µg/l)	Utspäd- ning 10 000	Utspäd-ning 100 000	Rikt- värdet (µg/l)	Typ av rikt- gränsvärde n	Risk 1	Risk2
Alifater >C10- C12	13	1,30E-03	1,30E-04	3	C <sub>crit-sw</sub>	0,0004 3	0,00004
Alifater >C12- C16	2000	2,00E-01	2,00E-02	30	C <sub>crit-sw</sub>	0,0067	0,00067
Alifater >C16- C35	12000	1,20E+00	1,20E-01	30	C <sub>crit-sw</sub>	0,040	0,0040
Aromate r >C8- C10	900	9,00E-02	9,00E-03	5	C <sub>crit-sw</sub>	0,018	0,0018
Aromate r >C10- C16	670	6,70E-02	6,70E-03	1,2	C <sub>crit-sw</sub>	0,056	0,0056
Aromate r >C16- C35	96	9,60E-03	9,60E-04	0,05	C <sub>crit-sw</sub>	0,19	0,019
PCB summa	15	1,50E-03	1,50E-04	<b>0,0001</b>	<b>C<sub>crit-sw</sub></b>	<b>15</b>	<b>1,5</b>
Summa PAH-L	1500	1,50E-01	1,50E-02	1,2	C <sub>crit-sw</sub>	0,13	0,013
Summa PAH-M	960	9,60E-02	9,60E-03	0,05	C <sub>crit-sw</sub>	<b>1,9</b>	0,19
Summa PAH-H	110	1,10E-02	1,10E-03	0,005	C <sub>crit-sw</sub>	<b>2,2</b>	0,22
Bensen	130	1,30E-02	1,30E-03	10	Gränsvärde, årsmedel- värde i inlandsytvat- ten	0,0013	0,00013
Toluen	520	5,20E-02	5,20E-03	5	C <sub>crit-sw</sub>	0,010	0,0010
Dioxiner WHO- TEQ upperbo- und	1,7	1,70E-04	1,70E-05	<b>0,0000 1</b>	<b>C<sub>crit-sw</sub> (ng/l)</b>	<b>17</b>	<b>1,7</b>
PFOS	0,06	6,00E-06	6,00E-07	0,0006 5	Gränsvärde, årsmedel- värde i inlandsytvat- ten	0,0092	0,00092

## 8.5 Deponigas

Mätningar inom och i anslutning till Anläggningsområdet har visat att deponigas förekommer i hela det undersökta området. Resultaten beskrivs översiktligt i avsnitt 5.6 samt i detalj i bilaga 2C. I denna bilaga redovisas även en förenklad gasriskbedömning

enligt metoden *modifierad Wilson-Card klassificering*. Bedömningen utförs genom att en riskklass beräknas för varje undersökningsspunkt. Inom det undersökta området förekommer punkter med bedömning från "mycket låg risk" till "medelhög till hög risk".

Sammantaget kan risker avseende deponigas inte uteslutas inom Anläggningsområdet och åtgärder för att säkerställa att dessa risker kan kontrolleras erfordras därför. Risker kan uppstå både vid anläggningsarbeten och i byggnader om deponigas tränger in. Tätning av markytan och ledningsdragningar i områden med deponigas kan påverka spridningsvägarna för gasen och innebära att gasen rör sig till andra områden än där deponigas nu uppmätts.

## 8.6 Osäkerheter

Riskbedömningar är förknippade med osäkerheter rörande antaganden om exponering och toxicitet hos de olika parametrarna. Vid föreliggande beräkningar och bedömningar har platsspecifik information använts i de fall sådan funnits tillgänglig. Det finns emellertid många osäkerhetskällor som kvarstår både i de generella och i de plats specifika antaganden som använts. En analys av dessa innebär ett underlag för en bättre förståelse av riskbedömningen och slutsatserna.

### 8.6.1 Osäkerheter avseende föroreningsutbredning

Vid all bedömning av risker baserade på mätdata från ett område finns det osäkerheter som beror på provtagningstätheten. Ett större avstånd mellan punkterna innebär en större osäkerhet. Osäkerheten är viktig att ta med när risker bedöms och när åtgärder utreds. Vad som är en acceptabel provtagningstäthet varierar och måste bedömas från fall till fall. Acceptabel provtagningstäthet beror bland annat av områdets historik, syftet med provtagningen och kostnader.

Föreliggande riskbedömning baseras på ett relativt stort antal undersökningsspunkter. Trots det baseras riskbedömningen i enskilda egenskapsområden ibland på ett mycket litet dataunderlag. Vid utvärderingen har viss hänsyn tagits till osäkerheter i dataunderlaget i och med att bedömningar huvudsakligen utgår från UCLM95. Beräkningen av UCLM95 tar hänsyn till datafördelningen och värdet blir högre vid mer heterogena förhållanden.

### 8.6.2 Osäkerheter i exponeringsbedömning

En generell utgångspunkt för riskbedömningar och för beräkning av plats specifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg är att om en förorening förekommer i området kommer exponering att ske. Antagandet ligger även till grund för föreliggande riskbedömning. Plats specifika antaganden har gjorts angående exponeringens varaktighet. Osäkerheter som är förknippade med exponeringsparametrarna är följande.

Generella exponeringsparametrar som rekommenderas av Naturvårdsverket (2009b och 2016) har använts. Dessa parametrar ökar osäkerheten i exponeringsbedömningen, men då de är konservativa innebär de troligtvis att exponeringen överskattas.

För många ämnen är biotillgängligheten lägre i jord än i det preparat som vanligtvis använts i toxicitetsstudier på laboratorium (Törneman m.fl., 2009). Vid beräkning av platsspecifika riktvärden tas ingen hänsyn till matriseffekterna för jord. Därmed överskattas generellt den dos av ett ämne som skyddsobjekten inom området exponeras för.

## 8.7 Samlad riskbedömning

### 8.7.1 Människors hälsa

Människors hälsa utgör en viktig skyddsaspekt avseende föroreningar i mark inom Anläggningsområdet. Anläggandet av det planerade kraftvärmeverket kommer att innebära att marknivån jämnas ut inom området. Inom en stor del av området ska marknivån höjas med flera meter, men det förekommer också områden som ska sänkas. Detta medför ett skydd mot förekommande föroreningar eftersom nya och ej förorenade massor kommer påföras. Även sänkning av marknivån kan innebära ett skydd eftersom det i flera fall medför att föroreningar avlägsnas.

Riskbedömningen har utgått från de förutsättningar som kommer att gälla vid den planerade markanvändningen. Riskbedömningen visar att det inte kan uteslutas att oacceptabla risker avseende människors hälsa föreligger inom flera egenskapsområden, samt att det oftast är bly eller flyktiga ämnen som ligger till grund för riskerna.

Riskbedömningen visar också att inom egenskapsområdena C, F, I och J bedöms inga oacceptabla hälsorisker föreligga vid den planerade markanvändningen. Vidare bedöms sannolikt inga oacceptabla hälsorisker föreligga inom delområde D, men på grund av det begränsade dataunderlaget kan risker avseende exponering för kvicksilver via inandning av ånga inte helt uteslutas.

Marknivån i egenskapsområde B ska höjas med drygt 2 m. Detta innebär att direkt exponering för föroreningar i befintlig jord inom området endast kommer att kunna ske i samband med att schaktarbeten och liknande utförs inom områdena. De platsspecifika riktvärdena utgår från att schakter ner till >2 m djup under markytan står öppna under 10 % av tiden (motsvarande 20 exponeringsdagar per år), vilket antas vara konservativt.

Notera att bedömningen inte beaktar de personer som utför eventuella schaktarbeten. De som utför sådana arbeten exponeras i större utsträckning under varje arbetsdag än vad som beaktas i beräkningarna. En arbetsmiljöriskbedömning krävs för denna typ av arbeten och ingår inte i denna rapport.

I egenskapsområde B föreligger också risker avseende inandning av ångor, både från jord och grundvatten. Riskbedömningen visar att oacceptabla hälsorisker inte kan uteslutas, varken avseende direkt exponering (via intag av jord) eller avseende exponering via inandning av ånga. De viktigaste riskparametrarna i området är trikloreten, kvicksilver, PCB-7 och PAH-M.

Riskbedömningen visar på oacceptabla risker avseende exponering för arsenik och bly i yttlig jord inom egenskapsområdena A och G. Inom egenskapsområde E föreligger oacceptabla risker avseende främst inandning av ångor, men risker kan inte uteslutas avseende exponering via intag av jord. Inom egenskapsområde H kan oacceptabla risker med avseende på exponering via främst intag av jord inte uteslutas.

Område G utgör en liten del av en lång sträcka i anslutning till Östra deponin som är tillgänglig för allmänheten. Resterande del av sträckan är dock inte en del av Anläggningsområdet och ingår därmed inte i föreliggande riskbedömning.

Deponigas kan också utgöra en risk för människors hälsa. Genomförd undersökning visar att risker avseende deponigas inte kan uteslutas inom Anläggningsområdet och det krävs därför åtgärder för att säkerställa att dessa risker kan kontrolleras. Risker kan uppstå både vid anläggningsarbeten och i byggnader om deponigas tränger in. Tätning av markytan och ledningsdragningar i områden med deponigas kan påverka spridningsvägarna för gasen och innebära att deponigas rör sig till andra områden än där gas nu uppmätts.

### 8.7.2 Spridning

Riskbedömningen visar att det sker en viss spridning av föroreningar via grundvatten från Anläggningsområdet till Mälaren. Östra Mälaren är ett vattenskyddsområde och inom vattenskyddsområdet finns fyra vattenverk med separata råvattenintag (avsnitt 6.5) som behöver skyddas.

Utspädningen i Lövstafjärden är stor, mellan 10 000 och 100 000 från det huvudsakliga Anläggningsområdet till 100 000 till 1 000 000 från Energihamnen. Vidare visar riskbedömningen att Mälaren utsätts för en risk avseende belastning av PCB-7 och dioxiner från grundvatten som strömmar ut från det huvudsakliga Anläggningsområdet. För alla andra ämnen i grundvatten inom Anläggningsområdet är risken acceptabel avseende spridning till Mälaren.

Beräkningar visar att inga ämnen i grundvattnet i Energihamnområde medför en oacceptabel belastning på Mälaren.

Tidigare undersökningar visar att stora delar av det tidigare SAKAB-området uppvisar höga halter av flyktiga ämnen, aromatiska och delvis klorerade kolväten, både i mark och grundvatten. Därmed kan de riskberäkningarna underskatta riskerna avseende spridning av föroreningar från Energihamnen till ytvatten.

### 8.7.3 Markekosystemet

Riskbedömningen visar att det inom delar av området föreligger risk att markekosystemets funktioner påverkas av förekommande föroreningar. Som tidigare diskuterats är förekomst av föroreningar bara en av många förutsättningar som kan påverka markekosystemet. Området utgörs av fyllnadsmassor och kommer till stora delar att vara hårdgjort eller bebyggt. Dessa förutsättningar bidrar inte till en fysisk miljö som främjar markekosystemet.

Riskbedömningen visar på acceptabla risker avseende markekosystemet inom egenskapsområdena C, D och J. Inom egenskapsområdena A, B, E, F, G, H och I visar riskbedömningen att oacceptabla risker för påverkan på markekosystemets funktion inte kan uteslutas. Markytan i egenskapsområdena B, F och I ska höjas med minst cirka 2 m. Som tidigare nämnts avtar jordens betydelse för markekosystemets funktion med djupet. Vilken betydelse föroreningshalter på dessa djup har för påverkan på markekosystemet kan därför diskuteras.

#### 8.7.4 Tidsperspektiv och förutsättningar

Riskbedömningen och de framtagna platsspecifika riktvärdena grundar sig på att den planerade markanvändningen för området genomförs. Vid beräkning av riktvärden och vid riskbedömningen har inga anpassningar gjorts avseende områdets nuvarande utformning. Ingen bedömning av risksituationen i nuläget eller under kommande anläggningsarbeten har gjorts, men en del av de åtgärder som ingår i anläggningsarbetet innebär i sig att exponeringen för människor begränsas.



## 9 Utgångspunkter för åtgärdsutredningen

Åtgärdsutredningen utgår från riskbedömningen och de förutsättningar och antaganden som denna baseras på. De platsspecifika riktvärden som har tagits fram i riskbedömningen, enligt avsnitt 7 ovan, säkerställer ett långtgående skydd för människors hälsa och miljön.

Åtgärder som säkerställer att dessa riktvärden uppfylls kan medföra betydande insatser (framför allt vad gäller hanteringen av jordmassor) för att marginella förbättringar i skyddet ska uppnås. Det finns också tekniska faktorer som påverkar möjligheten till och behovet av åtgärder. Det finns således skäl att tidigt i åtgärdsutredningen fastställa faktorer som bedöms ha stor inverkan på åtgärdernas omfattning och möjligheten till genomförande. Dessa utgörs av:

- Övergripande åtgärds mål
- Åtgärdsbehov
- Områdesavgränsningar
- Markanvändning
- Åtgärder på olika djup
- Skyddsnivå för markmiljö
- Änginträngning

Dessa parametrar beskrivs närmare nedan.

I åtgärdsutredningen ingår också behov av åtgärder för att hantera risker avseende deponigas.

### 9.1 Övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål ska fungera som underlag för riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering, samt beskriva syftet eller syftena med en efterbehandlingsåtgärd (Naturvårdsverket, 2009c). Åtgärds mål beskrivs i avsnitt 6 och baseras på ett långtidsperspektiv, som avses styra mot en permanent acceptabel miljösituation. Vid målformuleringen bör utgångspunkten också vara:

- Allmänna ställda miljömål
- Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling
- Olika intressenters och aktörers ståndpunkter
- Planerad markanvändning
- Förekomst av skyddad natur och kulturminnen
- Närhet till vattentäkter och tekniska förutsättningar

- Ekonomiska förutsättningar
- Klimatförutsättningar

## 9.2 Åtgärdsbehov

Riskbedömningen har visat att det finns ett behov av riskreduktion avseende människors hälsa inom egenskapsområdena A, B, D, E, G och H eftersom rik för människorshälsa kan inte uteslutas i dessa områden. För samtliga områden har risker med direkt exponering identifierats, men för område B är riskerna huvudsakligen förknippade med exponering via inandning av ångor.

