
RAPPORT

FASTIGHETSKONTORET, GÖTEBORGS STAD

Guldhedsgatan, Göteborg

UPPDRAGSNUMMER 13004141

HÄLSORISKBEDÖMNING MED AVSEENDE PÅ FÖRORENAD MARK



2018-03-08

SWECO ENVIRONMENT AB
Göteborg Förorenade områden och Kemikalier

Ann-Christine Lember

Ingela Forssman

Sammanfattning

Sweco Environment AB har tidigare, på uppdrag av Fastighetskontoret, Göteborgs Stad, utfört en översiktlig miljöteknisk markundersökning inom ett markområde i anslutning till Guldhedsgatan i Göteborgs kommun. Planarbete pågår för att utreda möjligheten att bygga studentbostäder och en förskola. Merparten av aktuellt område utgörs av naturmark, i form av ett till stora delar trädbevuxet berg, vilket avses nyttjas som lekområde till planerad förskola.

Resultatet från den översiktliga undersökningen visar på förhöjda halter av PAH och metaller (bly, kvicksilver, arsenik och zink). Med anledning därav har nu Sweco, på uppdrag av Fastighetskontoret, utfört en hälsoriskbedömning samt en enklare åtgärdsutredning.

Det finns många olika sätt att bedöma risker förknippade med förekomst av föroreningar i marken. I föreliggande rapport har risker bedömts enligt Naturvårdsverkets metodik, dels genom jämförelser med de generella riktvärdena och dels genom jämförelser med beräknade platsspecifika riktvärden. Platsspecifika riktvärden har tagits fram för två olika vistelsetider, 365 dagar/år och 250 dagar/år. Vidare har en jämförelse gjorts mellan påvisade föroreningshalter och bakgrundsbelastningen inom Göteborgs regionen.

Riskbedömningen visar utifrån jämförelser mellan påvisade halter av PAH och kvicksilver och framtagna platsspecifika riktvärden för respektive ämne att riskerna skulle kunna vara acceptabla för de människor som vistas eller kommer att vistas inom området. Något behov av riskreduktion med avseende på dessa ämnen har därför ej bedömts föreligga.

När det gäller bly är resultatet beroende av vilken exponeringstid som nyttjas. Vid vistelse under 365 dagar är riskerna utifrån ett samhälleligt försiktighetsperspektiv ej acceptabla. Görs bedömningen istället mot riktvärden beräknade utifrån den kortare (och mer sannolika) vistelsetiden på 250 dagar är riskerna acceptabla för de människor som vistas eller kommer att vistas inom området.

Görs jämförelser mellan regionens bakgrundsbelastning inom denna typ av naturområden med påvisade halter inom aktuellt område är halterna i nivå med bakgrundshalterna.

I det fall att föroreningssituationen bedöms utgöra en oacceptabel risk finns ett antal åtgärdsalternativ som skulle kunna vara möjliga för att reducera föroreningsnivåerna inom området. Samtliga är dock av, för naturområdet, förstörande karaktär, undantaget möjligen sugschakt vilket sannolikt innebär mycket höga kostnader.

Resultatet av en efterbehandling bedöms bli ett kallt berg alternativt en kall jordtäckt kulle. Dessa åtgärder skulle således gå stick i stäv med ambitionerna om naturlek som var en målsättning i samband med planarbetet.

Sammantaget bedömer Sweco att området är påverkat av föroreningar. Nivåerna är över de som kan accepteras ur ett samhälleligt försiktighetsperspektiv, men i nivå med regionens bakgrundshalter i naturmark och lägre än de platsspecifika riktvärden som tagits fram för en kortare vistelsetid (250 dgr/år). Ur detta perspektiv kan påvisade halter

således accepteras. Inga av de ämnen¹ som påvisats är akuttoxiska varför det ej föreligger risk för akuta skador i samband med ett större intag av den förorenade jorden.

¹ Undantaget arsenik, men arsenik har enbart påvisats över KM i en punkt och då var halten inom analysens felmarginal (11 mg/kg istället för 10 mg/kg som är riktvärdet för KM).

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	2
1.3	Uppdragets omfattning och organisation	2
2	Områdesbeskrivning	2
2.1	Allmänt	2
2.2	Geologi och hydrogeologi	3
3	Tidigare miljötekniska markundersökningar	4
3.1	Jämförvärden	4
3.2	Resultat	5
4	Urval av ämnen för beräkning av platsspecifika riktvärden	7
4.1	Arsenik och zink	7
4.2	Bly, kvicksilver, PAH-M och PAH-H	8
5	Riskbedömning	8
5.1	Allmänt	8
5.2	Metodik	9
5.3	Platsspecifik hälsoriskbedömning med Naturvårdsverkets modell	10
5.3.1	Skyddsobjekt och exponeringsvägar	10
5.3.2	Platsspecifika exponeringsförutsättningar	11
5.3.3	Beräkning av platsspecifika riktvärden för hälsa	13
5.4	Representativ halt	14
5.5	Jämförelse mellan uppmätta föroreningshalter och platsspecifika riktvärden	15
5.5.1	Bly	15
5.5.2	Kvicksilver	16
5.5.3	PAH-M	16
5.5.4	PAH-H	16
5.6	Hälsoriskbedömning genom jämförelse med bakgrundsbelastningen	17
5.7	Behov av riskreduktion	19
5.8	Tänkbara åtgärder	20
5.8.1	In-situmetoder	20
5.8.2	Övertäckning	21
5.8.3	Urschaktning	22
5.8.4	Sugschakt	23

6	Sammanfattande bedömning	23
7	Diskussion	25

Bilagor

Bilaga 1. Situationsplan över arbetsområdet, 1 sid

Bilaga 2. Analyssammanställning, 1 sid

Bilaga 3. Kort beskrivning av dimensionerande föroreningar, 3 sid

Bilaga 4. Antaganden platsspecifika riktvärden, 2 sid

RAPPORT
2018-03-08

GULDHEDSGATAN, GÖTEBORG

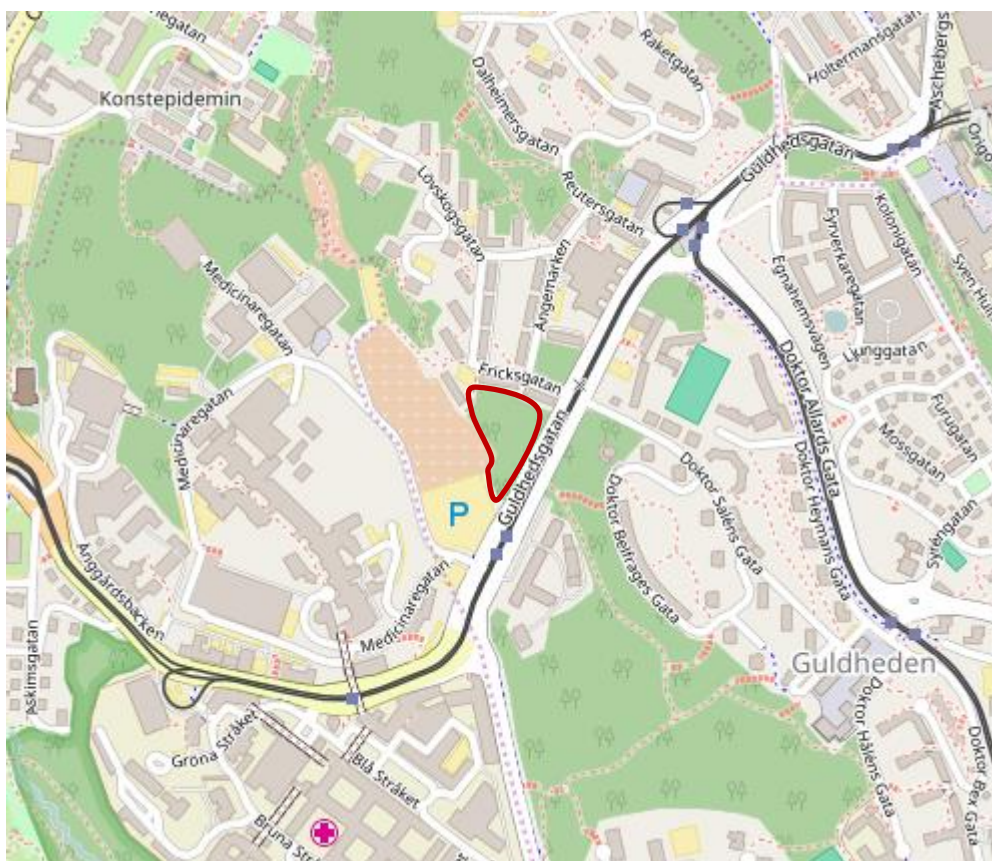
1 Inledning

1.1 Bakgrund

Sweco Environment AB har tidigare, på uppdrag av Fastighetskontoret, Göteborgs Stad, utfört en översiktlig miljöteknisk markundersökning inom ett markområde i anslutning till Guldhedsgatan i Göteborgs kommun. Undersökningsområdet ligger intill Änggårdskolonin, mellan Wavrinskys plats och Sahlgrenska universitetssjukhuset.

Inom aktuellt markområde, som visas i **figur 1**, pågår planarbete för att utreda möjligheten att bygga studentbostäder och förskola. Merparten av undersökningsområdet utgörs av naturmark, i form av ett till stora delar trädbevuxet berg, vilket avses nyttjas som lekområde till planerad förskola.

Resultatet från den översiktliga undersökningen visar på förhöjda halter av PAH och metaller. Med anledning därav har Sweco, på uppdrag av Fastighetskontoret, utfört en hälsoriskbedömning samt en enklare åtgärdsutredning.



Figur 1. Ungefärlig utbredning av aktuellt undersökningsområde, markerat med rött. © OpenStreetMaps bidragsgivare.

1.2 Syfte

Syftet med föreliggande riskbedömning är att bedöma de eventuella hälsorisker som kan föreligga för de människor som kommer att vistas inom aktuellt naturområde med anledning av påvisad föroreningsförekomst och planerad markanvändning.

Utredningen syftar till att identifiera eventuella föroreningskällor, beskriva föroreningars förekomst, exponeringsförutsättningar, åtgärdsbehov, ta fram enklare åtgärdsförslag etc. och är avsedd att utgöra beslutsunderlag för vidare arbeten med pågående detaljplan.

1.3 Uppdragets omfattning och organisation

Föreliggande riskbedömning har omfattat följande moment:

- Beskrivning av föroreningssituationen i marken inom området.
- Identifiering och beskrivning av platsspecifika spridnings- och exponeringsförutsättningar.
- Beräkning av platsspecifika riktvärden för ett urval av ämnen (bly, PAH-M, PAH-H och kvicksilver).
- Bedömning av behovet av riskreduktion, med ledning av såväl generella som beräknade platsspecifika riktvärden.
- Framtagande av ett antal enklare åtgärdsförslag samt beskrivning av vilka konsekvenser dessa kan komma att få.

Resultaten redovisas i denna rapport, tillsammans med data från tidigare utförda miljötekniska markundersökningar.

Uppdragsledare tillika ansvarig för riskbedömningen har varit Ann-Christine Lember, Sweco. Granskning har utförts av Ingela Forssman.

Beställarens kontaktperson har varit Christian Carlsson.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Allmänt

Undersökningsområdet omfattar ca 9 000 m² och är beläget invid Guldhedsgatan strax norr om Sahlgrenska universitetssjukhuset i Göteborgs kommun (se **figur 1**). Området gränsar till ett bostadsområde i norr, ett koloniområde i väst (Änggårdskolonin), Guldhedsgatan i öst och en stor parkering i syd. Det finns i erhållet bakgrundsmaterial ingen indikation på att området skall ha inhyst några verksamheter; det tycks endast ha nyttjats som naturmark.

Området utgörs av naturmark bestående av berg med kala hållar alternativt tunna jordlager, främst i sprickor och skrevor. Jordlager med större mäktigheter påträffas runtom berget. I de jordfyllda skrevorna finns mycket vegetation som barr- och lövträd, gräs, ljung och lingonris, se foto på rapportens försättsida och **figur 4**. Berget är som högst i den nordligaste delen och lägst i den sydligare delen.

