

# Fördjupad riskbedömning inför detaljpanelläggning Henriksdalsbacken

## Innehåll

Fördjupad riskbedömning inför detaljpanelläggning Henriksdalsbacken ...	I
Innehåll .....	I
1. Syfte och bakgrund .....	I
2. Avgränsning .....	3
3. Bedömningsgrunder .....	3
4. Fältanteckningar och beskrivning av området .....	4
5. Metodik .....	11
5.1. Beräkning av riskkvoter .....	11
5.2. Fördjupad riskbedömning .....	12
Steg 2: Alifatiska kolväten C16-35. Jämförelse mot kromatogram .....	12
PAH14	
Bly 25	
5. Sammanfattning och diskussion .....	28

## 1. Syfte och bakgrund

Att utföra en fördjupad riskbedömning för park- och naturområden inom detaljplan för Henriksdalsbacken, KFKS 2019/416, samt del av intilliggande naturområden i Trolldalen som sedan tidigare undersökts översiktligt och riskbedömts förenklat av Kemakta AB för att bedöma och ge beslutsunderlag till huruvida marken behöver saneras eller om den kan vara kvar utifrån risk för människors hälsa.

Kemakta (2024-10-18) har genomfört en översiktlig miljöteknisk markundersökning inför en ny detaljplan för Henriksdalsbacken, del av Sicklaön 37:11 i Nacka kommun. Provtagning har skett inom planområdet med skruvborrning och provgrovsgrävning samt utanför planområdet av naturområden med ISM-metodik. Resultatet från

undersökningen visar på medelhalter över riktvärdet för känslig markanvändning (KM) med avseende på **bly, kvicksilver, PAH H** (och i vissa områden även **PAH M**) **samt alifatiska kolväten C16-C35**. Medelhalten av bly är som jämförelse även nivåmässigt över riktvärden för MKM i fyra av fem undersökta delområden som ska kvarstå som naturmark.

Tidigare i närområdet har Wescon utfört en fördjupad riskbedömning avseende miljö- och hälsorisker för Finnberget (Wescon, 2021). och Tyréns utfört en fördjupad riskbedömning för Fabrikörsvägen i Nacka Strand (Tyréns, 2023). Resultatet från Wescons undersökning används som jämförande och stödjande underlag i denna bedömning.

Resultat från Kemaktas provtagning:

Tabell 1 Påträffade halter som medelhalter från ISM-provtagning. Enheter i mg/kg TS.

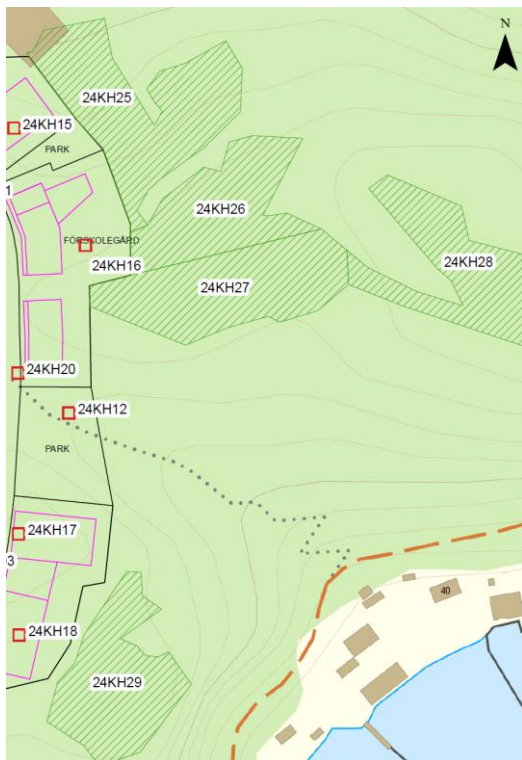
Område	Pb	Hg	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Alifat C16-C35
24KH25	107	0,52	0,57	1,65	3,07	1237
24KH26	294	1	1,4	4	6,25	2683
24KH27	256	0,83	0,72	3,07	5,94	1468
24KH28	342	0,98	0,89	3,99	8,43	1867
24KH29	188	0,74	0,46	1,89	3,68	864

Tabell 2 Påträffade halter i varje replikat samt medel, max- och minvärden. Enheter i mg/kg TS.