Riskbedömningen har vidare visat att risker avseende påverkan på markekosystemet inte kan uteslutas inom egenskapsområdena A, B, E, F, G, H och I. Inom dessa delområden finns därför ett åtgärdsbehov för att skydda markekosystemet, i vissa fall på stort djup under planerad marknivå.

Avseende spridning visar riskbedömningen att Mälaren utsätts för en risk för oacceptabel belastning från PCB-7 i grundvatten inom Anläggningsområdet. För alla andra ämnen i grundvatten inom Anläggningsområdet är risken acceptabel avseende spridning till Mälaren. Det övergripande åtgärds målet är att spridning av föroreningar från Anläggningsområdet inte ska öka. Detta uppfylls och det finns därmed inget behov av omgående åtgärder för att begränsa denna spridning. Dock är ett åtgärds mål att belastningen successivt ska minska. Det är därmed önskvärt att i så stor utsträckning som möjligt begränsa föroreningsbelastningen från området på Mälaren.

Sammantaget föreligger behov av åtgärder inom egenskapsområdena A, B, D, E, F, G, H och I. Inom egenskapsområdena C och J föreligger inget åtgärdsbehov.

## 9.3 Områdesavgränsning

Riskbedömningen avser Anläggningsområdet (Figur 1-1 i bilaga 1), vilket har delats upp i egenskapsområden som beskrivs i avsnitt 3. Västra, Östra och Norra deponierna är inte med i riskbedömningen, då de inte ingår i Anläggningsområdet. En del av det område som tidigare nyttjats för avfallshantering och som ligger nordöst om den östra deponin och öster om nuvarande återvinningscentral är heller inte med i riskbedömning.

Observera att områdesavgränsningen kan förändras efter eventuella åtgärdsförberedande undersökningar.

## 9.4 Höjder

Provtagningar som utförts har utgått från den befintliga höjden vid provtagningstillfällena. Relevant vid riskbedömning av föroreningar är istället den slutgiltiga höjden på marken i området. För en stor del av Anläggningsområdet kommer uppfyllnad och markhöjning att ske och den slutliga markytan anges till mellan ca +6 och +13 i RH2000.

Åtgärdsutredningen utgår i alla frågor som berör höjder antingen från absoluthöjder eller djup relativt höjden på färdig mark inom området.

## 9.5 Skyddsnivå för markmiljön

Skyddet av markmiljön ska vara sådant att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som är nödvändig för den planerade markanvändningen (Naturvårdsverket, 2009b). Som diskuteras i avsnitt 6.7 bedöms skyddsbehovet för markmiljön inom området vara lågt, vilket innebär att 25 % av arter och processer ska skyddas. Samma skyddsnivå har använts för hela jordprofilen oavsett djup under markytan.

I praktiken är minskar dock skyddsbehovet med djupet, då markens ekologiska funktion förväntas avta med djupet. Vidare begränsas ofta markmiljön av andra parametrar än föroreningsituationen, se avsnitt 6.7, vilket beaktas i åtgärdsutredningen. Riskbedömningen i detta fall grundar sig enbart på om föroreningshalter överskrider generella riktvärden. Någon utvärdering eller bedömning av faktisk föroreningspåverkan på markekosystemet har inte gjorts.

Att utföra åtgärder för att minska föroreningsbelastningen på markmiljön, då de aktuella föroreningarna inte samtidigt bedöms utgöra en risk för människors hälsa, i synnerhet då de aktuella föroreningarna ligger på ett stort djup under markytan, rekommenderas inte. Vissa åtgärder medför dessutom i sig negativa konsekvenser på markmiljön. Extremfallet är urgrävning av förorenad jord och ersättning av denna med bergkross eller andra typer av massor. En sådan åtgärd medför negativa konsekvenser för markmiljön. Även andra åtgärder, som täckning eller olika typer av in-situ-åtgärder, har ofta negativa effekter på markmiljön. Detta beaktas i åtgärdsutredningen.

## 9.6 Ånginträngning

Ämnen som kan förekomma i gasform förekommer inom Anläggningsområdet, specifikt i Energihamnen och vid ballagret (avsnitt 5), egenskapsområdena E, B och G. Riktvärden för denna ämnesgrupp styrs till stor del av risken för exponering av ångor som tränger in i byggnader.

Deponigas har påvisats i de gamla deponiområdena och tekniska skyddsåtgärder krävs för byggnader som är planerade i delområden där deponimaterial finns.

I riskbedömningen har hänsyn tagits till inträngning av ångor i byggnader, vilket betyder att de framtagna platsspecifika riktvärdena ligger på en nivå som innebär att hälsoskadliga halter i ånga som tränger in i byggnader inte förekommer.

För att begränsa eller förhindra ånginträngningen i byggnader kan olika tekniska skyddsåtgärder vidtas. Det finns väl beprövade metoder att bygga radonsäkert vilket även skyddar mot inträngning av flyktiga ämnen. Graden av skydd beror på utförande och ämnens egenskaper.

## 10 Åtgärdsalternativ och tekniker

### 10.1 Introduktion

I detta avsnitt redovisas vilka alternativ för åtgärder som kan vara aktuella att vidta för att reducera risker för människors hälsa och miljön inför den planerade framtida markanvändningen av området. De alternativ som behandlas i avsnitten nedan är:

- Ingen åtgärd
- Administrativa skyddsåtgärder
- Tekniska skyddsåtgärder
- Inneslutning
- Schaktsanering och jordtvätt
- Stabilisering/solidifiering
- Övertäckning med syfte att reducera exponering
- Kvalificerad övertäckning med syfte att reducera föroreningstransport
- In situ behandling
- Skimming/ sugpumpning
- Övervakad naturlig självrening

### 10.2 Nollalternativ

Vid nollalternativet antas inga betydande förändringar av markanvändningen ske inom planområdet. Om ingen sanering av området sker kommer risken för spridning av föroreningar i mark och vatten, samt risker för besökare inom området som exponeras för dem att kvarstå. Konsekvenserna bedöms som betydande.

Risker för människors hälsa och markmiljö i nuläget har inte beräknats eller bedömts inom ramen för denna PM. Människor som besöker område till exempel för idrottsutövning eller plockning av frukt eller svamp kan utsättas för en risk från markföroreningar. Kraftigt förorenad mark finns i yttlig jord inom områden som är tillgängliga för allmänheten. Människor kan utsättas för en hälsorisk vid direkt kontakt med jord och damm eller plockning och efterföljande konsumtion av till exempel bär eller svamp.

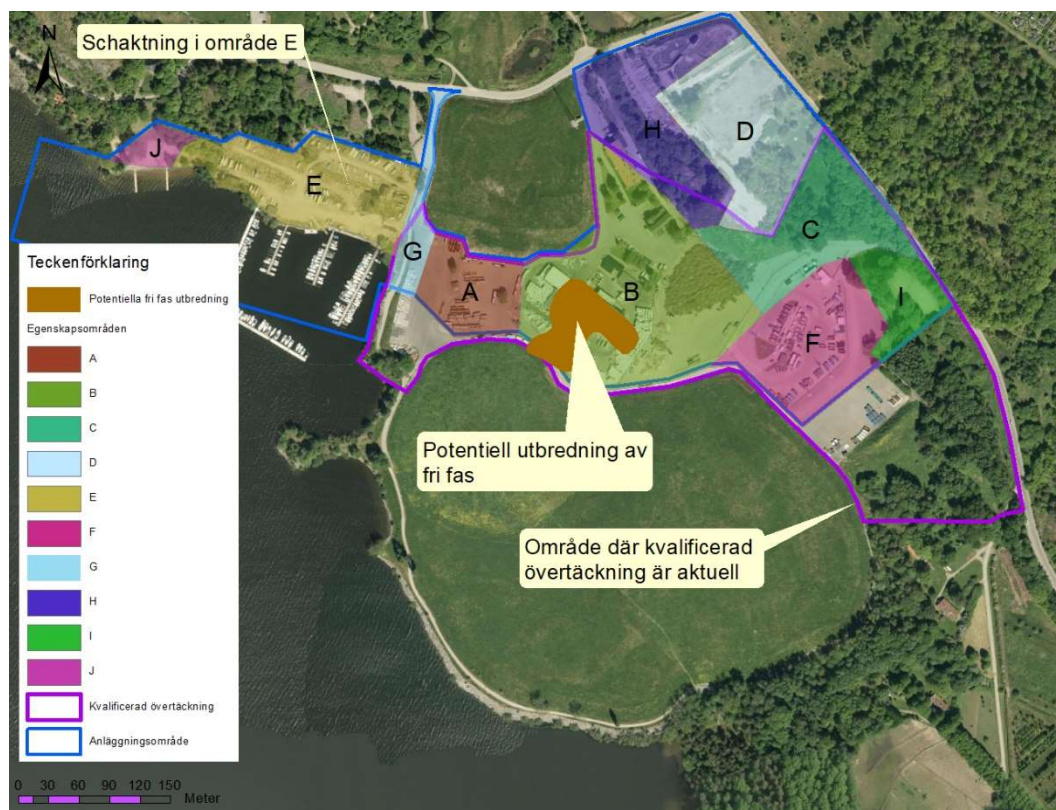
Sedimenten i Mälaren är förorenade och människor som badar kan komma i kontakt med dessa, vilket kan medföra en risk för människors hälsa.

Riskbedömningen visar Mälaren utsätts för en risk avseende belastning av PCB-7 och Dioxiner från grundvatten inom Anläggningsområdet. För alla andra ämnen i grundvatten inom Anläggningsområdet är risken acceptabel avseende spridning till Mälaren.

### 10.3 Ingen åtgärd

Om det kan visas att det inte föreligger någon risk för människors hälsa och miljön nu eller i framtiden, samt att de övergripande åtgärdsmålen kan uppnås även om inga åtgärder genomförs, kan ingen åtgärd utöver enligt nedan vara ett alternativ.

Marknivån kommer dock att sänkas i olika delar av Anläggningsområdet och det tas då samtidigt bort en del av föroreningarna. I dessa delar finns, efter sänkning, inte längre några föroreningar i halter över de platsspecifika riktvärdena kvar och heller inga signifikanta risker. Därför behövs ingen åtgärd i dessa delområden, utöver de schaktarbeten som utförs av anläggningstekniska skäl. Se vidare Figur 10-1 nedan.



Figur 10-1: Föreslagna åtgärder

### 10.4 Administrativa skyddsåtgärder

Administrativa åtgärder omfattar restriktioner beträffande vad som kan behöva göras och/eller hur marken kan användas i området. Syftet är att bidra till att förebygga skada eller olägenhet för människors hälsa, samt att förhindra ingrepp som kan öka spridningen och exponeringen eller förvärrar situationen för miljön.

Administrativa åtgärder betraktas inte som efterbehandlingsåtgärder eller avhjälpande-åtgärder i strikt mening enligt Naturvårdsverket. Administrativa åtgärder är ofta nödvändiga att implementera om tekniska skyddsåtgärder utförs, såsom övertäckning eller inneslutning, där föroreningar kvarlämnas. Dessa administrativa åtgärder säkerställer då att önskade framtida ingrepp inte motverkar effekten av de vidtagna åtgärderna.

Inom Anläggningsområdet behöver administrativa åtgärder föreskrivas för fysisk planering och markanvändning. Detta åtgärdsalternativ är därvid aktuellt för Anläggningsområdet.

## 10.5 Tekniska skyddsåtgärder

Tekniska skyddsåtgärder omfattar riskreducerande åtgärder som skär av exponeringsvägar och därmed skyddar människa och miljö mot exponering. Exempelvis kan olika former av markfilter installeras för att hindra transport av förorening inom och från Anläggningsområdet, eller tekniska lösningar för att förhindra inträngning av ånga i byggnader.

Denna form av åtgärder skulle främst vara tillämpliga vad gäller ånginträngning som är en identifierad risk. Det är möjligt att installera aktiva ventilationslösningar och radonklassade skydd mot inträngning av gas/luft från källare/krypgrund till byggnader på området.

Inträngning av ångor i byggnader är en risk som kan uppkomma i Energihamnen och tekniska skyddsåtgärder kan vara tillräckliga för att uppnå de övergripande åtgärds målen. Tekniska skyddsåtgärder är sannolikt tillämpliga inom Anläggningsområdet.

Deponigas har påvisats i de gamla deponiområdena. Byggnadstekniska åtgärderna bör därför vidtas i alla byggnader på Anläggningsområdet.

Höga halter av föroreningar finns även inom den östligaste delen av det undersökta området. Denna del av de gamla deponiområdena befinner sig inte inom Anläggningsområdet och är tillgänglig för allmänheten. Det rekommenderas att detta område inte får fortsätta vara allmänt tillgängligt, då speciellt bär eller svamp som skulle kunna plockas här och konsumeras kan vara en risk för människors hälsa.

## 10.6 Inneslutning

Inneslutning av föroreningarna innebär att förorenade massor lämnas kvar inom området och att de innesluts med barriärer på plats, så att kontakt med de förorenade massorna förhindras. Ofta väljs täta barriärer, vertikala och/eller horisontella, som begränsar eller förhindrar urlakning och spridning av lakvatten.

En variant på inneslutning är en lokal deponi som innebär att massor flyttas inom området och övertäcks på den nya platsen.

Denna typ av åtgärd används vanligtvis i områden där föroreningen är av en sådan karaktär att det har bedömts att andra typer av åtgärder orsakar stor miljöpåverkan under själva åtgärden, samt att inneslutningen kan anses som beständig i ett långt tidsperspektiv.

Metoden kräver också att en höjning av markytan kan genomföras för att åstadkomma nödvändig skyddsstäckning.

Inneslutning av förorenade jordlager med halter över de åtgärdsgränser som kan bli aktuella bedöms inte vara en tillämplig åtgärd för Anläggningsområdet, då den övervägande delen av föroreningarna inom projektområdet återfinns i sluttäckta deponier som inte ingår i Anläggningsområdet. Inneslutning kommer därför inte att få den effekt som eftersträvas.

## 10.7 Schaktsanering och jordtvätt

Metoden innebär att förorenade jordmassor schaktas upp och omhändertas antingen inom området eller avlägsnas helt från området.

De massor som schaktas upp kan behandlas på olika sätt innan de transporteras bort eller återanvänds på plats. De metoder som kan användas på plats kan även tas i bruk på en mellanstation eller på den slutliga mottagarstationen. Nedan beskrivs behandling genom sortering i fraktioner respektive jordtvätt. Fördelen med att behandla massorna på plats är att det kan öka återanvändningen inom området och att mängden massor med höga föroreningshalter minskar.