2.2 Geologi och hydrogeologi

Undersökningsområdet och närområdet utgörs enligt SGU²s jordartskarta av urberg och glacial lera. Det finns inslag av postglacial sand i ett område nordväst om aktuellt område. I **figur 2** visas jordartskartan för aktuellt område.



Figur 2. Jordartskarta³, Svart markering visar undersökningsområdets ungefärliga läge.

Berget är en höjdpunkt i området och det regnvatten som inte infiltreras i jordlagren bedöms rinna åt samtliga väderstreck på grund av bergets varierande lutning och topografi.

Närmaste vatten- och energibrunn finns ca 250 m sydväst om området, uppe på Medicinareberget, och tillhör Sahlgrenska (se **figur 3**). Det är inte fastställt om

² Sveriges Geologiska Undersökning

³ Denna karta är automatiskt framställd ifrån SGUs databas 2016-11-01 med id-nr: WqxNCKZK0x

3 Tidigare miljötekniska markundersökningar

Som jämförvärden i föreliggande rapport har Naturvårdsverkets generella riktvärden⁵ för förorenad mark tillämpats. Naturvårdsverkets generella riktvärden omfattar såväl "känslig markanvändning", KM (bostäder, skolområden m m) som "mindre känslig markanvändning", MKM (industrimark, trafikområden m m). Vidare har jämförelser gjorts

⁵ Naturvårdsverkets generella riktlinjer för förorenad mark, Rapport 5976, rev 1 juli 2016 med nya riktvärden för vissa ämnen.

mot Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser⁶ för klassificering av förorenade massor som farligt avfall (FA).

Det har kommit nya regler avseende klassificering av avfall, vilket är en anpassning av Avfallsdirektivet till EUs kemikalielagstiftning. Det finns i nuläget ingen vägledning eller praxis angående hur de nya reglerna skall tillämpas, men det kan komma att påverka hur klassificeringen av farligt avfall utförs framöver. Det kan därmed inte uteslutas att vissa förutsättningar har ändrats om det skulle bli aktuellt att ta bort jordmassor från området.

Planerad markanvändning, bostäder och förskola, bedöms sammanfalla med markanvändningstypen "känslig markanvändning".

3.2 Resultat

En översiktlig miljöteknisk markundersökning⁷ utfördes inom planområdet hösten 2016. Undersökningen omfattade två dagars provtagning; dels genom handgrävda gropar i 15 punkter uppe på berget, och dels genom provgropsgrävning med grävmaskin i jordmassor runt om berget. Provgroparnas ungefärliga läge redovisas i en situationsplan, se **bilaga 1**.

Markytan inom det undersökta området utgörs dels av tunna jordlager bevuxna med träd, buskar och gräs uppe på berget, och dels av mulljord, träflis och gräs på ytorna runt berget. Det var även en del skräp och trädgårdsavfall på nordvästra delen av området vid provtagningstillfället. Foton av området och provgropar visas i **figur 4**.

Prover inom bergsområdet uttogs som samlingsprov på yttlig jord (0-0,2 m) i provpunkterna Sp 1601-1615. Jordprover runt om berget utfördes genom grävning ner till mellan 0,85 och 2,7 meters djup och avslutades i vad som bedömdes vara naturligt avsatt material alternativt vid stopp mot förmodat berg (Pg 1616-1623). Två provgropar (Pg 1624-1625) utfördes enbart i syfte att om möjligt avgränsa ett område med fyllnadsmassor och grävdes därför enbart till ca 1,5 m djup. Prover har tagits ut som representativa samlingsprover för jordlager i respektive provpunkt.

Jordlagret i provpunkterna runt om berget består främst av mulljord med rikligt med rötter, sten, sand och lera (torrskorpekaraktär). I Pg 1622-1625 bestod jordlagren av fyllnadsmassor som huvudsakligen utgjordes av rivningsrester (tegel, metall och betongbitar) över berg eller lera.

Djup till bergöveryta uppe på berget var ca 0,2 till >0,5 m i de gropar som grävdes för hand. Fyllnadsmassornas mäktighet i de maskingrävda groparna varierade mellan 0,5 och 2,5 m. Fyllnadsmassor noterades dock inte i alla gropar.

⁶ Avfall Sverige rapport 2007:01.

⁷ Fastighetskontoret Göteborgs stad, Översiktlig miljöteknisk markundersökning, Guldhedsgatan, del av Guldheden 754:4207-01-05.Sweco Unr 1312263.000



Figur 4. Foton från det undersökta området. Det översta fotot till vänster visar området uppe på berget och det till höger visar området nedanför berget. Nederst till vänster syns mulljord i en handgrävd grop och till höger fyllnadsmassor i en maskingrävd grop.

Fältmätningar: Samtliga ytliga jordprover från området uppe på berget samt ett antal av de ytliga (0 -0,5 m) proverna från övriga provgropar kontrollerades med avseende på metallinnehåll med hjälp av ett XRF-instrument.

Totalt utfördes mätningar på 21 jordprover. Av dessa uppvisade 20 blyhalter över KM men under MKM. En statistisk sammanställning av mätresultaten finns, jämte resultaten av laboratorieanalyserna, i **tabell 1** nedan. Observera att XRF-resultat enbart skall ses som indikativa och inte som absoluta halter. Vidare kan XRF-instrumentet ge missvisande låga halter om andelen organiskt material i proverna är hög.

Laboratorieanalyser: 22 st jordprov valdes ut för analys på laboratorium. Urvalet baserades på resultatet från XRF-mätningen (proverna med de högsta mätvärdena analyserades) samt i syfte att erhålla geografisk spridning över undersökningsområdet. Jordprover uttagna uppe på berget analyserades m a p innehåll av metaller och PAH och

jordprover uttagna runtom berget analyserades m a p innehåll av metaller, BTEX, alifater och aromater och PAH. Sex prover analyserades även m a p innehåll av organiskt material (glödförlust och beräknad TOC).

I sju av de 22 analyserade jordproverna påvisas halter under KM. I 14 prover påvisas halter mellan KM och MKM (PAH, bly, kvicksilver, arsenik och zink). I ett prov (Sp 1612) påvisas halter av PAH över MKM, men under de rekommenderade haltgränserna för FA. Samtliga övriga analyserade parametrar uppvisade låga halter alternativt halter under rapporteringsgränsen.

Andelen organiskt material i jordproverna uppe på berget varierade mellan 17 och 35 % och för proverna tagna runt om berget mellan 3,1 och 5,2 %. De generella riktvärdena är beräknade för jordar med TOC mellan 2 och 4 %.

Erhållna XRF-resultat och en analyssammanställning redovisas i **bilaga 2** och en statistisk sammanställning av ämnen som påvisats i halter över KM visas i **tabell 1** nedan. Bly redovisas med och utan XRF-resultaten.

Tabell 1. Statistisk sammanställning av analysresultat från samtliga prover och djup avseende ämnen som påvisats i halter högre än KM. Bly redovisas med och utan resultaten från XRF-mätningen. Halter i mg/kg TS.

Ämne	Antal prover	Medel	Max	Min	KM
Arsenik*	22	3,6	11	1	10
Bly	22	77	260	3,2	50
Bly inkl XRF	22+21	65	260	24	50
Kvicksilver	22	0,17	0,66	0,02	0,25
Zink*	22	96	350	20	250
PAH-M	22	3,6	37	0,13	3,5
PAH-H	22	4,1	33	0,23	1

*endast en analys/prov påvisar halt över KM.

4 Urval av ämnen för beräkning av platsspecifika riktvärden

Nedan följer en enkel beskrivning avseende vilka risker som bedöms kunna vara beaktansvärda för de ämnen som påträffats i halter över Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM. Utifrån detta görs en bedömning avseende vilka ämnen som kommer att omfattas av beräkning av platsspecifika riktvärden för aktuellt område.

4.1 Arsenik och zink

Arsenik och zink har påvisats i halter högre än KM i två prov från ytliga jordlager (ett per parameter). Övriga analyserade prov påvisar halter lägre än KM för både arsenik och zink och medelhalterna blir för dem båda mycket lägre än KM.

Styrande för Naturvårdsverkets KM-riktvärde för arsenik är *intag av dricksvatten* och något dricksvattenuttag kommer ej ske inom eller intill aktuellt område. Uppmätt maxhalt (11 mg/kg TS) är lägre än de s k envägs-koncentrationerna (se nedan) för samtliga exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden.

7(26)

Maxhalten är ungefär en tiopotens lägre än den halt som bedöms kunna ge akuttoxiska effekter (100 mg/kg TS). Jordlagrens innehåll av arsenik bedöms inte utgöra en risk, varför platsspecifika riktvärden inte kommer att beräknas för detta ämne.

Styrande för Naturvårdsverkets KM-riktvärde för zink är *skydd av markmiljö*. Riktvärdet för hälsa är ungefär en tiopotens högre än det generella, dvs 2 500 mg/kg TS och styrs av "intag av växter". För zink finns ingen uttalad akuttoxisk halt och zink är ett sk essentiellt ämne, vilket innebär att kroppens celler behöver en viss mängd zink per dag för att fungera tillfredsställande. Intag av jord med zinkhalter i nivå med påvisad maxhalt bedöms därför ej innebära en oacceptabel risk.

Med anledning därav kommer dessa ämnen ej diskuteras vidare i riskbedömningen och inga platsspecifika riktvärden tas fram.

4.2 Bly, kvicksilver, PAH-M och PAH-H

För ämnena bly, kvicksilver, PAH-M och PAH-H har halter över KM påvisats i mer än ett enstaka prov varför dessa ämnen kommer att diskuteras vidare i riskbedömningen nedan. En kortare redovisning avseende aktuella ämnens egenskaper redovisas i **bilaga 3**.

5 Riskbedömning

5.1 Allmänt

För att en risk skall kunna bedömas måste det finnas ett objekt som skall skyddas. För att risk skall föreligga måste det dessutom finnas en potentiell farlighet (exempelvis ett giftigt ämne) som skyddsobjektet kan utsättas för och en möjlig exponeringsväg. Saknas någon av dessa förutsättningar så föreligger ingen risk. Risken blir exempelvis mycket liten för ett ämne med låg farlighet, även om skyddsobjektet kan komma i kontakt med ämnet. På samma sätt blir risken liten om sannolikheten för exponering för ämnet är mycket låg.

I en riskbedömning tas bl. a hänsyn till aktuell föroreningsituation, exponerings- och spridningsförutsättningar samt planerad markanvändning. Förutom risker som sammanhänger med markanvändningen inom och i närheten av det förorenade området, kan även risker föreligga på större avstånd från detta område, t ex nedströms i en recipient, vilken kan påverkas av det förorenade området.

Risker vid (nuvarande och) planerad framtida markanvändning har bedömts. Tidsperspektivet för riskbedömningen är 50-150 år, d v s den period man kan förvänta att området kommer att nyttjas i enlighet med planerad markanvändning.

Enligt ovan har det konstaterats att föroreningar i förhöjda halter förekommer inom området och människor kommer på olika sätt kunna exponeras för dessa vid framtida (och nuvarande) markanvändning. Riskbedömningen avser den delen av området som utgörs av naturmark och avses nyttjas som lek/rekreatiomsområde.

5.2 Metodik

Det finns många olika sätt att bedöma risker förknippade med förekomst av föroreningar i marken. Några av dessa beskrivs nedan.

Ett vanligt sätt är att jämföra uppmätta halter mot Naturvårdsverkets generella riktvärden. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark är framtagna för att användas i samband med enkla riskbedömningar av förorenade områden. Riktvärdena gäller för hela landet och har beräknats för att kunna appliceras på ett stort antal objekt. Riktvärdena anger vilka föroreningsnivåer som kan accepteras i jord för respektive ämne utan att oacceptabla risker för negativa effekter föreligger hos de människor som vistas inom ett förorenat område och på olika sätt exponeras för aktuell förorening.