De massor som uppstår vid urschaktning kan behandlas på plats genom sortering i fraktioner. Syftet med en sortering är att fraktioner med olika föroreningsinnehåll kan separeras så att de grövre fraktionerna kan återanvändas eller hanteras som mindre förorenade, medan de finkornigare fraktionerna med högre föroreningshalter kan hanteras separat.

Utöver sortering kan även en tvättning av materialet göras, som benämns jordtvätt. Det innebär att den förorening som sitter på ytan av jordpartiklarna kan skrubbas av eller med hjälp av exempelvis syror lösgöras från jordpartiklarna. Den förorenade tvättvätskan kan sedan renas och jorden som nu har en lägre föroreningshalt hanteras utifrån hur effektivt den har kunnat renas.

Vid undersökningen påträffades fyllning med avfall inklusive aska i många provpunkter. Fyllningen består huvudsakligen av sand, vanligen grusig och ställvis mullhaltig samt med inslag av tegel, kol och lera. Således finns det inslag av grovkornigt material som innebär att en sortering i fraktioner och tvättning skulle kunna vara möjlig. För att göra en närmare bedömning av effektiviteten måste metoden testas i fält, vilket kan göras i samband med att eventuella åtgärder påbörjas.

Schaktsanering måste tillämpas i Lövsta på platser där schaktning måste utföras av anläggningstekniska skäl, vid uppförande av kraftvärmeverket.

Extremfallet är urgrävning av avfall och fyllningsmassor och ersättning av denna med bergkross eller andra typer av massor. Urgrävning som en sanering av hela deponiområde skulle innebära en schakt till flera m djup längs gränsen utefter Norra, Östra och Västra deponierna. Eftersom materialet i deponierna är geotekniskt instabilt måste i så fall gränserna mot de befintliga deponierna spantas. Under ett sådant schaktarbete måste

också grundvatten som strömmar in i schakterna tas om hand. Massorna måste köras bort till en annan deponi vilket innebär en betydande trafik i bostadsområden inom närområdet.

Effekten av bortschaktning av samtliga förorenade fyllningsmassor är små eftersom förorenade avfallmassor finns kvar i Norra, Östra respektive Västra deponin.

Typ av föroreningar och fördelning av föroreningar i egenskapsområde E visar att schaktning skulle kunna användas som en saneringsåtgärd i detta egenskapsområde.

## 10.8 Solidifiering och stabilisering

Solidifiering innebär att föroreningar inkapslas i material med låg permeabilitet, t.ex. betong, bentonit eller andra barriärmaterial. Vid solidifiering påverkas i regel inte föroreningens kemiska form eller sammansättning. Inkapslingen motverkar spridningen av föroreningar från det förorenade materialet.

Vid stabilisering tillsätts additiv som reagerar kemiskt med föroreningen så att dess laknings- och spridningsbenägenhet reduceras, utan att det förorenade materialet kapslas in. Stabilisering och solidifiering kan tillämpas både in situ (materialet ligger kvar i marken) och på uppgrävda massor.

Med solidifiering avses vanligen inkapsling av förorenade jordar eller avfall i lågpermeabla material, alternativt tillförsel av additiv som väsentligt reducerar den hydrauliska konduktiviteten inom och kring det förorenade området.

Projektering av åtgärdslösningar baserade på solidifiering och/eller stabilisering föregås i allmänhet av relativt omfattande laboratorie- och bänkskaleförsök, för att testa de utvalda additivens förmåga att antingen binda ingående föroreningsämnen eller väsentligt reducera det förorenade materialets hydrauliska konduktivitet.

Stabilisering/solidifiering kan tillämpas både in situ och på uppgrävda massor. Vid tillämpning in situ används metoden för behandling av källzoner med syfte att reducera eller helst stoppa en pågående föroreningsspridning. Metoden är bäst lämpad för behandling av relativt homogena jordar, med dominerande innehåll av sand eller grus och låg andel lera och/eller organiskt material.

Metoden används för behandling av såväl metallföroreningar som för högmolekylära organiska ämnen som t.ex. PAH och PCB, men är mindre lämpliga vid behandling av organiska föroreningar med hög andel flyktiga ämnen. Ler- och siltjordar, liksom jordar med hög organisk halt, är generellt mindre lämpade för solidifiering/stabilisering än sandjordar.

I kallt klimat kan frostvittring reducera stabilisatets eller inkapslingens beständighet, vilket kan erfordra särskilda försiktighetsmått (övertäckningsåtgärder m.m.). Förekomst av avfallsrester och skrotfragment kan försvåra inblandningen av additiv, både vid tillämpningar in situ och vid behandling av uppgrävda massor.

Metoden bedöms inte lämplig för Anläggningsområde eftersom:



- Geotekniska egenskaper hos den åtgärdade jorden blir osäkra och anläggningen behöver en yta som kan bära tunga laster.
- Jordmaterialet i Anläggningsområdet är inte homogent.
- Stabilisering reducerar permeabiliteten hos jorden, vilket kan medföra att grundvattennivån stiger uppströms stabiliserade områden och ändrar grundvattenströmningen inklusive spridningsförhållandena för föroreningarna.

### 10.9 Övertäckning för att reducera exponering

Ett sätt att förhindra att människor exponeras för förorenad jord är att den innesluts eller täcks över. Övertäckningen kan göras relativt enkel eller mer avancerad med täta material.

Preliminär design av anläggningen visar att markytan kommer att höjas med ungefär 3 m, genom fyllning med rent material, inom den övervägande delen av området. Härvid kommer exponeringen att minska genom att det fysiska avståndet mellan människor och föroreningarna ökar.

Om förorenade massor övertäcks kommer risken för negativa hälsoeffekter, med avseende på exponering för materialet, att reduceras väsentligt. Dock lämnas akuttoxiska halter kvar i marken vilket endast är av vikt om antingen skyddstäcket skadas/försvinner eller vid grävarbeten där personal kan exponeras för akuttoxiska halter under arbetet, samt för allmänheten om större schaktgropar tillåts vara öppna under viss tid under pågående grävarbeten.

En enklare övertäckning som är genomsläpplig för vatten påverkar inte spridningen av föroreningar från den förorenade jorden nämnvärt och är därför inte bedömd lämpligt har.

### 10.10 Kvalificerad övertäckning för att reducera föroreningstransport

En övertäckning eller inneslutning (ibland även kallad barriär) kan utföras genom att en jordförorening helt eller delvis inkapslas med täta/lågpermeabla material, varvid utlakningen och spridningen av olika ämnen från jordföroreningen till omgivande mark- och vattenområden minskar eller helt upphör. Samtidigt hindras människor från att exponeras för jordföroreningen.

Det dominerande transportmediet för markföroreningar är vatten. Föroreningstransport kan även ske via porgas och i fri fas. Genom att installera barriärer kring förorenad jord med hjälp av täta/lågpermeabla material kan yt-, grund- och regnvatten hindras från att nå den förorenade jorden. Därmed reduceras också utlakningen och spridningen av föroreningar från den förorenade jorden. Vidare kan en övertäckning minska syrediffusionen till den förorenade jorden, vilket eventuellt påverkar omfattningen av utlakningen av metaller. Skyddsåtgärden kan utföras enskilt eller som komplement till andra åtgärder.

Tätskiktet kan utföras genom t.ex. bentonitblandning, naturlig lera eller ett geomembran. Ovanpå tätskiktet läggs ibland ett dräneringslager bestående av t.ex. sand.

Dräneringslagret har till uppgift att leda bort vatten. På dräneringslagret läggs ett skyddsskikt (t.ex. morän) för att hindra att tätskiktet förstörs på grund av frost, rötter eller ingrepp (grävning), om den underliggande förorenade jorden har "glömts bort". Mellan dräneringslagret och skyddsskiktet läggs en geotextil för att förhindra att material i skyddsskiktet tränger ner i dräneringslagret. Överst anläggs ett vegetationsskikt.

För att barriären effektivt ska kunna avlänsa ett grundvattenflöde, eller signifikant reducera infiltrationen av nederbörd inom ett förorenat område, får barriären uppvisa en hydraulisk konduktivitet av högst  $5 \times 10^{-9}$  m/s. Är omgivande jord mycket genomsläpplig kan eventuellt en något högre hydraulisk konduktivitet tillåtas hos vertikala barriärer. För att åstadkomma en signifikant reduktion av mängden infiltrerande nederbörd via en förorening lokaliserad till omättad zon, erfordras dock i regel ett barriärmaterial med en hydraulisk konduktivitet understigande  $1 \times 10^{-9}$  m/s.

För att kunna projektera en inneslutningsåtgärd baserad på vertikala och horisontella barriärer krävs detaljerad kunskap om föroreningsförhållanden, jordlagerföljd/stratigrafi och hydrogeologiska förhållanden inom och i anslutning till det förorenade området. Det krävs även ingående kunskaper om barriärmaterialens tekniska egenskaper såsom kemisk respektive mekanisk beständighet och hydraulisk konduktivitet. Projektören behöver också ingående kunskaper om vilka installationsförfaranden som är möjliga att tillämpa.

Kvalificerad övertäckning används främst för att reducera utlakning och transport av föroreningar till recipienten och en sådan lösning skulle väsentligt reducera urlakning från den omättade zonen till grundvatten. De förorenade massorna är i detta fall dock delvis belägna under grundvattenytan, vilket innebär att en viss transport av metaller via grundvatten skulle kunna fortgå även med en övertäckningslösning.

Deponigas har uppmätts vid föreliggande undersökning. Metan är en explosiv gas och också en kraftig växthusgas som har cirka 25 gånger mer klimateffekt än koldioxid. Om sluttäckning används som åtgärdsmetod skulle det vara möjligt att ta hand om metangas. Det finns till exempel nya tekniker som innebär att metangasen som bildas i deponin leds till så kallade biofönster. Där skapas en miljö där metanreducerande bakterier trivs och metanen bryts ner. Metoden, som är utarbetad i Danmark men är ny för Sverige, används nu i Lunds kommun.

Sluttäckning av Anläggningsområdets bedöms som en lämplig åtgärd för att minska spridning av föroreningar till Mälaren, skydda människors hälsa och förbättra markmiljön i området.

Åtgärden blir mer effektiv om sluttäckningen ansluts till befintlig sluttäckning på de Västra och Östra deponierna. Detta kan åstadkommas om sluttäckningen också inkluderar områdena som ligger öster om Östra deponin och söder om nuvarande återvinningscentral (Figur 10-1). Detta område ligger utanför Anläggningsområde och är därmed inte en del av projektet.

Ett minskat läckage av metaller via grundvatten till Mälaren skulle medföra lägre halter i recipienten. Mälaren belastas emellertid även av metaller från andra källor.

Om sluttäckning väljs som alternativ behövs följande administrativa åtgärder:

- Endast kontrollerade schaktarbeten får utföras genom den kvalificerad övertäckningen i framtiden, varefter återställning av tätskiktet utförs.

### 10.11 In-situ behandling

In situ-behandling innebär att förorenade massor ligger kvar i marken och behandlas där, alternativt extraheras från jordmatrisen och avskiljs/behandlas på plats eller omhändertas externt.

Det finns ett flertal olika behandlingsmetoder som kan användas för att påskynda den biologiska nedbrytningen och/eller kemiskt (oxidation/reduktion) bryta ner organiska ämnen, framför allt lättare kolväten. För PAH är förutsättningarna för in situ-behandling sämre och mycket tidskrävande, då högmolekylära PAH generellt bryts ner mycket långsamt.

Metoder för in situ-behandling av metallförorenade jordmassor finns, s.k. elektroanering. Denna typ av metod bedöms dock inte vara effektiv för Anläggningsområdet, då den primärt används vid höga halter inom begränsade områden med en viss typ av jordegenskaper. Samförekomsten av höga metallhalter och organiska föroreningar innebär svårigheter att använda in situ-behandling. Sammantaget bedöms in-situ metoder inte generellt vara tillämpbara för Anläggningsområdet, dels på grund av föroreningarnas sammansättning och dels på grund av tidsaspekten.

Typ av föroreningar och fördelningen av föroreningar i egenskapsområde E visar att in-situ behandling skulle kunna användas som en saneringsåtgärd i detta egenskapsområde. Specifikt i kombination med schaktsanering där de högsta halterna schaktas upp och lägre halter åtgärdas med in-situ behandling.

### 10.12 Skimming/ sugpumpning

Fri fas med huvudsakligt innehåll av t ex oljeföroreningar kan i viss utsträckning saneras genom s k separationspumpning, d v s genom en kombination av djupbrunnspumpning och skimming/sugpumpning (Naturvårdsverket, 2006).

I område B, nära Svensk Freon ABs befintliga byggnad, påträffades fri fas av olja. Om den fria fasen måste tas bort är skimming ett alternativ. Om denna saneringsmetod används elimineras den fria fasen, men det kommer fortfarande finnas kvar föroreningar, främst i de tätare jordlagren (silt och morän) samt i grundvattnet. Omfattningen av den fria fasen behöver undersökas närmare innan det kan bedömas om skimming kommer att ha den effekt som eftersträvas.

### 10.13 Övervakad naturlig självrening

Övervakad naturlig självrening bygger på att föroreningarna ligger kvar i marken och att markens naturliga processer reducerar halter och risker över tiden. Exempel på sådana naturliga processer är bionedbrytning, sorption, förångning och utspädning. Området övervakas för att kontrollera om och hur effektivt föroreningen minskar. Metoden kan appliceras på alla former av organiska ämnen inklusive PAH, men inte för tungmetaller.

Naturlig självrening är oftast en mycket tidskrävande metod. Dessutom utgörs huvuddelen av föroreningarna inom området av metaller som är hårt bundna till jordmatrisen och som inte är nedbrytbara. Metoden bedöms inte som praktiskt tillämpbar och den övervägs därför inte närmare.

### 10.14 Sammanfattning av aktuella åtgärdsmetoder

Inom Anläggningsområdet finns åtgärdsbehov eftersom föroreningshalterna medför en risk för människors hälsa. Den vidare bedömningen baserats på data som nu är tillgängliga och kan ändras vid uppdateringar av föreliggande rapport när ytterligare data har tillkommit.

Markarbeten som schaktning av anläggningstekniska skäl, till exempel för ledningar eller byggnader planeras i Anläggningsområdet. Schaktmassor kommer att provtas och analyseras för att kunna återanvändas inom Anläggningsområdet eller omhändertas externt.

Markytan inom en stor del av egenskapsområdena kommer att sänkas vid uppförande av kraftvärmeverket (Figur 10-1). Jord kommer att schaktas upp och berg kommer att sprängas. Detta jord- och bergmaterial kommer också att provtas och analyseras för att kunna återanvändas inom Anläggningsområdet.

En sammanfattning av lämpliga åtgärdsmetoder presenteras i Tabell 10-1 nedan samt i figur 10-1 i avsnitt 10.3 ovan. Alla åtgärder som beskrivs kräver övervakning av grundvattenkvalitet och inomhusluftkvalitet i framtiden.

Tabell 10-1: Sammanfattning av lämpliga åtgärdsmetoder i Anläggningsområdet.

Metod	Miljönytta	Fördelar	Nackdelar	Egenskapsområde
Ingen åtgärd	I aktuella egenskapsområden finns ingen risk för människors hälsa eller miljön efter att anläggningen uppförts.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Låga kostnader.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bara lämpliga i de delar där inga halter över de platsspecifika riktvärdena förekommer.</li> </ul>	D, H och J

Metod	Miljönytta	Fördelar	Nackdelar	Egenskaps- område
Administrativa skyddsåtgärder	Administrativa skyddsåtgärder för Anläggningsområdet säkerställer att framtida ingrepp inte motverkar effekten av vidtagna åtgärder.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Låga kostnader</li> <li>Enkelt att kontrollera inom Anläggningsområdet</li> <li>Effektiva</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Brist i kontroll eller kommunikation kan negativt påverka effektiviteten.</li> </ul>	Alla
Tekniska skyddsåtgärder	Tekniska skyddsåtgärder skyddar människors hälsa och övervakning säkerställer att målen uppnås.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Låga kostnader</li> <li>Enkelt att kontrollera i Anläggningsområdet</li> <li>Effektiva</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Brist i kontroll eller kommunikation kan negativt påverka effektiviteten.</li> </ul>	Alla byggnader i Anläggningsområde mot inträngning av ån/deponigas
Kvalificerad övertäckning	Skyddar människors hälsa och miljön eftersom transport av föroreningar minskas.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Minskat utsläpp av PCB och andra föroreningar till Mälaren.</li> <li>Människors hälsa skyddas.</li> <li>Systemet med biofönster tar hand om utsläpp av metangas som är en stark växthusgas.</li> <li>Kontrollerbar genom övervakningsprogram.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Höga kostnader jämfört med åtgärderna ovan.</li> <li>Föroreningar lämnas kvar</li> </ul>	A, B, C, I, F och G

Metod	Miljönytta	Fördelar	Nackdelar	Egenskapsområde
Schaktning, jordtvätt och återfyllning	Skyddar människors hälsa och miljön eftersom den förorenade jorden tas bort.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Effektiv</li> <li>• Relativt snabbt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Höga kostnader jämfört med de första tre åtgärderna i denna tabell</li> <li>• Kräver transporter och tar upp utrymme i deponier</li> </ul>	E  Schaktning behöver av anläggningstekniska skäl utföras i delar av egenskapsområdena A, B och G.
Skimming	Skyddar människors hälsa och miljön eftersom fri fasolja tas bort	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Urschaktning behövs inte som sparar tid och pengar.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Det kommer fortfarande finnas kvar föroreningar, främst i de tätare jordlagren (silt och morän) samt i grundvatten.</li> </ul>	D
In-situ behandling	Skyddar människors hälsa och miljön eftersom åtgärden reducerar föroreningsmängden.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Åtgärden kan utföras samtidigt som andra aktiviteter pågår.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Höga kostnader jämfört med de första tre åtgärderna i denna tabell</li> <li>• Övervakning behövs</li> </ul>	E

## 11 Kontakter med tillsynsmyndigheten

Tillsynsmyndigheten för förorenade områden är i detta fall Stockholm stad, Miljöförvaltningen. Enligt miljöbalken ska tillsynsmyndigheten omgående underrättas om resultaten av denna undersökning då föroreningar påträffats, vilket förutsätts ske löpande vid möten etc.

Innan några åtgärder genomförs i förorenad jord (schaktarbeten eller andra åtgärder enligt avsnitt 10 ovan) ska en anmälan, där aktuella åtgärder beskrivs och hur dessa kommer att kontrolleras, lämnas in till tillsynsmyndigheten, minst sex veckor innan arbetena påbörjas. Tillsynsmyndigheten återkommer därefter med ett beslut över anmälda åtgärder, där s k försiktighetsmått för planerat arbete meddelas.

Efter avslutade åtgärder lämnas en rapport över utfört arbete in till tillsynsmyndigheten, som därefter meddelar om åtgärderna bedöms uppfylla tidigare beslut över inlämnad anmälan.

## 12 Referenser

- CIRIA. 2006. CIRIA C659/C665 – Assessing risks posed by hazardous ground gases to buildings, London 2006
- CIRIA. 2005. CIRIA R131 - The measurement of methane and other gases from the ground, London, 2005
- Citres AB, Kontrollprogram Lövstatippen, Vällingby/Hässelby, 2004-03-31
- Citres AB, Kontrollprogram Lövstatippen, Vällingby/Hässelby, 2006-06-19
- Citres AB, Kontrollprogram Lövstatippen, Vällingby/Hässelby, 2006-06-22
- Citres AB, 2013b ”Kontrollprogram Lövsta gamla deponiområde Hässelby Villastad 36:1”, 2013-12-02
- Citres AB, 2014. Analys av data från Lövsta gamla deponis kontrollprogramterial 2.
- Citres AB, ”PM – Läcker Lövstadeponin miljöfarliga ämnen till Lövstafjärden?”, 2013-09-30
- Citres AB, 2013a, ”Sammanställning och detaljerad analys av data (2006–2012) från kontrollprogram för gamla Lövsta deponiområde”, 2013-07-01
- Fortum Värme AB, 2015. Förstudierapport Lövsta
- Geosigma, PM: Strategi för åtgärder av förorenade massor i samband med en eventuell etablering av Lövsta, 2014-04-22
- Geosigma, Kontrollprogram av grundvatten inom Lövstaområdet, Stockholm, 2015-10-29, rev. 2017-03-07
- Geosigma, 2014. Miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning av Lövstaområdet, Stockholm
- Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Johnsson Bengt HF och Lars Andersson, 2012. Järnvägen Spånga-Lövsta 1889 – 1970 – en järnvägslinje där ångloken dominerade. Hässelby hembygdsförenings Skriftserie nr. 14.
- 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, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.



Naturvårdsverket, 2009a. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.

Naturvårdsverket, 2009b. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. Riktvärden reviderade 2016.  
<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/berakning-riktvarden/generella-riktvarden-20160707.pdf>

Naturvårdsverket 2013. Efterbehandling av förorenade områden, Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Manual efterbehandling, Utgåva 5. Naturvårdsverket, Stockholm. 2013.

Naturvårdsverket, 2016. Beräkningsverktyg, version 2.0.1.  
<https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvarden-for-fororenad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarden/>

NCC, 2010 Norra tippen inom del av Hässelby Villastad 36:1 Avslutning (sluttäckning) Norra Tippen, Dnr T2009-006-01816,

NHBC. 2

007.Guidance on Evaluation of Development Proposals on sites where methane and carbon dioxide are present. National House-Building Council, RSK Group, Report ed 4, March 2007.

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.*

Scalgo Live, 2019: *Scalgo*. Scalgo Live <https://scalgo.com/>. Beräkningar utförda 2019-04-04.

SGU, 2013a: Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljö kvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten. SGU-FS 2013:2.

SGU, 2013b: Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013:1.

SGU, Undersökningar av Mälarens botten utanför Lövsta gamla deponiområde, Hässelby, Stockholms kommun, SGU-rapport 2012:6, 2012-07-17

SGU, 2019: *Berggrundskartan*. Sveriges geologiska undersökning (SGU) <http://www.sgu.se/>. Hämtad 2019-06-14.

SPI, 2011: SPI rekommendation – Efterbehandling av förorenade bensinstationer. Svenska Petroleum Institutet (SPI).

Stockholms Stad, 2013: Slutrapport för projekt inom miljömiljarden, 2013-03-12, DM 364066

Sweco Viak AB, 2002. " Strategi för marksanering inom Lövsta området i Hässelby

Sweco, 2009. Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborgs och Stockholms stad. Stockholm 2009-06-17. Sweco Environment AB.

Sweco, 2019. Strömningsberäkningar Lövsta, Mälaren. Stockholm Exergi AB

Törneman, N; Cox, E; Durant, N; Azziz, C; Bouwer, E. 2009. Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden. Rapport 5895. Naturvårdsverket, Stockholm. Januari 2009.

U.S. EPA (2011). Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report). 2011, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. (EPA/600/R-09/052F).

VROM, 2009: Target values, soil remediation values and indicate levels for serious contamination. Ministrie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Wallander, H.; Göransson, H.; and Rosengren, U. 2004. Production, standing biomass and natural abundance of  $^{15}\text{N}$  and  $^{13}\text{C}$  in ectomycorrhizal mycelia collected at different soil depths in two forest types. *Oecologia*, 139 (1). 89-97.

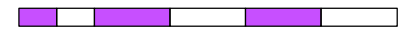
Wang, G.; Jin, J.; Chen, X.; Liu, J.; Liu, X.; and Herbert, S.J. 2007. Biomass and catabolic diversity of microbial communities with long-term restoration, bare fallow and cropping history in Chinese Mollisols. *Plant Soil Environment*, 53. 177-185

Figur 1.1:  
Anläggningsområde

### Teckenförklaring

 Anläggningsområde



0 30 60 90 120 150  
 Meter

Skapad av: SEGMAA, SWECO

**SWECO** 

 stockholm  
exergi



Figur 2.1:  
Punkter var jordprov togs

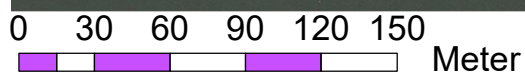
### Teckenförklaring

- Provpunkter för jordprov
- Anläggningsområde

Figur 2.2:  
Punkter var grundvattenprov togs

### Teckenförklaring

- Punkter var grundvattenprov togs
- Anläggningsområde



Figur 5.1  
Halter i jord

Teckenförklaring

Summa PAH-H (mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 1,0
- 1,1 - 10
- 11 - 15
- 16 - 200



Figur 5.2  
Halter i jord

**Teckenförklaring**

**Summa PAH-M (mg/kg)**

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 3,5
- 3,6 - 20
- 21 - 200
- 210 - 490



Figur 5.3  
Halter i jord

**Teckenförklaring**

**Summa PAH-L (mg/kg)**

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 1,0
- 1,1 - 10
- 11 - 15
- 16 - 200





Figur 5.4  
Halter i jord

Teckenförklaring

Alifater >C8-C10 (mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 25
- 26 - 35
- 36 - 120
- 130 - 290



Figur 5.5  
Halter i jord

Teckenförklaring

Alifater >C10-C12  
(mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 100
- 110 - 300
- 310 - 500
- 510 - 3700



Figur 5.6  
Halter i jord

Teckenförklaring

Alifater >C12-C16  
(mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 100
- 110 - 500
- 510 - 1000
- 1100 - 3700



Figur 5.7  
Halter i jord

Teckenförklaring

Alifater >C16-C35  
(mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 100
- 110 - 1000
- 1100 - 5000
- 5100 - 10000



0 50 100  
Meter

Figur 5.8  
Halter i jord

Teckenförklaring

Aromater >C8-C10  
(mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 10
- 11 - 50
- 51 - 120
- 130 - 1000
- 1100 - 1600



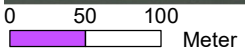
0 50 100  
Meter

Figur 5.9  
Halter i jord

Teckenförklaring

Aromater >C10-C16  
(mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 3,0
- 3,1 - 15
- 16 - 60
- 61 - 670



Figur 5.10  
Halter i jord

Teckenförklaring

Aromater >C16-C35  
(mg/kg)





- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 10
- 11 - 30
- 31 - 40
- 41 - 120

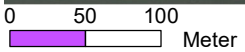
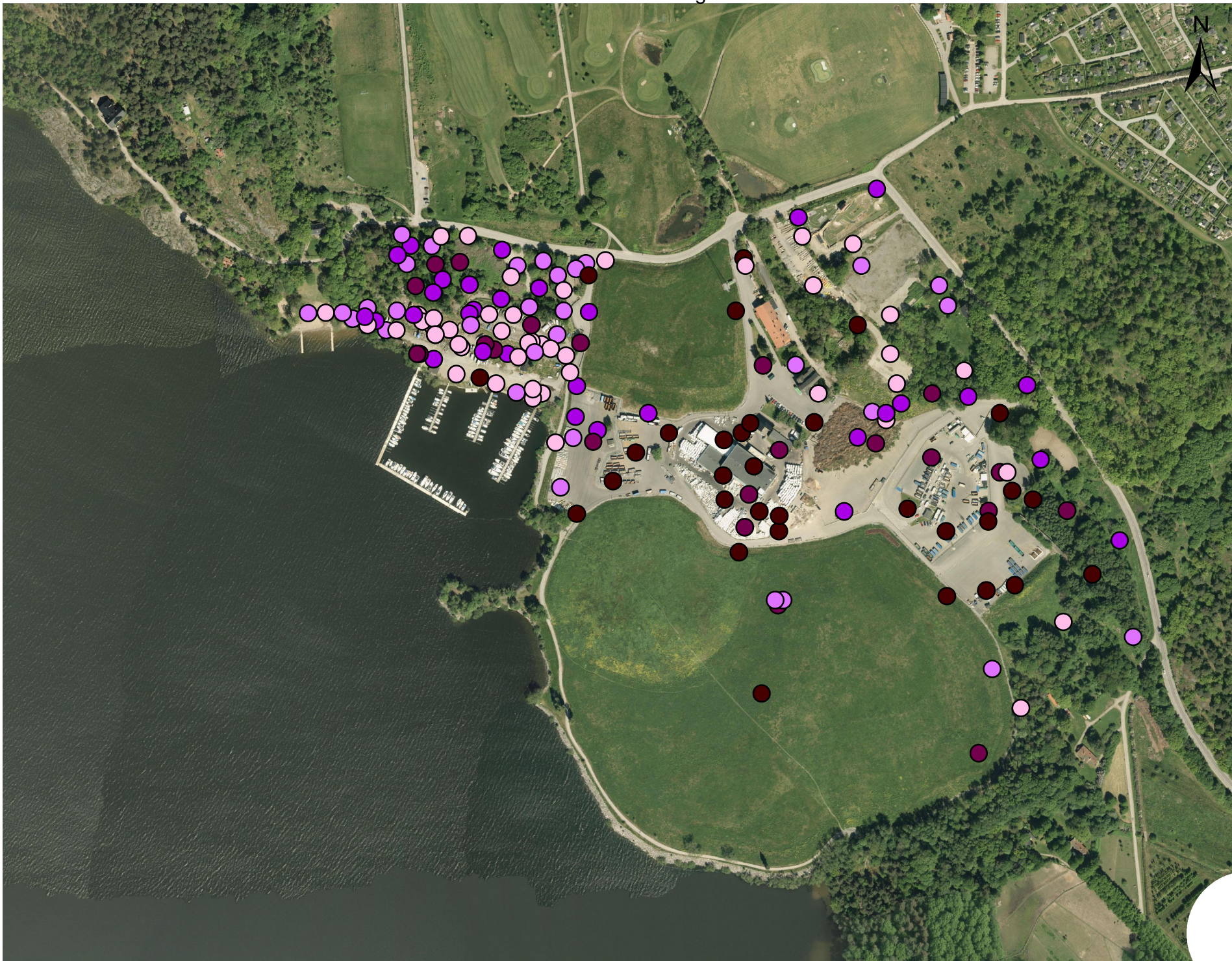