Enligt samma metodik och med samma beräkningsmodell som Naturvårdsverket nyttjar för framtagande av de generella riktvärdena kan beräkning av platsspecifika riktvärden utföras. De indata som används vid beräkningarna anpassas då till platsspecifika förutsättningar. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden kan de hälsobaserade värdena många gånger bli mycket höga, om någon/några exponeringsvägar inte är aktuella och därmed inte ingått i beräkningen. De hälsobaserade värdena blir även höga om det antal exponeringsdagar som bedöms vara aktuella för den platsspecifika beräkningen är betydligt färre än vad Naturvårdsverket använt i sin generella modell.

Vidare kan risker bedömas genom att jämföra påvisade halter med bakgrundshalterna i området. I definitionen av ett förorenat område ställs den faktiska föroreningssituationen mot lokala alternativt regionala bakgrundshalter. Ett markområde där föroreningshalterna ligger i nivå med bakgrundshalterna klassas enligt Naturvårdsverkets definition⁸ inte som förorenat.

Ytterligare ett sätt att bedöma riskerna är att utgå från vilken dos av ett ämne som kan accepteras utan risk för negativa hälsoeffekter exempelvis per kilo kroppsvikt och dygn. Därefter beräknas vilken dos som det förorenade området riskerar att tillföra. Detta förfarande är vanligt i s k miljömedicinska riskbedömningar och ger ofta, men inte alltid, en något högre acceptabel halt än Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Nedan diskuteras eventuella risker med påträffade föroreningar ur de två förstnämnda perspektiven enligt ovan. Någon miljömedicinsk riskbedömning har inte utförts inom ramen för detta uppdrag.

⁸ Naturvårdsverkets generella riktlinjer för förorenad mark, Rapport 5976, rev 1 juli 2016 med nya riktvärden för vissa ämnen.

5.3 Platsspecifik hälsoriskbedömning med Naturvårdsverkets modell

5.3.1 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

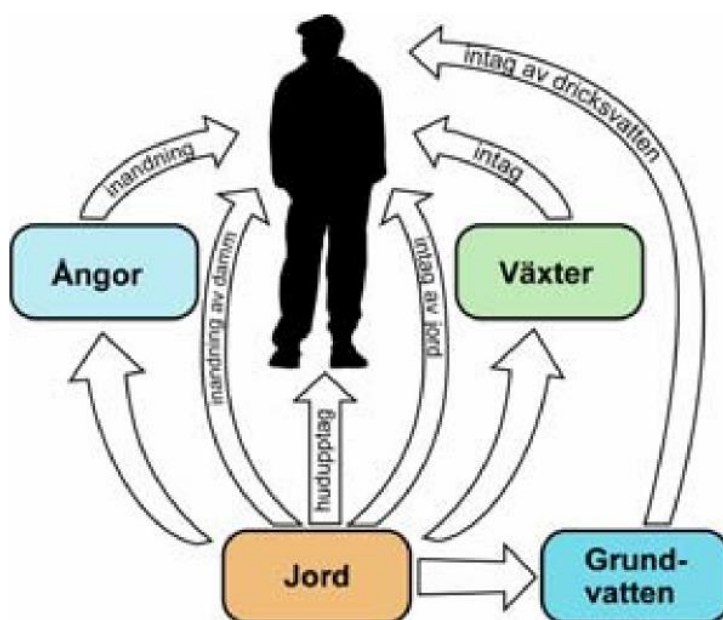
Vid beräkningen av riktvärden tas hänsyn till ett antal skyddsobjekt och flera olika exponeringsvägar för såväl människa som miljö.

Följande skyddsobjekt beaktas vid framtagande av de generella riktvärdena; *människor* i aktuellt fall främst barn som vistas inom området, *markmiljön*, *grundvattnet* samt *ytvatten*.

Eftersom föreliggande riskbedömning avser att utreda vilka eventuella risker det kan innebära att nyttja aktuell naturmark som lek/rekreatiomsområde har enbart risker avseende hälsa beaktats. På grund av detta har skyddsobjektet markmiljö strukits i samband med beräkningar av platsspecifika riktvärden, och jämförelser vid t ex bedömning av åtgärdsbehov har enbart gjorts med hälsobaserade riktvärden.

I **figur 5** visas de hälsobaserade exponeringsvägar som ingår i modellen inom ett KM-område, där skyddsvärdet är stort. Med ett KM-område (*känslig markanvändning*) avses exempelvis bostadsområden och förskolor.

I denna platsspecifika bedömning förutsätts exponeringsantagandena för KM ligga till grund för beräkningarna. I den generella modellen görs ett stort antal antaganden avseende olika exponeringsvägar. Flera av dessa antaganden har i den platsspecifika modellen anpassats till de förhållanden som bedöms komma att råda inom området när vid framtida markanvändning (förskoleverksamhet och bostäder).



Figur 5. Exponeringsvägar enligt NV's modell avseende ett KM-område, från NV 5976.

5.3.2 Platsspecifika exponeringsförutsättningar

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden har en av de exponeringsvägar som redovisas i **figur 5** strukits: *intag av dricksvatten*, vilket ej är relevant eftersom inget vattenuttag kommer att ske inom området och närområdet försörjs med kommunalt dricksvatten (se **kapitel 2.2**).

Människor som vistas inom området kan exponeras för föroreningar genom intag av jord, intag av växter (t ex vilda bär som växer inom området), genom hudkontakt samt genom inandning av damm och ångor (se nedanför mer detaljerande antaganden).

Exponeringsvägar som är aktuella inom lek/rekreatiomsområdet:

Intag av jord:

- Vid ett KM-antagande anges ett möjligt intag av 120 mg/jord per dag, vilket sannolikt är ett väl konservativt antagande i aktuellt fall. Vistelsetiden kommer sannolikt vara mindre än vid ett generellt KM-antagande (se nedan) och förekomsten av bar/obevuxen jord, vilket är en förutsättning för att exponeringsvägen ska vara aktuell, är mycket begränsad.

Det är främst barn under 2- 3 år som aktivt stoppar jord i munnen och med ledning av området karaktär med berg, ojämnt underlag, träd och buskar bedöms det ej som sannolikt att barn i den åldern rör sig med någon nämnvärd regelbundenhet inom aktuellt lek/rekreatiomsområde. De barn som bedöms komma att vistas där är barn som är tillräckligt stora för att kunna klättra omkring någotsånär på egen hand (barn mellan 3 och 5 år), vilket innebär en mindre risk för okontrollerat intag av jord. Exponeringsantagandet för intag av jord på 120 mg/dag kommer att kvarstå vid beräkningarna.

- Vidare antas i Naturvårdsverkets modell en biotillgänglighet på 100 %, vilket innebär att hela mängden förorening som intagits oralt dessutom kommer att tas upp av kroppen och orsaka skada. Antagandet är i många fall väl tilltaget. Biotillgängligheten varierar mellan olika ämnen, dess kemiska sammansättning, i vilken form de förekommer samt jordens egenskaper. Detta innebär att det är mycket svårt att generalisera en biotillgänglighetsfaktor. Upptag i mag-tarmkanalen med avseende på olika blyföroreningar har i djurstudier visats sig ligga inom ett spann på mellan mindre än 6 % och mer än 90%⁹.

Intag av växter:

- Föroreningar kan spridas till, och i vissa fall tas upp av, frukt/bär och grönsaker som odlas inom ett förorenat område. Exponeringsvägen intag av växter/grödor kvarstår på grund av att det inte kan uteslutas att ett visst intag av främst bär, t ex blåbär och lingon, som växer inom området kommer ske. I modellen antas ett intag av växter på 0,25 kg respektive 0,4 kg per dag för barn och vuxna samt att

⁹ Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborg och Stockholms stad, 2009-06-17. Sweco Environment AB, Unr: 1155277.000

10 % av intaget kommer från växter odlade på platsen (avser i första hand en villaträdgård). I aktuella beräkningar har antagits att 0,5 % av det årliga intaget kommer från växter/bär som växer inom området.

Hudkontakt och inandning av damm:

- En del av det aktuella området utgörs av berghällar och övriga delar är bevuxna, vilket begränsar de ytor där exponering via damning och hudkontakt är möjlig. Under delar av året kommer ytan vara våt av nederbörd eller täckt av snö vilket ytterligare begränsar risk för damning och direkt kontakt.
- Inga ändringar i exponeringsantagandena avseende inandning av damm eller hudkontakt kommer dock göras vid beräkningarna.

Inandning av ånga:

- Naturvårdsverket har för det generella riktvärdet antagit en inomhusvistelse på 100 %. Föreliggande riskbedömning avser naturmark (utan byggnader) vilken planeras nyttjas för rekreation/lek. Eventuella ångor som bildas på grund av föroreningar i marken kommer att spädas ut mycket kraftigt i omgivande luft. Exponeringsvägen kvarstår men andelen inomhusvistelse har antagits vara 0 %.

En justering av de **exponeringstider** som antas i den generella beräkningsmodellen har också bedömts vara tänkbar att göra på aktuell plats. Naturvårdsverket har vid beräkning av de generella riktvärdena för KM antagit att människor skall kunna vistas på platsen dygnet runt 365 dagar om året under en hel livstid (80 år). I ett lek/rekreatiions-område som det aktuella bedöms den faktiska vistelsetiden vara kortare jämfört med det generella antagandet för KM-områden. Sannolikt sker inte exponering mer än ca 5 dagar i veckan under 50 veckor om året, vilket skulle motsvara en vistelse på ca 250 dagar/år. I beräkningarna nedan tas riktvärden fram för vistelsetiden 365 dagar om året och som jämförelse tas även riktvärden för den kortare exponeringstiden (250 dagar) fram.

Naturvårdsverkets (NVs) generella riktvärde är beräknade för jordar med ett **organiskt innehåll** på 2 %. Beräkningsmodellen är anpassad för en organisk halt (TOC) på max 15 %. Torvjordar, som dominerar inom det nu aktuella undersökningsområdet, har en mycket högre organisk halt. Medelhalten TOC i de prov på torvjord som analyserats med avseende på denna parameter var 26 %. TOC-halten har därför i beräkningsmodellen justerats från 2 % till 15 %.

I **tabell 2** nedan sammanfattas de platsspecifika antaganden som gjorts vid beräkning av riktvärden för lek/rekreatiionsområdet.

Tabell 2. Sammanställning av platsspecifika respektive generella KM-antaganden vid beräkning av hälsoriktvärden.

Exponeringsväg	Platsspecifika antaganden för Lek/rekreatiomsområde	Generella antaganden (KM)
Intag av dricksvatten	Exponeringsvägen ingår ej	Exponeringsvägen ingår
Inandning av ånga	0 % inomhusvistelse	100 % inomhusvistelse
Intag av växter**	0,5 %	10 %
Vistelsetid	365/250* dgr	365 dgr
Organisk halt i jord	15 %	2 %

* Den kortare vistelsetiden påverkar riktvärdesberäkningarna för inandning av damm och ånga samt intag av jord.

** Avser andel växter (av den totala konsumtionen) som odlats/vuxit i det förorenade området

5.3.3 Beräkning av platsspecifika riktvärden för hälsa

Enligt ovan beräknas platsspecifika riktvärden utifrån de exponeringsantaganden som gjorts för aktuellt område. Beräkningen utförs med hjälp av NVs beräkningsmodell¹⁰. I de uttagsrapporter som erhålls från programmet framgår vilka antaganden som har gjorts och hur de skiljer sig från de generella antagandena, se **tabell 2** och **bilaga 5**.

Utifrån ovan redovisade exponeringsantaganden beräknas platsspecifika hälsoriktvärden. Platsspecifika riktvärden har beräknats för vistelsetiden 365 dagar om året, vilket sammanfaller med antagandet vid beräkning av de generella riktvärdena, samt som jämförelse för vistelsetiden 250 dagar om året, vilket bedöms kunna vara en mer trolig vistelsetid inom ett lek/rekreatiomsområde. Beräknade riktvärden redovisas i **tabell 3**.

Tabell 3. Platsspecifika hälsoriktvärden för jord inom lek/rekreatiomsområdet intill Guldhedsgatan. Halter i mg/kg TS.