Figur 5.11  
Halter i jord

Teckenförklaring

Bly (mg/kg)

-  5 - 40
-  41 - 120
-  130 - 250
-  260 - 1000
-  1100 - 2400



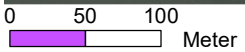
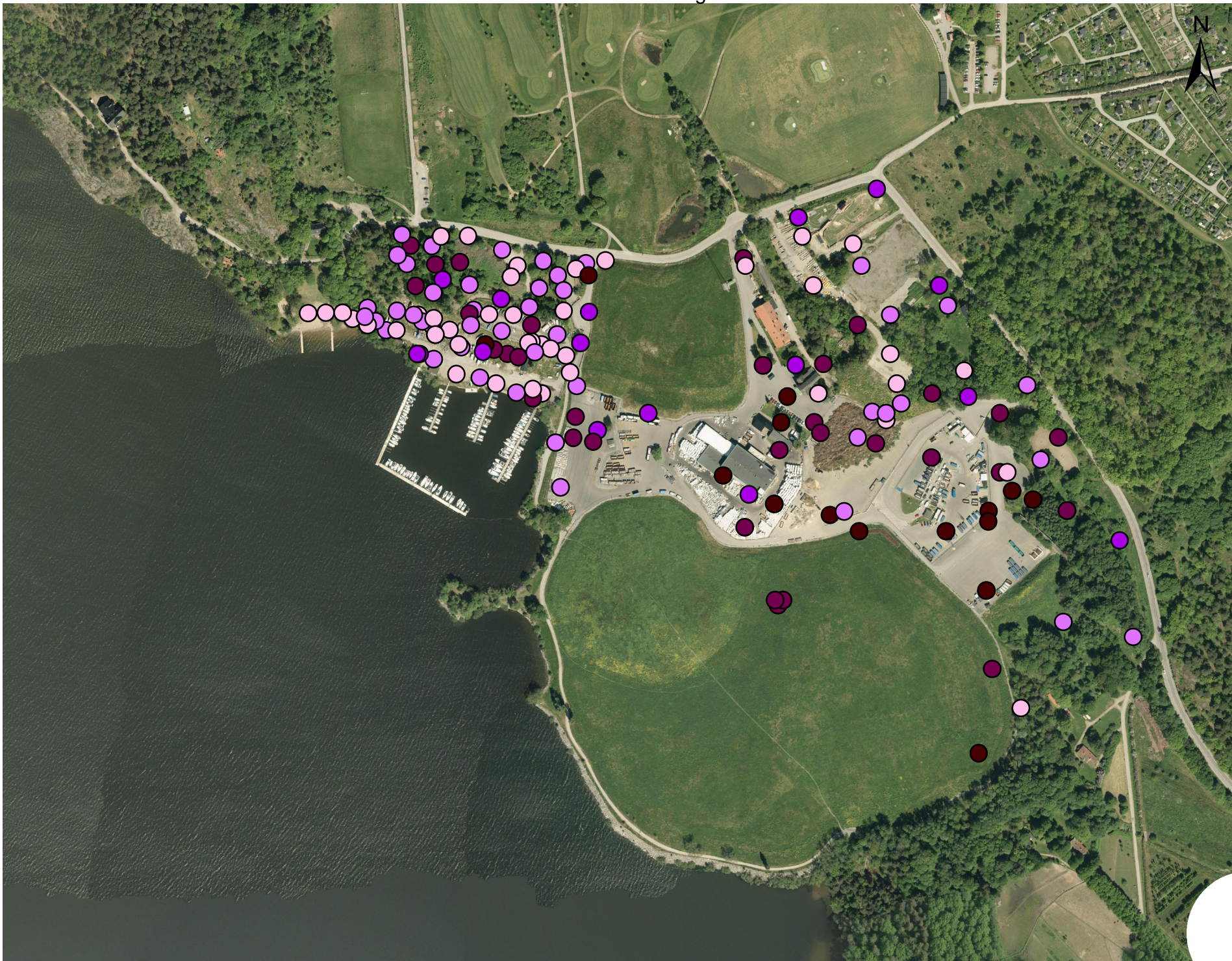


Figur 5.12  
Halter i jord

### Teckenförklaring

#### Koppar (mg/kg)

-  5 - 40
-  41 - 120
-  130 - 250
-  260 - 1000
-  1100 - 2400

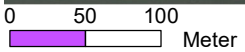
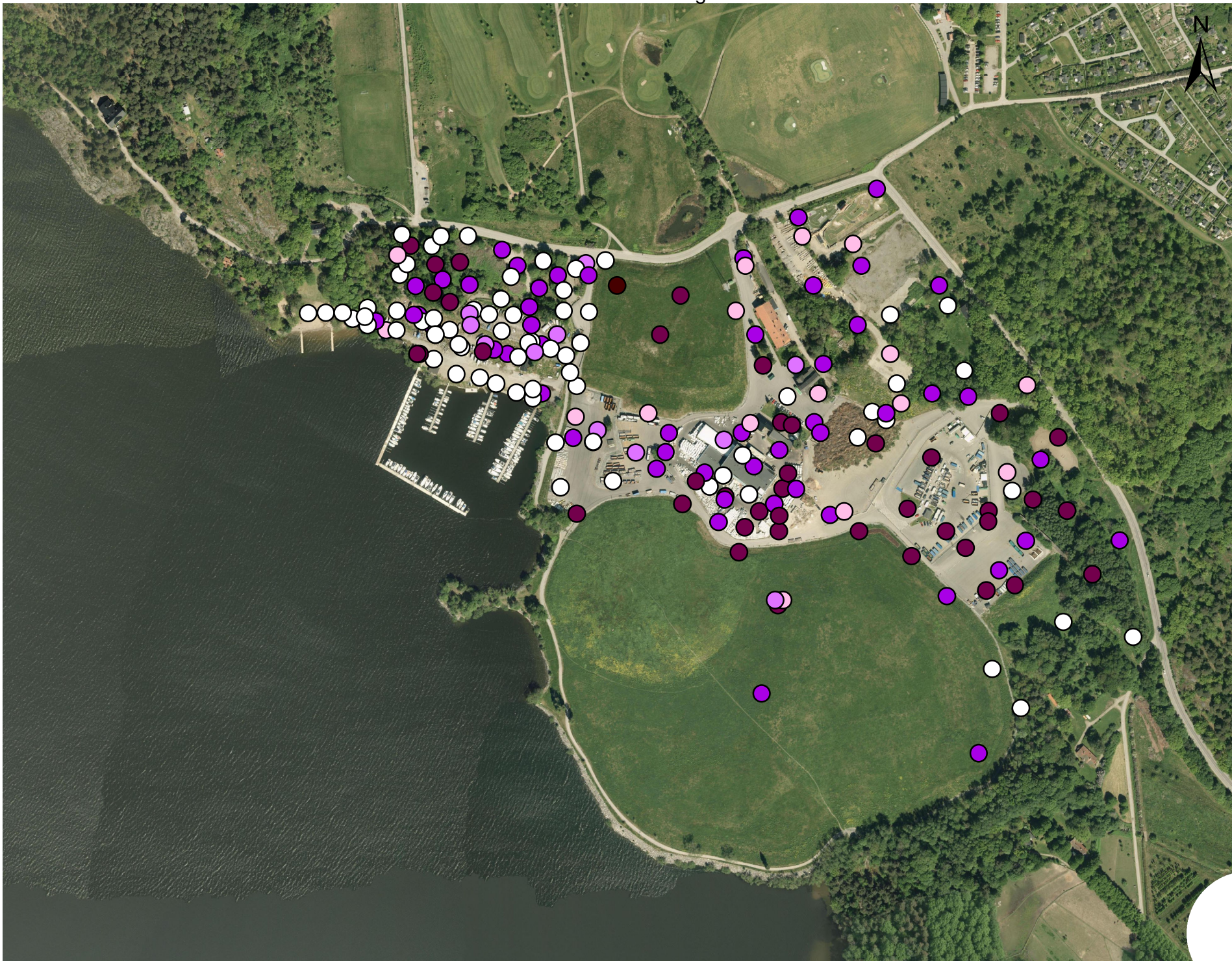


Figur 5.13  
Halter i jord

Teckenförklaring

Kvicksilver (mg/kg)



- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 0,25
- 0,26 - 0,30
- 0,31 - 2,5
- 2,6 - 1000
- 1100 - 3300

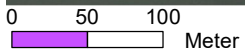


Figur 5.14  
Halter i jord

Teckenförklaring

Nickel (mg/kg)


-  5 - 40
-  41 - 120
-  130 - 250
-  260 - 1000
-  1100 - 2400

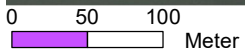
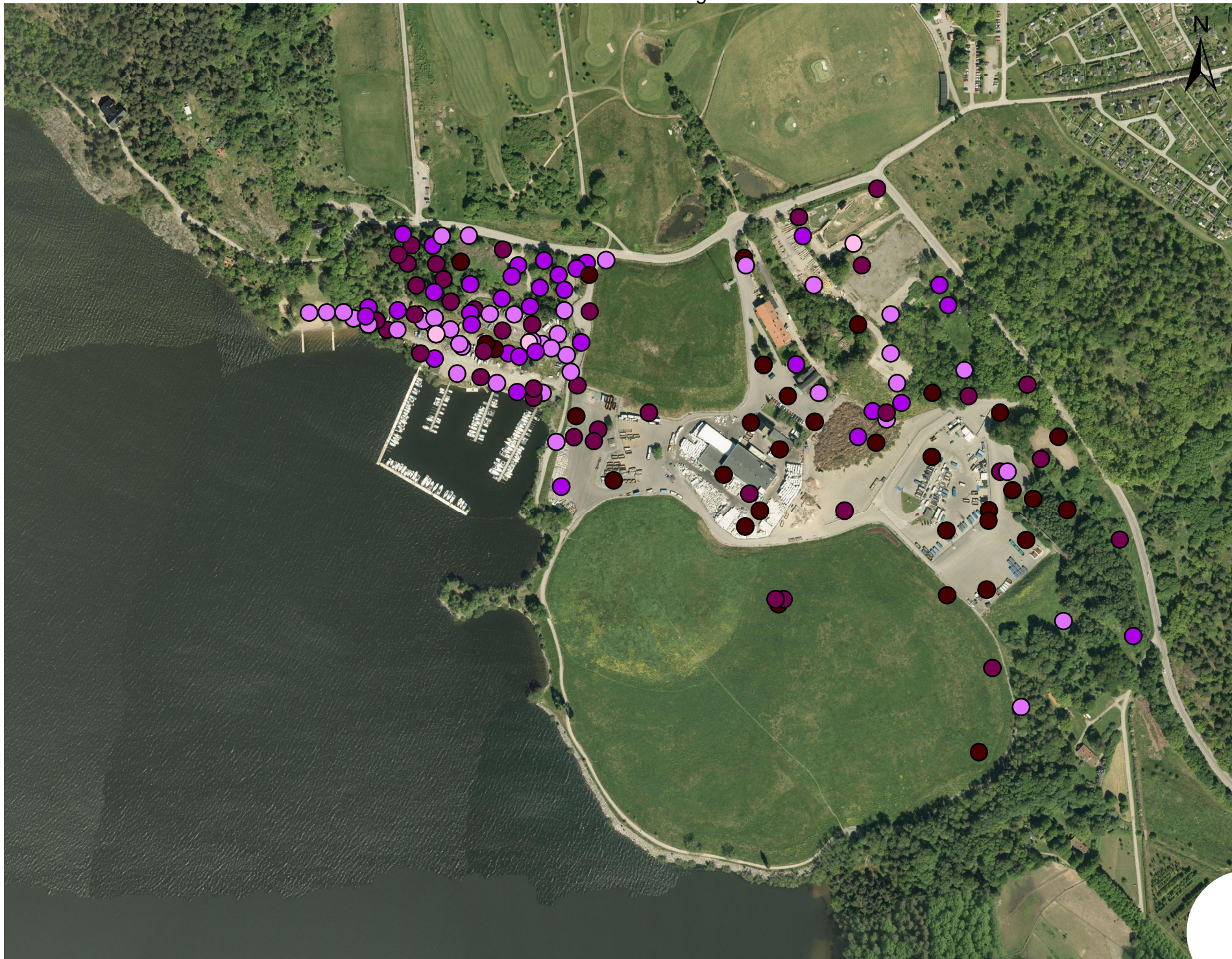


Figur 5.15  
Halter i jord

Teckenförklaring

Zink (mg/kg)

-  5 - 40
-  41 - 120
-  130 - 250
-  260 - 1000
-  1100 - 2400



Figur 5.16  
Halter i jord

### Teckenförklaring

#### PCB summa (mg/kg)

- Under rapporterings...
- 0,010 - 0,0080
- 0,0081 - 0,20
- 0,21 - 0,25
- 0,26 - 50








0 50 100  
Meter

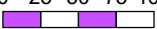
Figur 5.17  
Halter i jord

### Teckenförklaring

#### Dioxiner (ng/kg)

-  3,6 - 4,0
-  4,1 - 10
-  11 - 22
-  23 - 47
-  48 - 1100



0 25 50 75 100  
 Meter

Figur 5.18  
Halter i jord

Teckenförklaring

Xylener (mg/kg)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 10
- 11 - 25
- 26 - 50
- 51 - 1800



Figur 5.19  
Halter i grundvatten

**Teckenförklaring**

**Summa PAH-H (µg/l)**

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 3,5
- 3,6 - 6,0
- 6,1 - 12
- 13 - 40
- 41 - 120





Figur 5.20  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Summa PAH-M  
(µg/l)







- -0,035 - 0,0
- 0,010 - 1,0
- 1,1 - 3,6
- 3,7 - 15
- 16 - 50
- 51 - 450



Figur 5.21  
Halter i grundvatten

### Teckenförklaring

#### Summa PAH-L ( $\mu\text{g/l}$ )

-  Under rapporteringsgräns
-  0,010 - 1,1
-  1,2 - 5,8
-  5,9 - 17
-  18 - 140
-  150 - 440



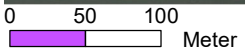
0 50 100  
Meter

Figur 5.22  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Alifater >C8-C10 (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 12
- 13 - 20
- 21 - 31



Figur 5.23  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Alifater >C10-C12 (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 19
- 20 - 37
- 38 - 120
- 130 - 1500



Figur 5.24  
Halter i grundvatten

**Teckenförklaring**

**Alifater >C12-C16 (µg/l)**

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 24
- 25 - 150
- 160 - 320
- 330 - 2000



Figur 5.25  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Alifater >C16-C35 (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 120
- 130 - 660
- 670 - 1700
- 1800 - 5000



Figur 5.26  
Halter i grundvatten

### Teckenförklaring

#### Aromater >C8-C10 (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 1,9
- 2,0 - 16
- 17 - 87
- 88 - 440



Figur 5.27  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Aromater >C10-C16 (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 4,0
- 4,1 - 21
- 22 - 110
- 120 - 290





Figur 5.28  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Aromater >C16-C35 (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 3,2
- 3,3 - 5,3
- 5,4 - 20
- 21 - 33



Figur 5.29  
Halter i grundvatten

**Teckenförklaring**

**Bly (µg/l)**

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 1800
- 1900 - 6200
- 6300 - 14000
- 15000 - 210000



Figur 5.30  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Koppar (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 28000
- 29000 - 59000
- 60000 - 110000
- 120000 - 240000
- 250000 - 1300000

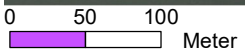


Figur 5.31  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Kvicksilver (µg/l)

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 100
- 110 - 990
- 1000 - 3300
- 3400 - 6800



Figur 5.32  
Halter i grundvatten

**Teckenförklaring**

**Nickel (µg/l)**

- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 100
- 110 - 1000
- 1100 - 10000
- 11000 - 100000
- 110000 - 250000



Figur 5.33  
Halter i grundvatten

Teckenförklaring

Zink (µg/l)







- Under rapporteringsgräns
- 0,010 - 16000
- 17000 - 34000
- 35000 - 160000
- 170000 - 2100000
- 2200000 - 47000000



Figur 5.34  
Halter i grundvatten

### Teckenförklaring

#### PCB summa ( $\mu\text{g/l}$ )

-  Under rapporteringsgräns
-  0,010
-  0,011 - 0,018
-  0,019 - 0,072
-  0,073 - 3,1
-  3,2 - 25







OBS! För PCB är rapporteringsgränserna höga i flera punkter.



Figur 5.35  
Halter i grundvatten

### Teckenförklaring

#### Dioxiner ( $\mu\text{g/l}$ )

-  Under rapporteringsgräns
-  0,010 - 0,50
-  0,51 - 1,0
-  1,1 - 1,0
-  1,1 - 2,0
-  2,1 - 2,5

OBS! För Dioxiner är rapporteringsgränserna höga i flera punkter.











Figur 5.36  
Halter i grundvatten

### Teckenförklaring

#### Xylener (µg/l)

-  Under rapporteringsgräns
-  0,010 - 0,50
-  0,51 - 80
-  81 - 250
-  260 - 500
-  510 - 1000

OBS! För Xylener är rapporteringsgränserna höga i flera punkter.



---

## 1N140003 Bilaga 2a

---

2019-06-17

### Fältrapport Hydrogeologi

---

## BILAGA 2A – FÄLTRAPPORT HYDROGEOLOGI

---

LÖVSTA KVV / MARK OCH VA

**UNDERLAG TILL TILLSTÅNDSANSÖKAN**



2019-06-17

**HANDLÄGGARE: VLADIMIR KHOKHLOV**

---

## BILAGA 2A – FÄLTRAPPORT HYDROGEOLOGI

---

Uppdrag Lövsta KVV / Mark och VA	Uppdragsledare Katja Fedorova	Datum 2019-06-17
Uppdragsnummer 13005526	Upprättad av Vladimir Khokhlov	Handlingstyp PM

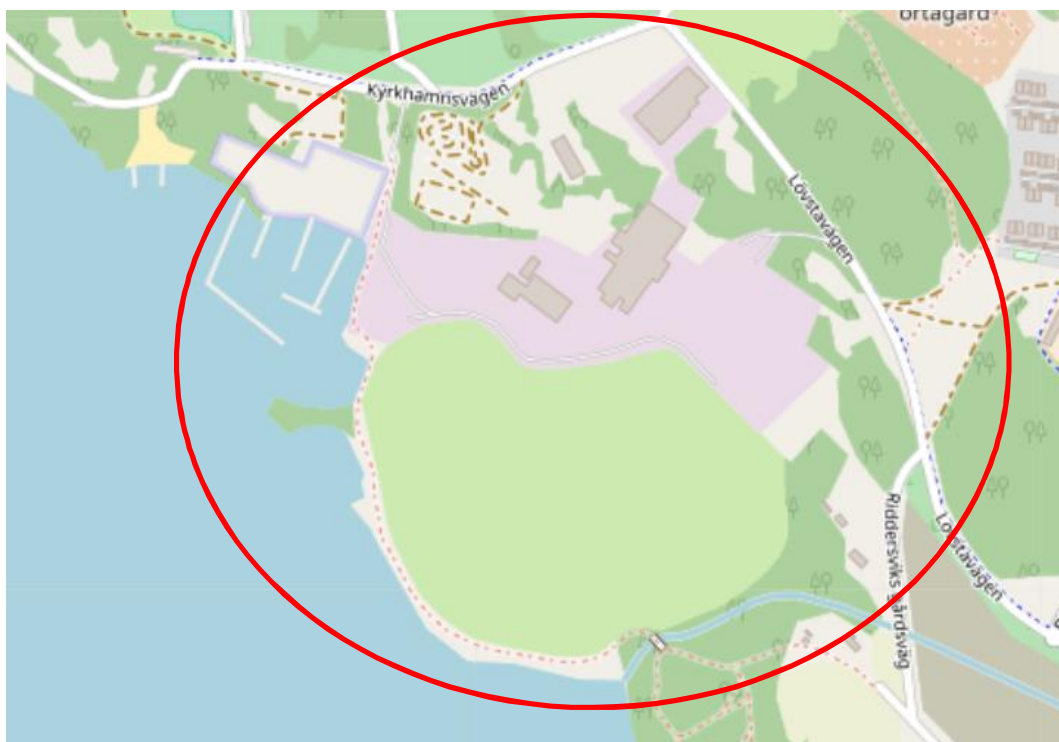
### Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Utförda undersökningar</b>	<b>1</b>
2.1	Inventering av grundvattenrör	2
2.2	Installation av grundvattenrör	2
2.3	Grundvattennivåmätningar	2
2.4	Kvalitetssäkring	3
2.5	Slugtest	3
<b>3</b>	<b>Resultat</b>	<b>5</b>
3.1	Grundvattenrör	5
3.2	Grundvattennivåmätningar	8
3.3	Slugtest	11
<b>4</b>	<b>Källor</b>	<b>13</b>
<b>5</b>	<b>Bilagor</b>	<b>13</b>

## 1 Inledning

Stockholm Exergi planerar att uppföra ett nytt kraftvärmeverk i Lövsta, ett område nordväst om Hässelby (Stockholms Stad, 2018). På uppdrag av Stockholm Exergi AB har Sweco Environment AB genomfört hydrogeologiska undersökningar i området.

Syftet med undersökningarna är att ge ökad kunskap om de hydrogeologiska förhållandena vilket är ett viktigt underlag för projektering, till utredningar rörande föroreningar i mark samt underlag till detaljplane- och tillståndsprocess.



Figur 1. Den röda cirkeln markerar undersökningsområdet i Lövsta, nordvästra Stockholm. (Källa openstreetmaps.org)

## 2 Utförda undersökningar

De hydrogeologiska undersökningarna har omfattat följande moment.

- Inventering av befintliga grundvattenrör i området.
- Installation av nya grundvattenrör för observation av grundvattennivåerna.

1 (13)

- Manuella och automatiska grundvattennivåmätningar i observationsrör
- Hydrauliska tester i form av slugtester.
- Utvärdering och sammanställning av resultat.

## 2.1 Inventering av grundvattenrör

I området fanns sedan tidigare grundvattenrör. De befintliga rören tillhör huvudsakligen tre olika serier betecknade "13-", "GV" och "Rör". Rör med beteckningen "13-" tillhör Geosigma och rör med beteckningen GV ingår i Stockholm Stads kontrollprogram. Dessa rör har installerats vid olika tillfällen och med olika syften i samband med tidigare undersökningar och kontrollprogram. Totalt har det identifierats 18 st rör inom och i anslutning till deponiområdet. Av dessa har 11 st funktionsdugliga rör gått att återfinna, se **Tabell 1**. Rören redovisas i plan i **Figur 1**.

## 2.2 Installation av grundvattenrör

Installation av grundvattenrör har genomförts av Sweco under juni, augusti, september, oktober, november 2018 och januari 2019. Grundvattenrör som har installerats av Sweco har beteckning "S18". Totalt installerades 53 st rör. Lägen för rören redovisas i **Figur 1**. Grundvattenrören (vit HDPE-plast, OD 63 mm) installerades inuti skyddsror av stål i borrhålen och återfyllning gjordes med sand kring filtret. Ovanför filtersanden återfylldes med borkkax upp till ca 0,5 m under markytan där tätning gjordes med bentonitlera. Filterlängden hos grundvattenrören varierar mellan 1-6 m beroende på mäktigheten av den vattenförande akviferen. I syfte att kontrollera rörens funktion och tillförlitlighet har funktionstester utförts genom att röret fyllts med vatten, därefter har vattenytans återhämtning till ursprunglig nivå i grundvattenröret mätts.

## 2.3 Grundvattennivåmätningar

Trycknivån har mätts manuellt med ljud- och ljuslod i grundvattenrören. Trycknivåer har även mätts med automatiskt registrerande tryckgivare i 16 st olika rör samt vid en pegel i Mälaren. Vid sammanställning av data har även mätdata från tidigare utförda undersökningar inkluderats där så varit möjligt. Manuella grundvattennivåmätningar utfördes under augusti, november 2018 samt under januari, mars och maj 2019, samt i samband med installation av nya grundvattenrör och i samband med utförande av slugtester. Automatiskt registrerande trycknivånivågivare har loggat mätvärden en gång per timme. Efter varje genomförd manuell mätning somgång har data protokollförts. Den insamlade mätdata från automatiska tryckgivare har hämtats in i december 2018,

2 (13)

och januari 2019 för kontroll av funktionaliteten och kvaliteten på mätningarna. Slutligen har mätdata från automatiska tryckgivare hämtats in under maj 2019.

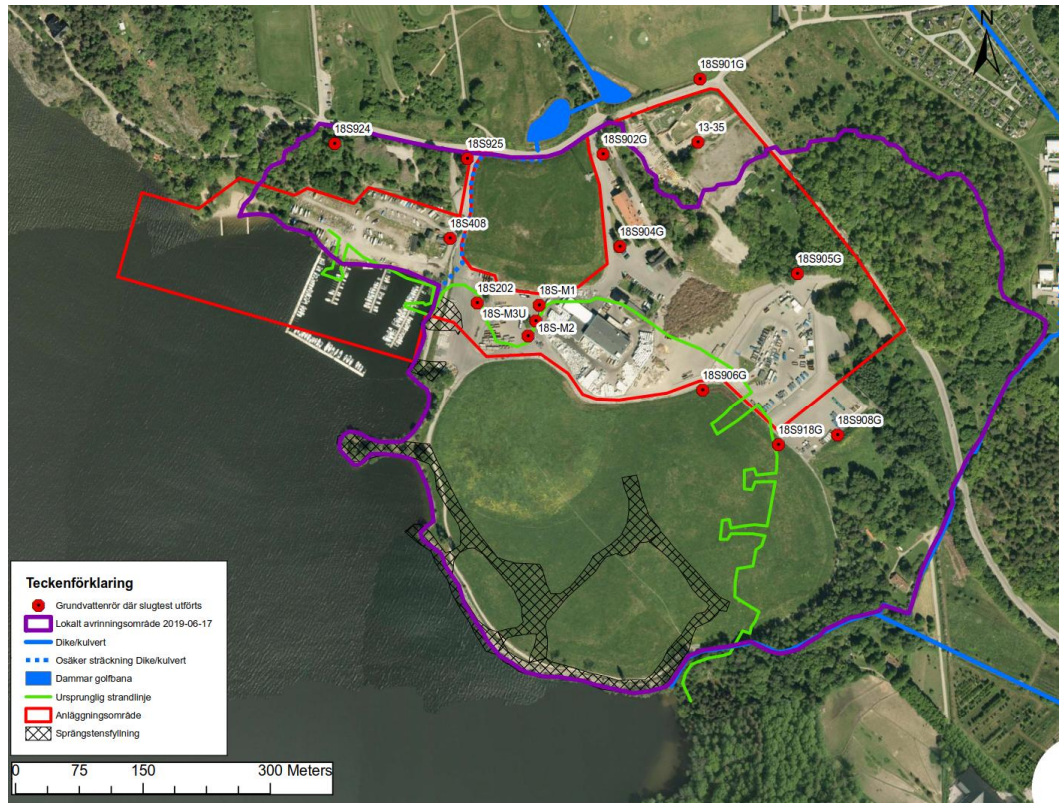
## 2.4 Kvalitetssäkring

Erforderlig kvalitet av resultat har säkerställts genom att följa instruktioner och rutiner beskrivna i **Bilaga 2 A1 Kvalitetsmanual grundvattenmätningar**.