Marktypområde Ämne	Lek/ rekreatiomsområde		Exponeringsväg styrande för riktvärdet
	365 dgr	250 dgr	
Bly	80	120	Intag av jord
Kvicksilver	3,9	5,1	Intag av jord
PAH-M	110	140	Inandning av damm
PAH-H	3,4	4,3	Intag av jord

¹⁰ Naturvårdsverkets beräkningsmodell version 2.01

I **bilaga 5** redovisas de detaljerade beräkningsresultatet för de framräknade riktvärdena.

Observera att dessa riktvärden för jord inte är att likställa med mätbara åtgärds mål för området. Riktvärdesberäkningen är en del av riskbedömningen och är avsedd att utgöra underlag för bestämning av mätbara åtgärds mål.

5.4 Representativ halt

Den representativa halten är enligt Naturvårdsverket¹¹ den halt som bäst representerar risksituationen i kontakt- och spridningsmedier (i aktuellt fall jord) inom området utan att risken underskattas. I en riskbedömning jämförs den representativa halten med ett generellt eller platsspecifikt riktvärde för att bedöma om en risk är acceptabel eller inte.

För att kunna ta fram en representativ halt med tillräcklig säkerhetsmarginal krävs att ett område är någorlunda homogent ur förorenings synpunkt. I annat fall bör data från undersökningsområdet delas upp i delområden eller egenskapsområden. I aktuellt fall är det i huvudsak samma typ av markförhållanden, tunna lager med mulljord på berg, inom hela området. Ställvis förekomst av fyllnadsmassor har dock noterats, men det är inte dessa som uppvisar förhöjda föroreningshalter. Vidare finns inga delområden med högre eller lägre föroreningsgrad (undantaget PAH, se nedan). Uttagna jordprov har samma support (provtagningskala, dvs den volym jord som provet representerar) och provtagen jord har en låg variabilitet (dvs. den provtagna jordens egenskaper samt dess föroreningsinnehåll har liten variation).

Ovan bedöms gälla trots att det i ett analyserat prov, uttaget på ytlig mulljord, påvisats extremvärden avseende PAH. De förhöjda halterna i det jordprovet bedöms vara en punktförorening som ej är representativ för området.

Vidare bedöms enbart de prov som avser ytjord (0 till 0,5 m) vara intressanta att titta på. Noteras bör också att den generella mäktigheten avseende jord inom området vanligen är under 0,5 m. Det är ytjorden som det finns risk att komma i kontakt med vid lek/rekreation. Från de analysresultat som erhållits från jordprov i fyllnadsmassorna i anslutning till bergknallen/naturområdet har enbart de tagna på ytjord nyttjats vid beräkning av representativ halt. Beräkningar med samtliga analysresultat redovisas i **tabell 1** ovan.

När det gäller ämnen som inte är akuttoxiska så bedöms någon typ av medelhalt vara lämplig att nyttja vid bedömning av risker. En statistisk bearbetning av uppmätta halter (för bly med och utan XRF-resultat) för aktuella ämnen har utförts och data över populationen har tagits fram, t ex den aritmetiska medelhalten och medianen. I **tabell 4** nedan redovisas statistiska data för analyser av ytjordsprover från aktuellt område.

Då egenskapsområdet har låg variabilitet har den aritmetiska medelhalten för resultaten från laboratorieanalyserna bedömts vara en representativ halt med avseende på områdets föroreningsbelastning. Detta gäller alla ämnen som omfattats av hälsoriskbedömningen.

¹¹ Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord, Naturvårdsverket rapport 5932, 2009

Vad gäller bly bedöms medelhalten exkl. XRF-mätningarna vara mest representativ. Syftet med att välja medelhalten för de värden där XRF-mätningarna inte var inkluderade är att analyserad mulljord innehåller relativt hög andel organiskt material, vilket kan påverka XRF-resultatet och ge missvisande låga halter. Detta kan i sin tur leda till att riskerna underskattas.

Tabell 4. Statistisk sammanställning av analysresultat från ytjorden (0-0,5 m) inom undersökningsområdet, för bly med och utan resultaten från XRF-mätningen. Halter i mg/kg TS.

Ämne	Antal	Medel*	Median*	Representativ halt	Max	Min	KM
Bly	14	112	115	112	260	24	50
Bly inkl XRF	14+21	102	107		260	24	50
Kvicksilver	14	0,2	0,18	0,2	0,38	0,06	0,25
PAH-M	14	4,7/2,2**	2	2,2	37/6,4**	0,22	3,5
PAH-H	14	5,3/3,2**	2,6	3,2	33/7,7**	0,43	1

* Aritmetiska medel- och medianhalter **halter beräknade / angivna utan "extremvärden".

5.5 Jämförelse mellan uppmätta föroreningshalter och platsspecifika riktvärden

Nedan görs jämförelser mellan uppmätta föroreningshalter (bedömd representativ halt) och beräknade platsspecifika riktvärden (PSRV). Beräknade och uppmätta halter har sammanställts i **tabell 5** nedan.

Tabell 5. Sammanställning av uppmätta halter (representativ halt), platsspecifika riktvärden, PSRV (365 och 250 dgr vistelsetid) samt generella riktvärden för KM.

Ämne	Representativ halt	PSRV/365	PSRV/250	KM
Bly	112	80	120	50
Kvicksilver	0,2	3,9	5,1	0,25
PAH-M	4,7/2,2*	110	140	3,5
PAH-H	5,3/3,2*	3,4	4,3	1

* Medelhalt beräknad utan uppmätta extremvärden.

5.5.1 Bly

Bly har påvisats i halter högre än KM i 10 av de 14 analyserade proven på ytjord. För bly är medelhalten inom området högre än KM.

Styrande exponeringsväg för såväl det generella som platsspecifika riktvärdet är *intag av jord*. Det platsspecifika riktvärdet (365 dgr) beräknades till 80 mg/kg och medelhalten för bly i ytjorden är högre än det. Görs jämförelsen istället med riktvärdet för den kortare vistelsetiden, 250 dagar, är beräknad medelhalt lägre. Uppmätt maxhalt är högre än

samtliga jämförvärden. Någon halt för akuttoxicitet har ej tagits fram för bly, men Naturvårdsverket har tagit fram en halt för korttidsvistelse som ligger på 600 mg/kg TS, vilket är mer än dubbelt så högt som uppmätt maxhalt.

Förekomsten av bly i ytjorden kan utifrån en generell och platsspecifik, något striktare, bedömning med en vistelsetid på 365 dagar om året inom lek/rekreatjonsområdet, innebära en oacceptabel risk. Bedöms risken däremot platsspecifikt utifrån den kortare (och kanske mer realistiska) vistelsetiden innebär påvisade halter en acceptabel risk.

5.5.2 Kvicksilver

Kvicksilver har påvisats i halter högre än KM i 4 av de 14 analyserade proven på ytjord. Medelhalten inom området är lägre än såväl riktvärdet för KM som beräknade platsspecifika riktvärden.

Styrande för det generella riktvärdet för KM är exponeringsvägen *inandning av ångor*, en exponeringsväg som vid uppmätta halter bedöms innebära försumbar risk i en utomhusmiljö pga av den mycket stora utspädningen.

Styrande exponeringsväg för det platsspecifika riktvärdet är *intag av jord* där halten beräknades till 3,9 respektive 5,1 mg/kg TS beroende på antalet exponeringsdagar (365/250). Såväl påvisad maxhalt som medelhalt är mycket lägre än båda dessa värden.

Med anledning därav bedöms förekomsten av kvicksilver ej utgöra en oacceptabel risk.

5.5.3 PAH-M

Ämnesgruppen medeltunga polyaromatiska kolväten (PAH-M) har påvisat i halter högre än KM i fyra av de 14 analyserade proven på ytjord. I ett av dessa prov, bestående av yttlig mulljord, påvisades en halt över MKM (37 mg/ kg TS). Om denna halt inkluderas i beräkningen av medelhalter är medelhalten av PAH-M inom området högre än KM. Detta värde bedöms dock ej vara representativt för området som helhet och en medelhalt beräknad utan detta "extremvärde" blir lägre än KM.

Styrande för det generella riktvärdet för PAH-M är exponeringsvägen *inandning av ångor*, en exponeringsväg som vid uppmätta halter bedöms innebära försumbara risker i en utomhusmiljö pga av den mycket stora utspädningen.

Styrande exponeringsväg för det platsspecifika riktvärdet är *inandning av damm* och riktvärdet beräknades till 110 resp 140 mg/kg, beroende på antalet exponeringsdagar (365/250). Såväl påvisad maxhalt som medelhalterna är mycket lägre än dessa värden.

Med anledning därav bedöms förekomsten av PAH-M ej utgöra en oacceptabel risk.

5.5.4 PAH-H

Ämnesgruppen tunga polyaromatiska kolväten (PAH-H) har påvisats i halter högre än KM i 12 av de 14 analyserade proven på ytjord. I ett av de 12 proven påvisades en halt över MKM (33 mg/ kg TS). Detta extremvärde bedöms dock ej vara representativt för området. Medelhalter både med och utan extremvärdet är högre än KM.

16(26)

RAPPORT
2018-03-08

GULDHEDSGATAN, GÖTEBORG

Styrande exponeringsväg för det generella riktvärdet är intag av växter. På den aktuella platsen bedöms denna exponeringsväg vara av mindre betydelse då ingen odling sker eller planeras ske på platsen och det växer sparsamt med ätliga växter (bär) inom området. Detta avspeglas i de platsspecifika beräkningsantagandena.

Styrande exponeringsväg för de platsspecifika riktvärdena är *intag av jord* och riktvärdet beräknades till 3,4 respektive 4,3 mg/kg beroende på antalet exponeringsdagar (365/250). Beräknad medelhalt inklusive extremvärdet var högre än de båda platsspecifika riktvärdena, men medelhalten exklusive extremvärdet var lägre. Uppmätt maxhalt är högre än samtliga jämförvärden. Någon halt för akuttoxicitet har ej tagits fram för PAH-H, men Naturvårdsverket har tagit fram en halt för korttidsvistelse som ligger på 300 mg/kg TS, dvs ca 10 ggr uppmätt maxhalt.

Förekomsten av PAH-H i ytjorden utgör vid nyttjande av medelhalter som beräknats inklusive påvisat extremvärde en oacceptabel risk, men vid nyttjande av medelhalten exklusive extremvärdet är risken acceptabel.

5.6 Hälsoriskbedömning genom jämförelse med bakgrundsbelastningen

Ett antal kartläggningar av påverkan från föroreningar i stadsmiljöer har utförts. SGU lät utföra en stor kartläggning runt millenniumskiftet. I en av delrapporterna¹² till den kartläggningen redovisas geokemiska förhållanden i Göteborg, vilket beskriver bakgrundsbelastningen av föroreningar.

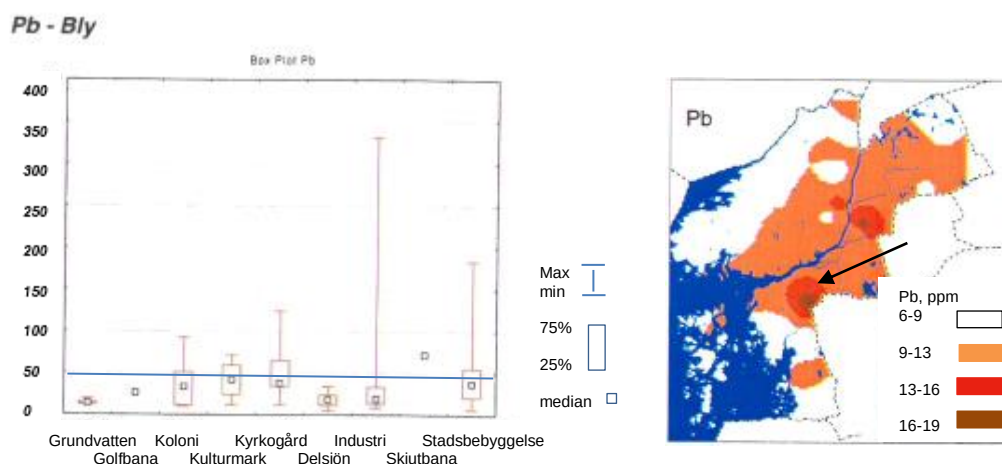
I SGUs rapport redovisas resultat från undersökningar av ett flertal provtagningsmedia och föroreningar bl a med avseende på bly. Av de prover som togs i stadsmiljö (ej industriområden) varierar halten bly i ytprover (0-0,2 m) mellan dryga 10¹³ mg/kg till nästan 190¹⁴ mg/kg med 95-percentilen på 106 mg/kg. Blyhalterna varierar beroende på i vilken miljö de tas ut, se boxplot i **figur 6**, där den statistiska fördelningen i ytprover visas.