## 2.5 Slugtest

Slugtest har utförts för att bedöma markens genomsläpplighet. Slugtest innebär att den vilande grundvattenytan höjs eller sänks och dess återgång mot ursprungsnivån mäts.

Slugtesterna har genomförts i 15 st grundvattenrör vid fyra olika tillfällen under oktober 2018, februari och mars 2019, se **Tabell 3** nedan. För en översikt av slugtesterna se **Figur 2** nedan. Slugtester har utförts genom att vatten tillfördes så att rören toppfylldes samtidigt som grundvattennivån mättes med automatiska tryckgivare. Mellan 5–25 liter vatten hölls i röret och återhämtningen registrerades tills grundvattennivån åter nått sin ursprungsnivå (minst 80%). I tre rör, 18S901G, 18S904G och 18S908G har grundvattentrycket höjts genom momentan nedsänkning av en specialtillverkad slugpinne.



**Figur 2** Översikt för slugtester i Lövsta.

**Tabell 3** Grundvattenrör utvalda för slugtestet

Rör-ID	Rörtyp	Testmetod	Datum för test
18S901G	PEH	Tillförsel av vatten, nedsänkning av slug	2018-10-03, 2018-10-05, 2018-10-09
18S902G	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-03, 2018-10-05
18S408	PEH	Tillförsel av vatten	2019-03-13
18S904G	PEH	Tillförsel av vatten, nedsänkning av slug	2018-10-03, 2018-10-05, 2018-10-09
18S905G	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-03, 2018-10-05
18S906G	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-04
18S908G	PEH	Tillförsel av vatten, nedsänkning av slug	2018-10-03, 2018-10-05, 2018-10-09



18S918GO	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-03
18S924	PEH	Tillförsel av vatten	2019-02-14
18S925	PEH	Tillförsel av vatten	2019-02-14
18S202	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-04, 2018-10-05
18S035	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-03, 2018-10-05
18S-M1	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-09
18S-M2	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-03, 2018-10-05, 2018-10-09
18S-M3U	PEH	Tillförsel av vatten	2018-10-09

Analys av data utfördes från slugtester gjordes i programvaran AQTESOLV. Omräkning av hydraulisk konduktivitet (K) till hydraulisk transmissivitet (T) har utförts för metoderna KGS Model, Bouwer-Rice och Hvorslev, och är huvudsakligen beroende på filterlängd, men även akviferens mäktighet. Om filtret är längre än akviferens mäktighet användes det vattenförande lagrets tjocklek som indata. Om akviferen däremot är mäktigare än filterlängden användes filterlängden. Vid användningen av metoden Cooper-Bredehoeft-Papadopulos har den hydrauliska transmissiviteten räknats om till om till hydraulisk konduktivitet.

## 3 Resultat

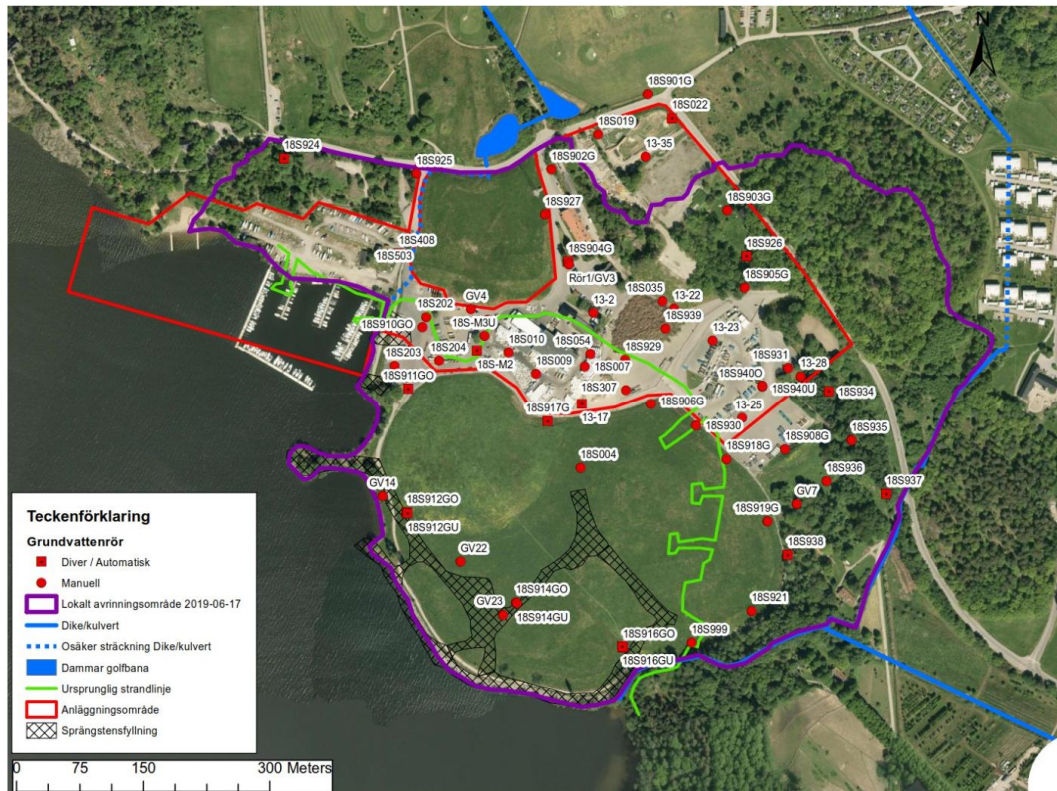
### 3.1 Grundvattenrör

Grundvattenrör redovisas i **Figur 1** och **Tabell 1**. Samtliga grundvattenrör som ingått i undersökningen har mätts in av Sweco i plan och höjd med totalstation. Även befintliga grundvattenrör i området har mätts in. Koordinater redovisas i Sweref 99 1800 och höjder i RH 2000. Inmätningarna har utförts vid flera tillfällen under 2018 och 2019.

Totalt har trycknivån mätts i 64 observationsrör. Vattenståndet i Mälaren har mätts med automatisk tryckgivare sedan 2019-03-14.

För mer utförlig information om observationsrörens dimensioner och installation se **Bilaga 2 A2 Grundvattenrör Uppgifter**.

Grundvattenrörsprofiler och sonderingsprofiler och för observationspunkter som har utförts av Sweco i undersökningsområdet redovisas i **Bilaga 2 A3 Sonderingsprofiler och grundvattenrörsprofiler**.



**Figur 2** Grundvattenrör där mätning av grundvattennivåer pågår i undersökningsområdet.

**Tabell 1** Observationspunkter för grundvattennivåmätningar, deras koordinater, marknivå (Z mark), rörets överkant (Z RÖK) samt tre senaste mätningar av grundvattenytan (GVY Datum).

Rör-ID	N	E	Z mark	Z RÖK	GVY 2018-11-14	GVY 2019-03-21	GVY 2019-05-15
13-2	6585787,83	138009,31	6,10	6,77		2,50	2,36
13-22	6585793,03	138104,96	6,75	6,82		4,97	4,08
13-23	6585754,84	138150,72	5,81	5,75	4,08	4,28	4,38
13-25	6585663,00	138185,74	6,73	6,67	4,61	4,56	4,43
13-28	6585712,38	138254,44	7,35	7,58	5,28	6,03	6,12
18S004	6585603,78	137994,15	11,21	11,98	0,51	0,94	0,77
18S007	6585724,10	137999,15	6,41	6,30		1,07	6,30
18S009	6585715,33	137941,53	6,78	6,72		0,93	

18S010	6585740,92	137908,81	6,42	6,32		1,51	1,19
18S019	6585998,36	138014,89	12,51	13,47	10,66	11,60	10,73
18S022	6586018,10	138102,02	13,54	14,68	11,66	13,14	12,25
18S035	6585801,47	138091,05	6,64	6,58	4,93	4,97	4,83
18S054	6585739,01	138005,74	6,22	6,07		1,28	1,24
18S202	6585782,623	137811,3761	3,9241	3,8434	0,6334	0,8434	0,8534
18S203	6585724,776	137773,7458	4,2436	4,1963	0,5963	0,8563	0,6663
18S204	6585730,871	137826,694	5,686	5,586	0,906	1,016	0,906
18S307	6585696,217	138048,0767	6,2095	6,0395		0,9595	0,8495
18S408	6585858,472	137779,012	5,17	5,92		4,275	4,325
18S503	6585871,718	137794,036	6,195	6,095		4,675	4,705
18S901G	6586046,425	138073,9782	12,6829	12,9619	11,4519	12,8719	11,8119
18S902G	6585957,631	137959,6209	12,1201	13,0991	8,8391	9,4391	8,9491
18S903G	6585909,067	138167,877	12,069	12,239	10,169	11,019	10,549
18S904G	6585848,814	137979,4409	6,6389	7,2568	4,6268	5,0068	4,8568
18S905G	6585817,201	138188,5665	7,9136	8,4033	5,1433	6,1633	5,8033
18S906G	6585679,692	138077,1488	5,5601	5,974	1,294	1,604	1,474
18S908G	6585625,496	138236,0376	8,152	8,67	5,73	6,35	6,09
18S910GO	6585770,657	137806,8619	3,5789	3,5303	0,6203	0,8503	0,6803
18S911GO	6585697,731	137790,2662	4,3679	4,3081	0,6081	0,8481	0,6681
18S912GO	6585550,815	137788,1834	3,0008	3,6096		1,0096	0,8096
18S912GU	6585549,945	137789,0696	3,0935	3,4474		1,0374	0,8474
18S914GO	6585444,233	137917,4163	7,826	8,6543		1,0043	0,8043
18S914GU	6585443,433	137918,5916	7,9039	8,7087		1,0387	0,9287
18S916GO	6585391,182	138044,3048	7,3109	7,764		0,994	0,804
18S916GU	6585392,268	138043,2405	7,483	8,3343		1,0643	0,8643
18S917G	6585658,86	137955,2041	8,8389	9,2623		1,0223	1,0723
18S918G	6585613,946	138166,5308	8,2514	8,782	1,282	1,772	1,582
18S919G	6585540,086	138215,559	8,785	9,272	1,942	3,322	2,462
18S921	6585434,234	138196,7783	8,9627	9,1131		2,8431	2,4231
18S924	6585970,226	137642,891	10,249	10,61		9,62	8,3
18S925	6585952,202	137799,487	10,207	10,616		7,386	7,306
18S926	6585854,702	138190,705	7,631	7,696	5,396	6,846	6,346

18S927	6585904,188	137952,118	12,283	12,482	7,392	7,712	7,572
18S929	6585732,623	138046,7768	6,3439	6,2339		1,2339	1,2339
18S930	6585654,106	138130,465	6,398	6,844	-1,646	1,774	1,794
18S931	6585722,465	138239,8002	8,1287	7,9187		6,1887	5,9087
18S934	6585694,358	138287,873	8,012	8,821	5,261	6,471	6,211
18S935	6585636,318	138314,7936	11,4999	12,2287		7,2287	8,0687
18S936	6585587,831	138285,481	8,624	8,866	6,246	7,176	7,006
18S937	6585572,476	138356,126	11,964	12,039	7,259	9,229	8,699
18S938	6585500,504	138239,55	5,89	6,184	2,054	3,594	2,864
18S939	6585769,056	138094,7821	6,515	6,425		3,285	3,185
18S940O	6585700,511	138209,2598	7,2768	7,1726		4,5926	4,7826
18S940U	6585701,159	138209,4025	7,2843	7,1722		4,7822	4,4922
18S999	6585396,641	138125,6133	4,7801	5,2265		1,5065	1,2965
18S-M1	6585779,71	137884,2564	5,7633	5,7031	1,6931	1,6931	1,5531
18S-M2	6585743,448	137871,4346	6,2375	6,1572	1,2572	1,3772	1,3072
18S-M3O	6585758,347	137879,6633	6,1016	6,0428	Torr	Torr	Torr
18S-M3U	6585760,484	137880,4939	6,084	6,0096	1,2996	1,2696	1,2796
GV14	6585569,99	137759,483	1,977	2,392		1,012	0,792
GV22	6585492,738	137851,827	5,044	5,913		1,003	0,803
GV23	6585429,765	137902,101	7,211	8,07	0,583	1,02	0,65
GV4	6585792,279	137864,154	5,508	5,505	0,59	1,815	1,645
GV7	6585561,017	138250,046		7,627		5,537	5,347
Rör1/GV3	6585845,376	137980,676	6,46	6,94	4,977	4,88	4,71
Mälaren	6858821,47	137676,42		1,44			

## 3.2 Grundvattennivåmätningar

I Tabell 1 redovisas de tre senaste mätomgångarna då ambitionen varit att mäta i samtliga rör vid ett och samma tillfälle. I tabell 2 redovisas i vilka rör och under vilka perioder som automatiska mätningar utförts.

Data från automatiska grundvattennivåmätningar från Geosigma har erhållits för observationsrör 13-23, GV22 och 13-17. Mätningar i dessa rör påbörjades 2017-09-27 och avslutades 2018-09-26, med mätintervallet 1 mätning per timme.

**Tabell 1** Grundvattenrör med automatiska nivåmätningar.

Rör-ID	Rördjup (m)	Grundvattennivå vid installationen	Diver-ID	Installationsdjup (m)	Mätning påbörjade	Mätning upphörde
18S912Ö	7,04	0,68	AL134	6,00	2018-12-20 12:05	Pågår
18S912U	36,24	0,71	AL141	6,00	2018-12-20 12:20	Pågår
18S916Ö	10,02	1,54	AK881	9,00	2018-12-20 13:04	Pågår
18S916U	27,14	0,72	AL143	11,00	2018-12-20 12:53	Pågår
18S938	5,36	3,65	AK891	5,00	2018-11-06 16:08	2019-03-14 14:00
18S934	5,14	7,06	AK892	4,50	2018-11-06 15:24	Pågår
18S937	5,37	8,83	AK881	5,35	2018-11-06 16:27	2018-12-20 11:30
18S022			AL136	6,00	2018-10-31 14:31	2019-02-14 13:31
18S904	5,02	4,61	AL158	4,50	2018-11-06 13:44	Pågår
18S911GU	9,73	0,58	AL204	6,00	2018-11-06 14:35	Pågår
18S917G	16,49	0,98	AK809	11,00	2018-11-08 10:38	Pågår
18S926	3,29	7,11	AL312	3,20	2018-11-08 11:14	Pågår
18S-M2	7,00	1,26	AL168	6,54	2018-11-06 13:19	2019-02-14 13:22
18S924	3,04		AL168	2,80	2019-02-14 13:52	Pågår
18S408	3,24		AL136	3	2019-02-14 14:04	Pågår
Mälaren	1,81	-	AK891	1,79	2019-03-14 15:00	Pågår

Resultat från de manuella grundvattenmätningarna presenteras i **Bilaga 2 A4 Manuella Grundvattenobservationer**. De manuella grundvattenobservationerna har grupperats i 4 olika kategorier med hänvisning till olika grundvattennivåer:

- Grundvattennivå 0,65-1m
- Grundvattennivå 1,0-3,2 m
- Grundvattennivå 4,0-6,0 m
- Grundvattennivå 6,3-13,68 m

Varje kategori finns representerad som ett separat diagram i **Bilaga 2 A4**. De tre senaste manuella inmätningar från 2018-11-14, 2019-03-21 och 2019-05-15 presenteras i **Tabell 1** ovan.

Rören 18S007 och 18S009 som är installerade väster om och söder om Svensk Freonåtervinns AB anläggning visade innehålla olja, vilket upptäcktes i samband med manuell mätning av grundvattennivån i rören den 2019-03-21. Inga fler mätningar genomfördes i de två kraftigt förorenade observationsrören. Grundvattennivån som uppmättes 2019-03-21 i observationsrören är +1,18 m

(RH2000) för 18S007, samt 0,93 m för 18S009. Röret 18S-M30 har varit torrt under samtliga manuella observationer sedan installationen den 2018-06-25.

Den insamlade data från automatiska trycknivågivare inhämtades den 15:e maj 2019. Data har bearbetats och den uppmätta trycknivån av vattenpelaren ovanför automatisk tryckgivare har räknats om till plus-nivåer RH2000.

De observerade grundvattennivåer från automatiska trycknivågivare presenteras tillsammans med Geosigas observationer i **Bilaga 2 A5 Automatiska Grundvattenobservationer**. De automatiska grundvattennivåerna presenteras i tre olika diagram:

- Grundvattennivå 0,65-1m
- Grundvattennivå 0,65-13,68 m
- Observationsrör i södra deponin

Diagrammet Grundvattennivå 0,65-1 m uppvisar grundvattennivåer i observationsrör där grundvattenytan ligger mellan ca 0,65 m och 1 m. I Diagrammet Grundvattennivå 0,65-13,68 m uppvisar grundvattennivåer i observationsrör där grundvattenytan ligger mellan ca 0,65 m och 13,68 m. I diagrammet Observationsrör o södra deponin presenteras de observerade grundvattennivåer i observationsrör som ligger närmast den nuvarande strandlinjen inom Södra deponin, där grundvattenytan ligger på mellan 0,65 m och 1 m. Samtliga diagram redovisar Mälarens vattenstånd uppmätt från SMHI:s mätstation i Bålsta samt den uppmätta vattennivån i Lövsta. Båda observationerna stämmer väl överens med varandra med mindre avvikelser. För jämförelse av vattenståndet uppmätt i Bålsta och i Lövsta se **Diagram 1** nedan.

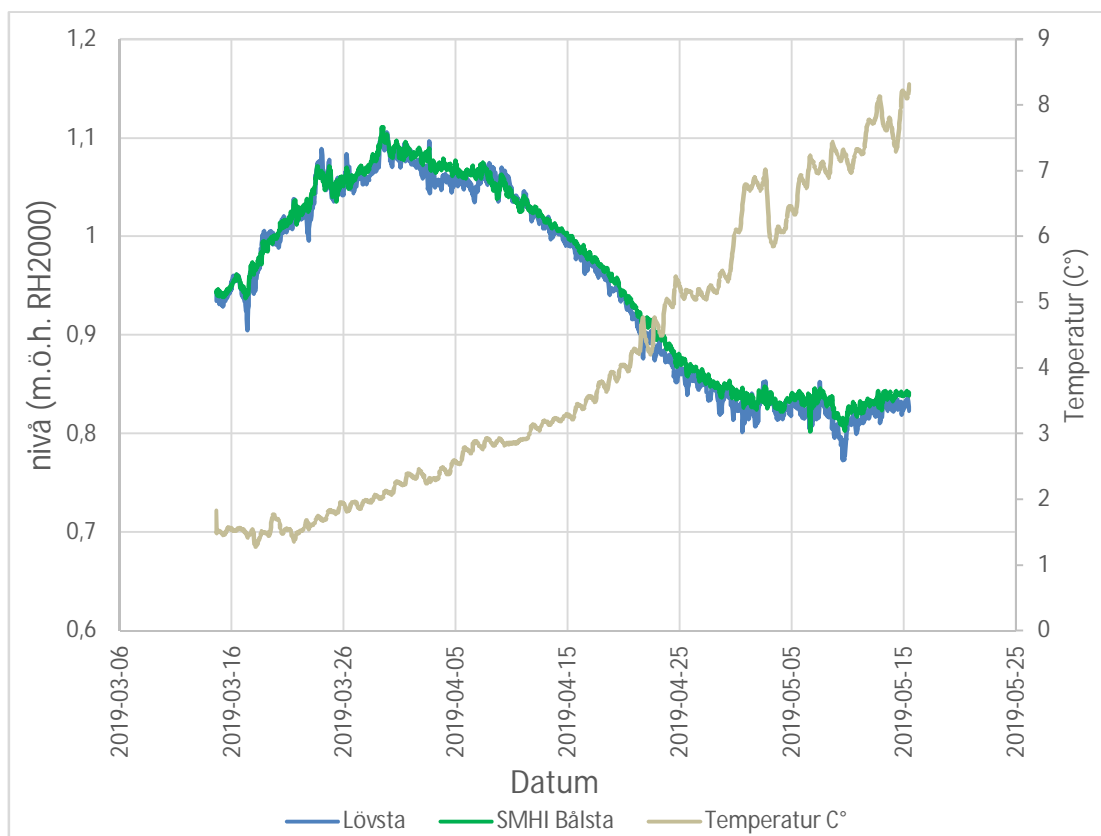


Diagram 1 Vattenståndet i Mälaren.

### 3.3 Slugtest

Det har visat sig att återhämtningsdata från slugtesterna med slug blev av sämre kvalitet (mycket ojämn återhämtningskurva med plötsliga tryckfall eller "gropar") än den data som erhöles från slugtester med vatten. Därav utfördes flertalet av slugtesterna med tillförsel av vatten som testmetod. Data från utvärderade slugtester redovisas i **Bilaga 2 A6 Utvärdering av slugtester**. För sammanfattning av resultat från de genomföra slugtesterna se **Tabell 4** nedan. Snabb återhämtning har observerats i flertalet av rören i närheten av deponin, vilket troligen beror på hög transmissivitet i omgivande akvifer. Långsam återhämtning har observerats i två av rören, 18S902G och 18S906G, och visar på motsatsen, det vill säga låg transmissivitet. Eftersom slugtester återspeglar akviferens beskaffenhet endast några få meter från observationsöret är

osäkerheten hög. Därav bör resultat från slugtester endast bedömas som en förenklad tolkning av grundvattenmagasinets egenskaper.

**Tabell 4** Sammanställning av utförda slugtester.

Rör ID	Transmissivitet, T (m <sup>2</sup> /s)	Hydraulisk konduktivitet, K (m/s)	Utvärderingsmetod	Grundvattenmagasin	Anmärkning
18S035	9,01E-06	4,29E-06	KGS Model (1994)	Öppen	Snabb respons.
18S035	1,23E-05	5,80E-06			Snabb respons. Klippt diverdata.
18S202	4,60E-06	5,75E-06	Bouwer-Rice (1976)	Öppen	Snabb respons.
18S202	3,46E-06	4,38E-06			Snabb respons. Klippt diverdata. Dålig matchning.
18S408	2,04E-06	1,35E-06	Bouwer-Rice (1976)	Öppen	Snabb respons.
18S901G	8,77E-05	4,38E-05	Cooper-Bredehoeft-Papadopulos (1967)	Sluten	Snabb respons.
18S901G	1,18E-04	5,89E-05			Snabb respons.
18S901G	4,75E-04	2,38E-04			Snabb respons. Klippt diverdata.
18S902G	8,00E-08	8,00E-08	Bouwer-Rice (1976)	Sluten	Långsam respons.
18S902G	1,13E-07	1,13E-07			Långsam respons.
18S904G	3,00E-05	1,25E-05	Hvorslev (1951)	Öppen	Snabb respons.
18S904G	3,75E-05	1,58E-05			Mycket snabb respons.
18S904G	5,20E-05	2,20E-05			Mycket snabb respons. Klippt diverdata.
18S905G	9,06E-06	5,33E-06	Cooper-Bredehoeft-Papadopulos (1967)	Sluten	Mycket snabb respons.
18S905G	9,27E-06	5,45E-06			Mycket snabb respons.
18S906G	2,29E-07	4,58E-07	Cooper-Bredehoeft-Papadopulos (1967)	Sluten	Långsam respons.
18S908G	1,17E-05	1,60E-05	KGS Model (1994)	Sluten	Snabb respons.
18S908G	1,64E-05	1,85E-05			Klippt diverdata. Snabb respons.
18S908G	1,88E-05	2,48E-05			Manipulerad diverdata.
18S918G	1,00E-06	3,34E-06	Hvorslev (1951)	Sluten	Manipulerad diverdata.
18S924	7,31E-06	3,65E-06	KGS Model (1994)	Öppen	Snabb respons
18S925	1,10E-05	1,10E-05	Cooper-Bredehoeft-Papadopulos (1967)	Sluten	Snabb respons, Filter 1m ger T = K
18S-M1	4,97E-06	2,61E-06	Bouwer-Rice (1976)	Öppen	Mycket snabb respons.



18S-M2	3,75E-06	1,74E-06	Bouwer-Rice (1976)	Öppen	Mycket snabb respons.
18S-M2	3,65E-06	1,71E-06			Mycket snabb respons.
18S-M2	5,38E-06	2,51E-06			Mycket snabb respons.
18S-M3U	3,59E-05	1,56E-05	KGS Model (1994)	Öppen	Mycket snabb respons.

## 4 Källor

Geosigma, 2014. Miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning av Lövstaområdet, Stockholm. Grap 14026.

Stockholm Stad, 2016. Stadsledningskontoret. Strategi för Fossilbränslefritt Stockholm 2040.

Stockholms Stad, 2018. Stockholm växer. Lövstaverket. 2018-05-14.

<https://vaexer.stockholm/projekt/lovstaverket/>

Sweco, 2002. Lövsta, Strategi för marksanering inom Lövstaområdet i Hässelby.

## 5 Bilagor

Bilaga 2 A1 Kvalitetsmanual grundvattenmätningar

Bilaga 2 A2 Grundvattenrör uppgifter

Bilaga 2 A3 Sonderingsprofiler och grundvattenrörprofiler

Bilaga 2 A4 Manuella grundvattenobservationer

Bilaga 2 A5 Automatiska grundvattenobservationer

Bilaga 2 A6 Utvärdering av slugtester

---

## BILAGA 2 A1

---

2019-06-17

### **Kvalitetsmanual för grundvattennivåmätningar och funktionskontroll**

1 (5)

Sweco Environment AB

---

memo04.docx, 2019-06-14

## Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b>	3
<b>2 Fältarbeten</b>	3
2.1 Installation	3
2.2 Grundvattenrör	3
2.3 Funktionskontroll	3
2.4 Lod	3
2.5 Manuell mätning	4
2.6 Automatisk mätning	4
<b>3 Datahantering</b>	4
3.1 Inmatning i databas	4
3.2 Grundvattenmätningssprotokoll	5
3.3 Funktionskontrollprotokoll	5
3.4 Automatisk mätning	5
3.5 Kvalitetskontroll av mätdata	5
<b>4 Risker</b>	5

2 (5)

---

BILAGA 2 A1  
2019-06-1

## 1 Inledning

Detta är en rutinbeskrivning för att kvalitetssäkra kontrollprogram för mätning av grundvattennivå och efterföljande databehandling.

Manualen är en bilaga till dokumentet Bilaga 2 – Fältrapport Hydrogeologi.

Dokumentet är levande och skall uppdateras vid förändrade förutsättningar.

## 2 Fälтарbeten

### 2.1 Installation

Nya grundvattenrör installeras enligt branschpraxis med utförande enligt SGF geoteknisk fälthandbok (Rapport 1:96). Nya grundvattenrör namnges enligt tidigare använt system.

### 2.2 Grundvattenrör

Rör som ingår i kontrollprogrammet märks med ID/rörnamn (om de inte redan är märkta).

### 2.3 Funktionskontroll

Funktionskontroller skall utföras i alla rör som ingår i kontrollprogrammet en gång per år. De rör som enligt arbetsgången nedan inte anses vara funktionsdugliga rensas genom blåsning med hjälp av tryckluft eller vatten. Om något eller några rör fortfarande inte fungerar efter rensning bör de ersättas med nya.

Resultat från funktionskontroller dokumenteras i särskilda protokoll.

Inledningsvis lodas botten på röret (spetsnivå/rör underkant) och jämförs med bottenivån som angavs då röret installerades. Om denna siffra skiljer sig i storleksordningen en meter är det rimligt att anta att rörets filter har helt eller delvis fyllts med finare material och måste rensas innan nästa moment utförs.

Grundvattennivån lodas, därefter fylls röret med vatten varefter mätning sker kontinuerligt i 30 minuter eller till dess att vattennivån har nått sin ursprungliga nivå. Om återhämtning sker men långsamt (d.v.s. att vattenytan efter 30 minuter delvis återhämtat sig till ursprunglig nivå) görs en bedömning av funktionsdugligheten där hänsyn bl.a. tas till typ av jordart som filtret sitter i. En ytterligare mätning utförs 3-5 timmar efter det att funktionskontrollen påbörjades, om återhämtningen är extremt långsam eller ingen alls bedöms röret inte vara funktionsdugligt.

### 2.4 Lod

För manuell avvägning av grundvattennivåer används mätlod av typen ljus/ljudlod. Vid varje mätning används i första hand ett och samma lod. Mätutrustningen skall kalibreras en gång per år.