Inom vissa marktyper är bakgrundshalterna högre än KM, exempelvis inom stadsbebyggelse, kulturmark och kyrkogårdar. För de två sistnämnda marktypområdena bedöms detta bero på förekomst av grönytor, inom vilka jordmaterialet innehåller en högre andel organiskt material som metallerna kan bindas till.

¹² J&W och SGU, Göteborgsprojektet, geokemi i Göteborgs kommun 2000, kartor över tungmetaller och organiska miljögifter. Januari 2001.

¹³ 10 percentilen, ett statistiskt mått som anger att 10 procent av mätningarna är lägre än detta värde.

¹⁴ 99 percentilen, se fotnot ovan. Maxhalten i undersökningen var dryga 330 mg/kg.



Figur 6. Till vänster en Boxplot över uppmätta blyhalter i ytprover i olika marktyper inom Göteborg. Gränsen för KM är markerad med blå linje. Till höger fördelning i prover från husmossa, vilket ger en indikation på var det är hög luftdeposition. Ungefärligt läge för undersökningsområdet vid Guldhedsgatan är markerat med svart pil. Källa J&W/SGU¹⁵.

Enligt rapporten är belastningen av bly i husmossa, vilket är en metodik för att mäta storleken på luftdepositionen, hög inom stora delar av Göteborg och ännu något större i vissa delområden bl a precis i kanten av aktuellt undersökningsområde, se **figur 6**. Luftdepositionen av bly har minskat betydligt efter det att bly förbjöds som tillsats i bensin. Större delen av de metaller som genom åren släppts ut i luften finns dock fortfarande kvar i marken där de fallit ned framförallt inom naturmark eftersom ingen antropogen aktivitet (schakt, gräsklippning mm) utförts där.

Sweco har vid undersökningar av ett flertal liknande trädbevuxna bergs- och naturmarksområden i Göteborgsregionen påvisat förhöjda halter av främst bly och PAH-H. Inom ett liknande område i Högsbo¹⁶, där ett naturmarksområde skulle nyttjas som lekområde, påvisades bly i medelhalt på 77 mg/kg och en maxhalt på 130 mg/kg.

I ett skogsområde i Mölndal¹⁷, där bostadsområdet avsågs utvidgas, gjordes en undersökning som påvisade medelhalter för bly på 81 mg/kg och maxhalt på 140 mg/kg. För PAH-H påvisades medelhalt på 4,2 mg/kg och maxhalt på 10 mg/kg TS. Inom ett annat område¹⁸ i Mölndal där ett bergs/naturmarksområde skulle bebyggas påvisades bly i så höga medelhalter som 219 mg/kg och med en maxhalt på 380 mg/kg. Halterna av

¹⁵ J&W och SGU, Göteborgsprojektet, geokemi i Göteborgs kommun 2000, kartor över tungmetaller och organiska miljögifter. Januari 2001.

¹⁶ Varholmsgatan, Kompletterande miljöteknisk markundersökning och riskbedömning, 160929, Sweco Environment AB Unr 1312253.

¹⁷ Esbjörn Schillers gata, Mölndals kommun, Anmälan enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899) avseende markarbeten i förorenade massor, 170207, Sweco Environment AB, Unr 1312317.

¹⁸ Översiktlig miljöteknisk markundersökning vid Kvarnbyvallen, Tribunen, 151126, Sweco Environment AB, Unr 1312137

PAH-H i samma område var lägre med medelhalt på 0,63 mg/kg och en maxhalt på 1,7 mg/kg.

Bakgrundshalter¹⁹ i naturmark (skog) liknande den nu aktuella ligger i Ale kommun inom intervallet 26 - 240 mg/kg TS, med en medelhalt på 136 mg/kg TS.

Inom aktuellt undersökningsområde har blyhalter mellan 24 och 260 mg/kg påvisats i den ytliga mulljorden med den aritmetiska medelhalten på 112 mg/kg, något som jämfört med bakgrundsbelastningen inom naturmark och stadsbebyggelse i Göteborgsområdet bedöms kunna vara en relativt normal blybelastning, om än i den högre delen av skalan.

Gemensamt för de områden som beskrivits ovan är att jorden utgörs av torv/mulljord med hög organisk halt, området har under lång tid utsatts för luftdeposition och ingen bearbetning av marken skett. Sammantaget bedöms dessa faktorer bidra till att såväl bly som PAH ackumulerats i de ytliga jordlagren.

5.7 Behov av riskreduktion

Utifrån jämförelser mellan påvisade medelhalter för kvicksilver, PAH-H och PAH-M (de senare exklusive extremvärdet) och framtagna platsspecifika riktvärden för respektive ämne skulle riskerna kunna vara acceptabla för de människor som vistas eller kommer att vistas inom området. Något behov av riskreduktion med avseende på dessa ämnen bedöms därför ej föreligga.

Något omedelbart behov av efterbehandlingsåtgärder inom ytan där extremvärdena avseende PAH påvisats bedöms ej föreligga ur ett hälsoperspektiv, främst på grund av att påträffade föroreningar ej är akuttoxiska. Dock kan försiktighetsprincipen och hänsyn till psykosociala aspekter leda till att man trots det bedömer att det kan vara lämpligt att utföra riskreducerande åtgärder.

Vid jämförelse mellan påvisade medelhalter för bly och framtagna platsspecifika riktvärde skulle riskerna vara oacceptabla om jämförelsen görs mot riktvärdet som tagits fram med antagandet om en vistelsetid på 365 dagar om året. Görs däremot jämförelser mot riktvärdet beräknat utifrån den kortare vistelsetiden på 250 dagar är riskerna acceptabla.

Huruvida en naturmark (område för lek/rekreation) ska jämföras med ett KM- område där vistelse ska kunna ske dygnet runt, året runt och livet ut är dock inte helt självklart. Ett tänkbart scenario hade kanske kunnat vara att utgå från de antaganden som görs för ett MKM-område. Där bedöms riskerna utifrån ett scenario som bland annat förutsätter att människor vistas inom området under åtta timmar per dag under 200 dagar om året.

I föreliggande riskbedömning har dock utgångsscenario vid beräkningar och bedömningar varit KM. Detta i syfte att skydda de mest utsatta och känsligaste individerna. Riktvärdesberäkningar har dock gjorts för två olika vistelsetider, vilket har gett två olika resultat. I det ena fallet är riskerna acceptabla och i det andra är de oacceptabla, utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

¹⁹ PM, Provtagning av referensområden söder om Skårdal, Ale kommun", 2012-0903, Sweco Environment AB

Sammantaget bedöms dock aktuellt område vara påverkat av föroreningar och skulle därmed kunna vara i behov av riskreducerande åtgärder.

Föroreningarna är spridda över hela området och om riskreducerande åtgärder ska utföras innebär det att hela området behöver åtgärdas.

5.8 Tänkbara åtgärder

De efterbehandlingsåtgärder som diskuteras nedan har som syfte att reducera de hälsorisker som skulle kunna vara förknippade med den aktuella föroreningssituationen. Noteras bör dock att det, beroende på synsätt vid riskbedömningen, inte är fastställt att behov av riskreduktion föreligger.

Åtgärderna ska dessutom vara tekniskt genomförbara och innebära att området efter åtgärd skall vara säkert ur hälsorisksynpunkt samt gå att nyttja som lek/rekreatiomsområde.

Viktiga faktorer för att vissa typer av efterbehandlingsåtgärder skall vara effektiva, eller i vissa fall alls genomförbara, är områdets topografi och tillgänglighet samt jordens schaktbarhet. Det aktuella området är att betrakta som relativt svårtillgängligt med mycket träd och bergssluttningar.

Jordlagren inom aktuellt område utgörs främst av torv alternativt torvrik mull, vilket begränsar urvalet av lämpliga efterbehandlingsmetoder. Bland annat får jord med ett organiskt innehåll på mer än 5% inte längre deponeras. Organiskt material får istället, grundat på den lagstiftning vi har idag, gå till förbränning. Materialet har också egenskaper som gör att det inte heller lämpar sig för exempelvis jordtvätt.

I riskbedömningen konstaterades att det är främst bly, men även PAH, som dominerar riskbilden. Destruktionsmetoder, d v s efterbehandlingsmetoder som bygger på att föroreningen förstörs eller bryts ner till harmlösa ämnen, kan inte tillämpas på bly, eftersom det är ett grundämne och därför inte går att destruera.

Nedan presenteras ett antal möjliga åtgärdsalternativ för bly och PAH. Den enda möjligheten att **helt** eliminera de risker som finns förknippade med förhöjda halter av bly och PAH i marken är en åtgärd som tar bort källan, dvs jorden inom bergsområdet.

5.8.1 In-situmetoder

In-situmetoder innebär att jorden behandlas på plats utan föregående urschaktning. Det finns ett antal olika in-situmetoder som skulle kunna vara aktuella för bly och PAH. Exempel på en sådan metod är fytosanering, där föroreningar tas upp av speciella växter som sedan avlägsnas från området. Det finns också sk stabiliseringsmetoder, som leder till att föroreningarna kvarlämnas med binds hårdare till jordmaterialet. Ett sådant förfarande minskar spridningsriskerna, men har tveksam effekt på de hälsoriskbaserade exponeringsvägarna.

Eftersom jorden på denna plats är trädbevuxen, har olika förutsättningar map mäktighet, samt till största delen ligger i mindre, ej sammanhängande svackor i terrängen (se **figur 7**

bedöms dock in-situmetoder vara opraktiska att genomföra inom aktuellt område. Det är därtill tveksamt om åtgärds målen går att nå med dessa metoder.



Figur 7. Del av området som visar dess karaktär samt hur jord, berg och vegetation är fördelad inom området.

5.8.2 Övertäckning

Övertäckning innebär att den förorenade jorden täcks över utan föregående urgrävning. Metoden innebär ingen åtgärd av själva föroreningen, utan minskar enbart exponerings- och spridningsriskerna. Täckningsmetoderna innebär att markytan ställvis höjs, vilket kan ha effekt på landskapsbilden. Täckningsalternativ innebär också en stor mängd transporter eftersom massor måste tillföras området.

Om övertäckning väljs som riskreducerande åtgärd är det av stor vikt att täckmassorna har tillräcklig mäktighet och är svårgrävda. Detta eftersom de riskbaserade hälso-riktvärden som tagits fram huvudsakligen styrs av "intag av jord" och syftet därför i första hand är att minska risken för att människor exponeras för kvarlämnade föroreningar.

Det förorenade området består till stor del av trädbevuxna mindre torvfyllda svackor och kalt berg. En täckning med tillräcklig mäktighet bedöms ha en mycket negativ påverkan på befintlig växtlighet och de täckmassor som läggs inom områdets brantare delar riskerar att eroderas bort relativt snabbt. Sannolikt behöver dessutom befintlig vegetation avverkas/röjas i syfte att komma åt och lägga ut täckmassorna vilket i sin tur innebär att

21(26)

hela områdets karaktär förstörs. Övertäckning bedöms därför inte vara ett lämpligt alternativ.



Figur 8. Exempel på hur området kan se ut efter urschaktning, kala hållar med mycket skrapmärken.

5.8.3 Urschaktning

Med urschaktning menas att jorden grävs upp, transporteras bort och behandlas eller deponeras på en mottagningsanläggning. Borttransport av jordmassor innebär omfattande transporter, både inom området och utmed trafikleder. Återfyllning med nytt material, vilket sannolikt är nödvändigt för att skapa en funktionell lek/rekreationsyta, innebär ytterligare transporter.

Området är relativt svårtillgängligt. Att ta sig fram med konventionella gräv- och lastmaskiner bedöms vara omständligt men genomförbart. Det finns dock säkerhetsrisker avseende schakt på branta sluttningar. Vidare bedöms det krävas avverkning/röjning av befintlig växtlighet och det uppkommer sannolikt mycket skrapmärken på berghällarna i samband med schakt eftersom i princip alla massor måste bort, se exempel i **figur 8**. Om alternativet med återfyllning med nytt material nyttjas bedöms risken för erosion vara stor speciellt eftersom det inte längre finns vegetation kvar vars rötter binder jorden. Vidare bedöms möjligheterna för återplantering av träd och buskar någon större storlek som liten

eftersom det är svårt att få dem att stå kvar och att inte torka ut. Om återplantering sker med små plantor kommer det ta minst ett decennium innan området någotsånär återfått något av sin ursprungliga karaktär. Väljs alternativet med urschaktning utan återfyllning bedöms området ej längre vara attraktivt att nyttja för lek/rekreation.

Metoden kommer att uppfylla kraven på riskreduktion och avlägsnande av förorening, men bedöms förstöra områdets naturkaraktär och därför ej vara lämplig som åtgärdsalternativ.

5.8.4 Sugschakt

Urschaktning kan också utföras med hjälp av en specialanpassad sugbil som suger upp den förorenade jorden. Det är en metod som används inom områden där det är svårt att komma fram med konventionella maskiner, ex bland ledningar, under delar av hus och runt skyddsvärda träd. Detta bedöms vara en icke-förstörande metod.

Metodens effektivitet minskar med ökande avstånd från sugbilen då sugkraften minskar varför metoden bedöms vara svår att nyttja över hela området. Efter det att den förorenade jorden sugits bort från skrevor och rötter måste den ersättas med ny jord. Det bedöms bli mycket svårt att bibehålla trädens stabilitet och att blåsa in ny jord i alla de hålrum som bildats mellan rötterna efter sugningen. Vidare kommer den inte vara möjlig att nyttja där det växer mindre buskar och ris, så det kommer att krävas viss återplantering.

Metoden kanske skulle vara möjlig om ovan problem går att överbygga. Den bedöms dock bli mycket dyr och tidskrävande om den ska användas inom ett så stort område som det nu aktuella. I normalfallet nyttjas metoden enbart som komplement till konventionell teknik där det inte finns andra lösningar.

6 Sammanfattande bedömning

De miljötekniska undersökningarna som utförts visar att mulljorden (ytjord) inom det planerade lek/rekreatiomsområdet är påverkad främst av bly och PAH, men i viss mån även av kvicksilver, arsenik och zink. Medelhalterna för kvicksilver, zink och arsenik är dock lägre än KM. Halterna avseende bly ligger mellan 1 – 5 gånger riktvärdet för KM, den aritmetiska medelhalten inom området är 112 mg/kg. För PAH-M ligger halterna från halter i nivå med KM upp till 2 gånger riktvärdet för KM med en medelhalt på 2,2 mg/kg. För PAH-H ligger halterna från halter i nivå med KM upp till 7 gånger riktvärdet för KM med en medelhalt på 3,2 mg/kg.

I en enstaka punkt påvisades såväl PAH-M och PAH-H i mycket avvikande halter, motsvarande 10 respektive 33 gånger riktvärdet för KM. Skulle medelhalterna inkludera dessa extremvärden skulle de istället vara 4,7 respektive 5,3 mg/kg.

Jorden uppvisar enligt metodiken för inventering av förorenade områden en allvarlig påverkan av bly och PAH. Det finns dock ingen information om att det någonsin skulle ha förekommit någon miljöstörande verksamhet inom området. Det finns inte heller synliga tecken på att mulljorden skulle vara förorenad eller att den skulle bestå av förorenade

fyllnadsmassor. Påträffade jordlager inom bergsområdet har bedömts vara naturligt avsatta.

För aktuella föroreningar inom aktuellt område är samtliga exponeringsvägar som ingår i Naturvårdsverkets beräkningsmodell för generella riktvärden aktuella, undantaget intag av dricksvatten. Styrande för de platsspecifika riktvärdena har varit intag av jord i alla fall utom för PAH-M, där inandning av damm blev styrande. Den jord som förekommer inom området är inte bar utan gräsbevuxen med en stor andel buskar och träd, vilket minskar risken för damning samt exponering för den förorenade jorden.

En risk kan definieras på olika vis. Enligt Naturvårdverket finns det risk för negativ påverkan på människa och/eller miljö om en halt av ett visst ämne överstiger ett speciellt riktvärde. I den beräkningsmodell som används vid framtagande av riktvärden görs ett stort antal antaganden. Varje antagande innehåller en viss säkerhetsmarginal, eftersom utgångspunkten är att riktvärden ska tas fram enligt försiktighetsprincipen och skydda de mest utsatta individerna. Detta innebär också att branschen vid beräkning av platsspecifika riktvärden vanligen, ur ett försiktighetsperspektiv, är mycket konservativ vad gäller ändringar i antalet exponeringsdagar inom ett KM-område.

I Sverige, liksom i många andra europeiska länder, utgår man från en lågrisknivå vid beräkning av riktvärden. Lågrisknivån innebär en acceptans om ett extra cancerfall per 100 000 individer som exponeras under en livstid²⁰. Detta är en mycket låg risk för en enskild individ eftersom den genomsnittliga livstidsrisken att drabbas av cancer är 40 %. Utsätter man sig för lågrisknivån av ett ämne under en livstid ökar således risken till 40,001 %.

I framtagandet av platsspecifika riktvärden togs riktvärden i första hand fram utan att ändra några antaganden vad gäller vistelsetiden inom lekområdet. Ett antagande om att ett litet barn skulle befinna sig inom en förskolas lekområde 365 dagar om året bedöms dock vara något överskattat. Ett rimligt men även det konservativt antagande skulle kunna vara en vistelsetid om 250 dagar (50 veckor om året, 5 dagar i veckan). Med detta i åtanke togs därför även platsspecifika riktvärden för en vistelsetid på 250 dagar fram.

Vid jämförelser mellan representativa²¹ medelhalter och framtagna platsspecifika riktvärden (365 dgr) för hälsa är påvisade halter lägre än de platsspecifika riktvärdena för samtliga ämnen utom för bly. Nyttjas däremot riktvärdet med den kortare vistelsetiden (250 dgr) är även medelvärdet för bly lägre än riktvärdet. Utifrån en försiktighetsprincip har området således en föroreningssituation som kan innebära negativ påverkan på människors hälsa.

Ett annat sätt att se på risker och föroreningssituationen är utifrån bakgrundshalter. I definitionen av ett förorenat område ställs den faktiska föroreningssituationen mot lokala alternativt regionala bakgrundshalter. Ett markområde där föroreningshalterna ligger i

²⁰ Naturvårdsverket, 2008. Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Rapport 5859

²¹ Dvs medelhalter utan de två extremvärdena för PAH.

nivå med bakgrundshalterna klassas enligt Naturvårdsverkets definition²² inte som förorenat. Förhöjda halter av bly och PAH-H i ytjorden till följd av luftdeposition, främst i högre belägna områden, är vanligt i storstadsregionerna. Vid jämförelser mellan vad som anges som bakgrundshalter i Göteborgsområdet och påvisade föroreningar bedöms nivåerna vara i paritet med varandra. Noterbart är dock förekomsten av PAH-M, som inte har varit vanligt förekommande i ett flertal undersökningar som utförts i liknande naturmarksområden (se **kapitel 5.6**).

Sammantaget bedömer Sweco att området är påverkat av föroreningar. Nivåerna är över de som kan accepteras ur ett samhälleligt försiktighetsperspektiv, men i nivå med regionens bakgrundshalter i naturmark och lägre än de platsspecifika riktvärden som tagits fram för en kortare vistelsetid (250 dgr/år). Ur detta perspektiv kan påvisade halter således accepteras. Inga av de ämnen²³ som påvisats är akuttoxiska varför det ej föreligger risk för akuta skador i samband med ett större intag av den förorenade jorden.

Sweco bedömer dock även att en individ som vistas inom aktuellt naturområde 365 dagar om året under en livstid kan utsättas för en förhöjd risk för negativ påverkan på hälsan, i enlighet med de riktlinjer som tagits fram av Naturvårdsverket. I övrigt kan det inte uteslutas att det finnas en förhöjd risk även vid en kortare vistelsetid, den risken bedöms dock vara i samma paritet som att vistas inom angränsande, ej undersökta naturområden.

De åtgärder som skulle kunna vara möjliga för att reducera föroreningsnivåerna inom aktuellt område skulle samtliga vara av förstörande karaktär för naturområdet, undantaget möjligen sugschakt vilket sannolikt innebär mycket höga kostnader. Resultatet av en efterbehandling blir då ett kalt berg alternativt en kal jordtäckt kulle. De möjligheterna till naturlek som var en målsättning i samband med planarbetet är då borta, inga träd att klättra i, gömma sig bakom eller söka skugga under.

7 Diskussion

Eftersom aktuella föroreningar bedöms bero på luftdeposition finns det i nuläget inget skäl att tro att de relativt stora arealer med liknande naturmarksområden som är belägna intill nu aktuellt område har en annorlunda föroreningssituation.

Merparten av den mark som ligger i stadsnära miljöer är påverkade av mänsklig aktivitet; hus och vägar byggs, rivs och flyttas, vilket innebär omrörning och omflyttning av jorden. I naturmarkerna, dvs parker, bergspartier och andra platser där ingenting byggs förblir marken till största delen orörd, vilket innebär att de ytliga jordlagren inom dessa områden har ackumulerat föroreningar från luftdeposition under en längre tid. Vidare har jorden inom dessa vanligen gräs- och vegetationsbekladda ytor ett större organiskt innehåll, vilket i sin tur ger förutsättningar för att binda såväl metaller som PAH. Detta innebär sannolikt en högre risk för människor som vistas i dessa miljöer, men är inte

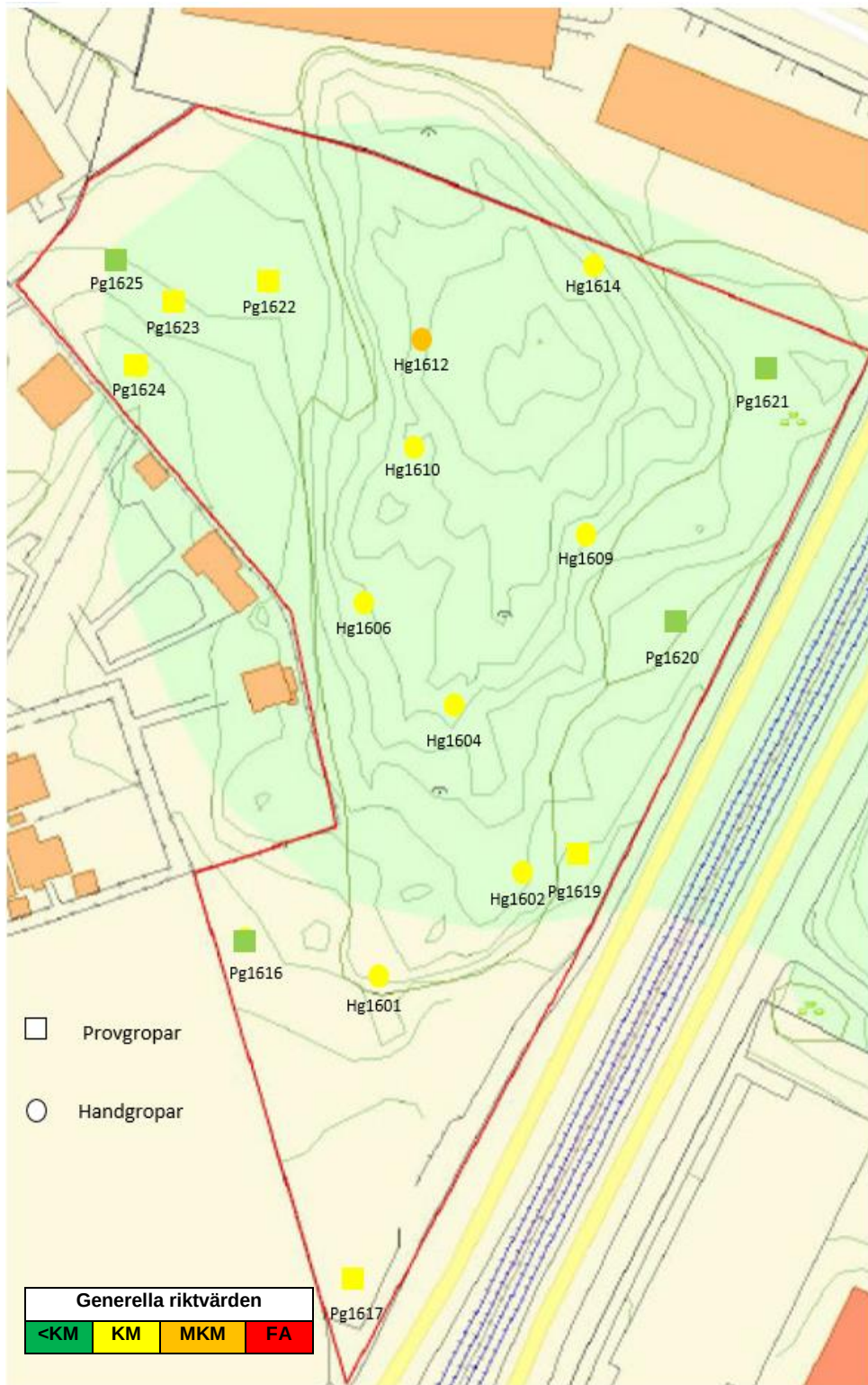
²² Naturvårdsverkets generella riktlinjer för förorenad mark, Rapport 5976, rev 1 juli 2016 med nya riktvärden för vissa ämnen.

²³ Undantaget arsenik, men arsenik har enbart påvisats över KM i en punkt och då var halten inom analysens felmarginal (11 mg/kg istället för 10 mg/kg som är riktvärdet för KM).

nödvändigtvis någonting som måste eller kan åtgärdas utan bedöms vara en direkt följd av att bo i en storstad.

Om ett naturmarksområde inom ett befintligt bostadsområde bedöms ha en föroreningssituation som kan innebära oacceptabla risker kan planer avseende en förtätning läggas ned. Detta innebär dock inte att föroreningssituationen förändras, riskerna kvarstår. I ett sådant fall är det intressant att belysa vilket ansvar markägaren (som ofta är kommunen) har för att kommunicera den påvisade risken med de individer som redan bor inom de aktuella bostadsområdena.

Sweco anser sammantaget att denna typ av frågeställning inte bör avgöras i en riskbedömning för ett enskilt område, utan är en frågeställning som måste avgöras i ett större sammanhang där tillsynsmyndigheter och politiker deltar. Samhället bör ta ett större grepp avseende den faktiska föroreningssituationen inom de stadsnära naturmarksområden som redan idag nyttjas av boende, av skolor och av förskolor. Förslagsvis beslutas i ett sådant forum kommunövergripande principer om hur det nationella målet avseende "giftfri miljö" ska uppnås. Inom ramen för ett sådant arbete rekommenderas att en s.k. riskvärdering genomförs, i vilken andra aspekter än hälsorisker belyses i ett större perspektiv.



	Situationsplan			DATUM	2016-10-27
	Guldhedsgatan Fastighetskontoret, Göteborgs Stad			ANSVARIG	ACLE
				SKALA	
	UPPDRAGSNUMMER 13004141	RITAD/KONSTR AV GGGU	GRANSKAD AV ACLE	RITINGSNUMMER Bilaga 1	BET

Sammanställning av laboratorieanalyser och riktvärden för jordprover tagna 2016-10-14 och 2016-10-17

Provpunkt		Sp 1601	Sp 1602	Sp 1604	Sp 1606	Sp 1609	Sp 1610	Sp 1612	Sp 1614	Pg 1616	Pg 1617	Pg 1617	Pg 1619	Pg 1620	Pg 1620	Pg 1621	Pg 1622	Pg 1622	Pg 1623	Pg 1623	Pg 1623	Pg 1624	Pg 1625	Jämförvärden			
Jordart		Mu	Mu	Mu	Mu	Mu	Mu	Mu	Mu	Sa, gr, st	Mu	Mu, sa	Mu	Mu, sa	Sa, st	Mu	Mu	Fy, sa	Fy, sa	Fy, sa, gr	Le, sa	Fy, sa	Fy, sa		KM	MKM	FA
Parameter	Djup (m)	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0,55-1,1	0-0,5	0,5-1	0-0,4	0-0,5	0,5-1	0-0,5	0-0,4	0,4-0,8	0-0,5	1,7-2,7	2,5-2,7	0,5-1	0,5-1				
Organiska ämnen																											
Alifater >C5-C8	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	25	150	1000	
Alifater >C8-C10	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	25	120	1000	
Alifater >C10-C12	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	100	500	10 000	
Alifater >C12-C16	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	100	500		
Alifater >C5-C16	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	100	500		
Alifater >C16-C35	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 10	< 10	< 10	20	< 10	12	10	20	12	< 10	< 10	< 10	< 10	100	1000	10 000	
Aromater >C8-C10	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	10	50	1000	
Aromater >C10-C16	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 0,9	< 0,9	< 0,9	< 0,9	< 0,9	< 0,9	1,2	< 0,9	< 0,9	< 0,9	< 0,9	< 0,9	< 0,9	3	15	1000	
Aromater >C16-C35	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 0,5	2,3	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,9	< 0,5	0,75	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	10	30	1000	
Bensen	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,012	0,04	1000	
Toluen	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	10	40		
Etylbensen	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	10	50		
M/P/O-Xylen	mg/kg TS	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	10	50		
PAH L	mg/kg TS	0,1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	0,62	< 0,05	< 0,05	0,27	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,13	< 0,05	0,1	0,08	< 0,05	< 0,05	< 0,05	3	15		
PAH M	mg/kg TS	5,1	1,4	2,0	2,1	1,3	3,8	37	0,71	< 0,075	6,4	0,81	0,5	0,46	< 0,075	0,22	3,1	0,65	2,1	0,7	< 0,075	0,13	0,4	3,5	20		
PAH H	mg/kg TS	6,6	2,4	2,8	4,3	2,4	6,7	33	1,3	< 0,11	7,7	1,1	1,0	0,93	< 0,11	0,43	3,0	1,0	2	1,3	< 0,11	0,23	0,64	1	10		
PAH, cancerogena*	mg/kg TS	6,1	2,2	2,6	4	2,2	6,1	30	1,2	< 0,09	6,8	0,95	0,91	0,82	< 0,09	0,38	2,80	0,92	1,8	1,2	< 0,09	0,2	0,58			100	
PAH, övriga*	mg/kg TS	5,7	1,7	2,3	2,4	1,6	4,4	40	0,89	< 0,14	7,4	1	0,67	0,62	< 0,14	0,32	3,5	0,81	2,5	0,93	< 0,14	0,21	0,5			1000	
Metaller																											
Arsenik	mg/kg TS	9,1	4,5	5,5	3,4	6,7	11	7,1	4,9	< 2,1	3,3	2,2	3,7	< 2,2	< 2,1	2,9	< 2,0	3,4	< 2,1	< 2,1	< 2,3	3,6	< 1,9	10	25	1000	
Barium	mg/kg TS	55	38	64	46	28	70	48	46	35	160	58	59	90	55	46	80	67	69	73	89	71	51	200	300	10 000	
Bly	mg/kg TS	200	120	160	170	130	260	180	110	3,2	55	22	54	46	6,4	24	33	22	31	25	9,0	20	7,6	50	400	2500	
Kadmium	mg/kg TS	0,58	< 0,2	0,35	0,54	0,24	0,6	0,31	0,68	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,21	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,22	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,8	12	1000	
Kobolt	mg/kg TS	1,8	1,1	1,1	1,0	1,1	1,7	2,0	< 0,91	2,4	6,9	6,0	2,8	< 0,3	3,2	3,9	4,5	4,8	6,1	4,0	6,0	7,5	2,8	15	35	2500	
Koppar	mg/kg TS	63	30	36	35	47	53	49	26	8,4	35	20	17	< 0,4	12	13	22	18	23	19	15	24	13	80	200	2500	
Krom, total	mg/kg TS	13	8,9	9,1	6,5	9,3	14	15	9,2	9,3	18	15	11	< 0,5	16	13	15	13	17	11	32	20	5,7	80	150	10 000	
Kvicksilver	mg/kg TS	0,3	0,13	0,21	0,28	0,21	0,38	0,15	0,16	0,02	0,18	0,08	0,08	< 0,6	0,02	0,06	0,34	0,07	0,1	0,05	0,04	0,66	0,02	0,25	2,5	500	
Nickel	mg/kg TS	9,5	5,7	6,1	9,5	5,6	9,4	6,5	4,9	5,0	12	9,9	6,2	< 0,7	6,6	6,9	9,0	8,2	15	6,8	14	15	4,4	40	120	1000	
Vanadin	mg/kg TS	32	26	33	31	61	38	28	44	21	36	28	33	< 0,8	33	34	31	33	33	33	43	38	14	100	200	10 000	
Zink	mg/kg TS	91	43	69	92	38	120	120	20	41	350	120	87	< 0,9	40	63	140	130	88	180	67	88	38	250	500	2500	
Övrigt																											
Glödförlust	% Ts	e.a	30,7	e.a	e.a	e.a	61,2	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	9,2	e.a	e.a	5,4	e.a	8,1	6,7	e.a	e.a	e.a	e.a				
TOC beräknat	% Ts	e.a	17,0	e.a	e.a	e.a	35,0	e.a	e.a	e.a	e.a	e.a	5,2	e.a	e.a	3,1	e.a	4,6	3,8	e.a	e.a	e.a	e.a				
TS	%	61,2	80,2	65,8	55,4	52,4	41,0	67,0	49,8	86,1	89,2	86,1	87,2	84,4	88,7	90,8	91,3	89,6	88,4	89,6	79,1	85,8	95,9				

e.a / Analys har ej utförts.

KM - avser Naturvårdsverkets generella riktvärden (Rapport 5976, rev 1 juli 2016) för känslig markanvändning. Halter lika med eller högre än KM har markerats med gult.
MKM - avser Naturvårdsverkets generella riktvärden (Rapport 5976, rev 1 juli 2016) för mindre känslig markanvändning. Halter lika med eller högre än MKM har markerats med orange.
FA - avser Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för klassificering av förorenade massor som farligt avfall. Halter lika med eller högre än FA har markerats med rött. *Notera att denna rapport ej längre gäller men i avsaknad på ny vägledning nyttjas denna.*

Resultat från XRF-mätningar på mulljord

Provpunkt		Sp 1601	Sp 1602	Sp 1603	Sp 1604	Sp 1605	Sp 1606	Sp 1607	Sp 1608	Sp 1609	Sp 1610	Sp 1611	Sp 1612	Sp 1613	Sp 1614	Sp 1615	Pg 1616	Pg 1617	Pg 1618	Pg 1619	Pg 1624	Pg 1625	KM	MKM
Djup	m	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,2	0-0,55	0-0,5	0-0,5	0-0,4	0-0,5	0-0,5		
Bly	mg/kg TS	140	107	109	118	56	157	111	85	125	119	86	158	56	58	154	39	71	51	64	63	75	50	400

Observera att XRF-resultat enbart skall ses som indikativa och inte som absoluta halter.
Resultatet som är angivet är medelhalten för två XRF- mätningar per provpunkt. Utfört på prov placerat i påse utan föregående torkning eller annan provhantering.

Kort information om dimensionerande föroreningar

PAH

Observera att nedanstående information inte skall tolkas som hälsoeffekter vilka kommer att uppstå till följd av de PAH-halter som konstaterats i jorden inom aktuellt område.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) omfattar en grupp av flera hundra identifierade föreningar som kan ha såväl naturligt som antropogent ursprung. Vid analys av jordprover är det normalt endast 16 prioriterade PAH-föreningar som analyseras (PAH-16). Ett polyaromatiskt kolväte innehåller två eller flera sammankopplade aromatiska ringar i en plan struktur.

De olika kolväteföreningar som omfattas av PAH delas upp PAH L, PAH M och PAH H, beroende på molekylernas storlek. Tidigare delades de in i "cancerogena PAH" och "övriga PAH", vilket fortfarande avspeglas i vissa av de riktvärden som finns att tillgå.

PAH finns bl a i tyngre fraktioner av raffinerade petroleumprodukter, i asfalt, i tjära och kreosot (träimpregneringsmedel). PAH bildas även vid ofullständig förbränning av fossila bränslen, t ex bilavgaser. En stor källa till PAH är väg- och spårtrafik från vilken PAH uppkommer via slitage av bildäck, asfalt, bromsbelägg ody. PAH i större mängder uppkommer även vid vedeldning och från cigarettök Den största källan kvantitativt är dock kosten och de högsta halterna har hittats i grillade och rökta kött- och fiskprodukter.

Följaktligen kan källorna till PAH vara punktformiga, såväl som diffusa och en människa kan exponeras för PAH på flera sätt och från många olika källor.

Den akuta giftigheten av PAH är enligt studier "låg" till "måttlig". Många PAH-föreningar är dock cancerframkallande (cancerogena) och/eller orsakar förändringar i arvsmassan (mutagen). Detta beror på att vissa PAH kan brytas ner av kroppen istället för att bioackumuleras, vilket är fallet med många andra fettlösliga substanser. Hälsoriskerna för människa vid (kronisk) exponering utgörs t ex av hudirritation, blodförgiftning, skador på immun- och hormonsystemet samt njur- och leverskador.

För den allmänna befolkningen, dvs för dem som ej exponeras via sitt yrke är det livsmedel inkl de PAH som bildas vid tillagning av mat som är den största exponeringskällan till PAH. Enligt Naturvårdsverket har Sveriges befolkning ett genomsnittligt intag motsvarande 40 ng/kg kroppsvikt och dag¹ I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för risker kopplat till förorenad mark² anges en lågrisknivå för intag av PAH med avseende på oralt intag på 8,3 ng/kg kroppsvikt och dag och för genomsnittligt dagligt hudupptag på 0,13 mg jord/kg kroppsvikt och dag.

I denna bedömning är det de tunga icke flyktiga PAH-H som överstiger riktvärdena, vilket innebär att det är intaget via munnen från jord, hudexponering samt intag via växter och damm

¹ Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Naturvårdsverkets rapport 5859, 2008.

² Riktvärden för förorenad mark, Naturvårdsverkets rapport 5976, 2009.

som bedöms. Bakgrundshalterna i jord sett över hela Sverige ligger runt 0,3 mg/kg TS och i storstadsmiljö ligger de på dryga 2 mg/kg TS³.

Bly

Observera att nedanstående information inte skall tolkas som hälsoeffekter vilka kommer att uppstå till följd av de blyhalter som konstaterats i jorden inom aktuellt område.

Bly är en metall som använts i vårt samhälle i mer än 6000 år. Det finns studier som visar att luftburna blyföroreningar började spridas till Norden redan under antiken⁴. Bly är en metall som under lång tid använts i olika produkter och för en mängd olika ändamål, ex mynt, färgpigment, vattenledningssystem, tillsatsämne i bensin samt i batterier. Bly anses vara en global miljöförorening som förekommer allmänt i miljön (luft, mark, vatten och föda).

Bly användes som tillsatsmedel i svensk bensin fram till 1994. Ca 0,5 g bly/m² beräknas ha spridits över den södra tredjedelen av Sverige till följd av biltrafiken fram till dess⁵. Bly kan tas upp via inandning av damm, intag av jord samt intag av växter.

Blyexponeringen har minskat under senare år, framför allt pga. att bly i bensin förbjudits samt att det skett en urfasning av bly när det gäller tillverkning av konservburkar. Den största exponeringen sker dock via mat och dryck. För små barn kan intag av blyförorenad jord samt inandning av damm vara en betydande exponeringskälla⁶.

Bakgrundshalter i jord har bland annat sammanställts av Naturvårdsverket i deras Monitorserie⁷. Det framgår att ju högre organiskt innehåll en jord har, desto högre är också bakgrundshalterna av metaller.

För "mår", dvs. det ytligaste jordlagret exempelvis i en skog, är medianhalten för bly 42 mg/kg TS, vilket är strax under det generella riktvärdet för KM. Andra källor anger en bakgrundshalt i intervallet 10-100 mg/kg TS för organiska jordar. Höga blyhalter förekommer främst i den södra delen av landet. Detta kan sammantaget tolkas som att bakgrundshalter för bly på uppemot dubbla riktvärdet för KM inte är att betrakta som ovanligt i jordmaterial med högt organiskt innehåll

Riktvärdet för KM beräknas på en jord med organiskt innehåll på 4 %. Medelhalten av andelen organiskt innehåll i aktuell jord är 18 % (maxnivå på 42 %).

Exponering för höga blyhalter kan bland annat medföra fosterskador, njurskador samt permanenta skador på nervsystemet. Barn är särskilt känsliga för blypåverkan. Enligt Naturvårdsverket⁸ är TDI (tolerabelt dagligt oralt intag) av bly 0,0035 mg per kg kroppsvikt och dag.

³ Undersökning av yttjord inom Malmö stad, 2002.Sweco unr.1278006680

⁴ "Nya metaller och föroreningar i svensk miljö", NV Rapport 5306, 2003.

⁵ "Metodik för inventering av förorenade områden". Naturvårdsverkets rapport 4918

⁶ Källa www.imm.ki.se

⁷ Monitor 1987, tungmetaller, förekomst och omsättning i naturen" Naturvårdsverket informerar

⁸ Ämnesdatabasen i NV beräkningsmodell rv mark ver 2.01

Baserat på ny forskning har EFSA⁹ tagit fram nya referensvärden för bly. Det har visat sig att även låg exponering kan orsaka skador på nervsystemet, särskilt hos foster och små barn där hjärnan fortfarande utvecklas. De av EFSA framtagna nya referensvärdena är 0.5 (gäller för gravida och barn), 0.63 (gäller för vuxna), eller 1.5 (gäller för vuxna) µg bly/ kg kroppsvikt/dag beroende på vilken kritisk hälsoeffekt som beaktas; neurotoxicitet, effekter på blodtryck, respektive kronisk njursjukdom¹⁰.

WHO/FAO¹¹ rekommenderar, baserat på effekter på barn, ett veckointag av bly på högst 25 µg/kg kroppsvikt.

En tänkbar väg för spridning av metaller bundna i jord är att metallerna tas upp av växter. Studier visar dock att bly inte tas upp av växter i någon större omfattning¹² samt att ju högre organisk halt en jord har, desto mindre blir upptaget i växter. Det bedöms ej vara sannolikt att odling av ätbara växter/bär/grönsaker kommer ske inom området, varför risken för spridning via intag av odlade växter bedöms vara försumbar. Dock kan inte uteslutas att det växer vilda bär inom området ex lingon, blåbär som kan ätas av människor som vistas där.

Bly i miljön är starkt adsorberat till jordpartiklar vilket innebär en reducerad tillgänglighet för organismer. På grund av den låga lösligheten hos de flesta blysalter tenderar bly att fällas ut i form av komplex. Bioackumulerbarheten är generellt mycket lägre vid närvaro av organiskt material och mulljorden inom området innehåller en relativt hög andel organiskt material. I akvatiska system är nästan allt bly hårt bundet till sedimenten. Endast en mindre del löses i vattnet, vilket även gäller för porvattnet¹⁶.

Då bly fastläggs hårt till organiskt material och inte är särskilt vattenlösligt bedöms spridningen/utlakningen från området vara mycket begränsad.

9 European Food Safety Authority

10 <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Bly/Bly---fordjupning/>

11 World Health organization/ Food and Agriculture Organization of the United Nations

12 "Metallerna och miljön", Naturvårdsverket rapport 4135

Riktvärden		Naturvårdsverket, version 2.0.1															
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
Bly	88	3200	4000	beaktas ej	beaktas ej	5400	82	600	data saknas	82	200	beaktas ej	130	3600	82	20	80
PAH-H	6,6	11	24	10000	beaktas ej	170	3,4	300	data saknas	3,4	2,5	50	40	1100	2,5	data saknas	2,5
PAH-M	330	540	240	4300	beaktas ej	4200	110	data saknas	data saknas	110	10	250	120	850	10	data saknas	10
Kvicksilver	5,8	210	1600	96	beaktas ej	15	3,9	data saknas	data saknas	3,9	5	beaktas ej	2,2	2,4	2,2	0,1	2,0
Eget scenario: Generellt scenario:	Guldhedsgatan KM																

Riktvärden		Naturvårdsverket, version 2.0.1															
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
Bly	130	3200	5800	beaktas ej	beaktas ej	5400	120	600	data saknas	120	200	beaktas ej	130	3600	120	20	120
PAH-H	9,6	11	35	15000	beaktas ej	170	4,3	300	data saknas	4,3	2,5	50	40	1100	2,5	data saknas	2,5
PAH-M	490	540	350	6300	beaktas ej	4200	140	data saknas	data saknas	140	10	250	120	850	10	data saknas	10
Kvicksilver	8,4	210	2300	140	beaktas ej	15	5,1	data saknas	data saknas	5,1	5	beaktas ej	2,2	2,4	2,2	0,1	2,0
Eget scenario: Generellt scenario:	Guldhedsgatan 250 KM																

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **Guldhedsgatan**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. Bortagana exponeringsvägar inandning av ånga och intag av dricksvatten

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bly	80	mg/kg	Intag av jord	
PAH-H	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-M	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	2,0	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Guldhedsgatan	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		området försörjs med kommunalt vatten, inget dricksvattenuttag bedöm kunna ske (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	inga byggnader kommer uppföras- enbart utomhusvistelse (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	inga byggnader kommer uppföras- enbart utomhusvistelse (obl)
Andel växter från odling på plats	0,005	0,1	-	odling kommer ej ske och marken bedöms dessutom vara svårodlad, enbart sporadiskt intag av lingon el blåbär (obl)
Halt organiskt kol	0,15	0,02	kg/kg	jorden utgörs av torv/mull med hög organisk halt- medelhalt på 24%, vilket är mer än de antagna 15 % (obl)
Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		
Egendefinierade ämnen				
Inga egendefinierade ämnen används.				

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bly	120	mg/kg	Intag av jord	
PAH-H	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-M	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	2,0	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Guldhedsgatan 250	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		området försörjs med kommunalt vatten, inget dricksvattenuttag bedöms kunna ske (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	250	365	dag/år	minskad exponeringstid utifrån bedömd vistelse- 5 dagar per v under 50 veckor per år (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	250	365	dag/år	minskad exponeringstid utifrån bedömd vistelse- 5 dagar per v under 50 veckor per år (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	250	365	dag/år	minskad exponeringstid utifrån bedömd vistelse- 5 dagar per v under 50 veckor per år (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	250	365	dag/år	minskad exponeringstid utifrån bedömd vistelse- 5 dagar per v under 50 veckor per år (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	inga byggnader kommer uppföras- enbart utomhusvistelse (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	250	365	dag/år	minskad exponeringstid utifrån bedömd vistelse- 5 dagar per v under 50 veckor per år (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	250	365	dag/år	minskad exponeringstid utifrån bedömd vistelse- 5 dagar per v under 50 veckor per år (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	inga byggnader kommer uppföras- enbart utomhusvistelse (obl)
Andel växter från odling på plats	0,005	0,1	-	odling kommer ej ske och marken bedöms dessutom vara svårodlad, enbart sporadiskt intag av lingon el blåbär (obl)
Halt organiskt kol	0,15	0,02	kg/kg	jorden utgörs av torv/mull med hög organisk halt- medelhalt på 24%, vilket är mer än de antagna 15 % (obl)
Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		
Egendefinierade ämnen				
Inga egendefinierade ämnen används.				