Punkt	Pb	Hg	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Alifat C16-C35
24KH25:1 0-0,2	109	0,7	1,08	2,09	3,42	1780
24KH25:2 0-0,2	135	0,61	0,24	1,91	3,74	891
24KH25:3 0-0,2	77,6	0,24	0,38	0,96	2,04	1040
24KH26:1 0-0,2	184	1,03	1,51	3,13	4,26	2680
24KH26:2 0-0,2	220	1	1,37	3,91	7,5	2430
24KH26:3 0-0,2	478	0,96	1,32	4,96	6,98	2940
24KH27:1 0-0,2	174	0,68	0,2	2,51	4,1	625
24KH27:2 0-0,2	236	0,87	1,4	3,45	6,88	1800
24KH27:3 0-0,2	358	0,93	0,56	3,26	6,83	1980
24KH28:1 0-0,2	431	1,12	1,06	5,07	10,1	2510
24KH28:2 0-0,2	314	1,06	0,93	3,49	7,54	1610
24KH28:3 0-0,2	281	0,76	0,67	3,42	7,66	1480
24KH29:1 0-0,2	149	0,89	0,62	2,24	4,34	958
24KH29:2 0-0,2	184	0,48	0,43	1,92	3,72	922
24KH29:3 0-0,2	230	0,86	0,32	1,5	2,97	711
<b>Medel</b>	<b>237</b>	<b>0,81</b>	<b>0,81</b>	<b>2,92</b>	<b>5,47</b>	<b>1624</b>
<b>Max</b>	<b>478</b>	<b>1,12</b>	<b>1,51</b>	<b>5,07</b>	<b>10,1</b>	<b>2940</b>
<b>Min</b>	<b>77,6</b>	<b>0,24</b>	<b>0,2</b>	<b>0,96</b>	<b>2,04</b>	<b>625</b>

## 2. Avgränsning

Gällande föroreningar bly, kvicksilver samt PAH. Naturområdena betecknade 24HK25-29 i Kemaktas rapport. Dessa bedöms vara representativa även för natur- och parkområden inom detaljplanen. (Den provtagning som gjorts inom detaljplanen - 24KH12 – visar halter under KM). Riskbedömningen omfattar enbart risken för människors hälsa med fokus på barn som vistas i området. Markmiljön antas ha en fullgod funktion och området har höga rekreativ- och naturvärden.



Figur 1. De aktuella områdena 24HK25-29 utanför detaljplanen samt provpunkt 24KH12 inom detaljplanen syns. (Wennström, Oleskog, Boqvist, & Broms, 2024).

## 3. Bedömningsgrunder

Generella riktvärden för förorenad mark, känslig (KM) samt mindre känslig (MKM) markanvändning (Naturvårdsverket, 2009).

Storstadsspecifika riktvärden för Stockholms Stad, scenario D (Nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m) normaltät jord (Stockholms Stad, 2019). Värt att notera är att scenariot D är anpassat för nyanlagda parker och grönytor och inte befintliga sådana. Detta då andra värden än enbart föroreningsinnehåll, så som natur- och rekreativvärden, behöver vägas in vid bedömning av åtgärdsbehov i en befintlig park eller grönyta. Befintliga parker och naturområden betraktas i modellen som ett särfall. Undersökningar har visat att flera av dessa är förorenade och såvida detta inte innebär en risk för de människor som vistas i områdena eller riskerar att orsaka föroreningsspridning, finns det goda skäl att bevara de befintliga parkerna och naturområdena. De storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm kan vara tillämpliga även inom dessa områden men en platspecifik bedömning av åtgärdsbehovet bör göras. (Stockholms Stad, 2019).

Wescon har på uppdrag av Nacka kommun beräknat platsspecifika riktvärden för ett närliggande område, Kvarnholmen (Wescon, 2021) för arsenik, bly och PAH-H. Dessa har beräknats för naturmark utan risk för negativa hälsoeffekter. Föreslagna platsspecifika riktvärden bedömdes förenliga med det övergripande åtgärds målet som finns formulerat för Kvarnholmen men är endast tillämpbara inom naturmarker på Kvarnholmen. Bedömningen är dock att dessa riktvärden torde kunna användas som jämförande och understödjande data då miljön och föroreningsituationen är snarlik.

**Tabell 3 Riktvärden, KM samt Storstadsspecifika riktvärden, normaltät jord, 2019-08-29 (Stockholms Stad, 2019) samt platsspecifika riktvärden för Finnberget (PSRVK). Enhet mg/kg TS.**

Ämne	KM	MKM	Riktvärde D	PSRVK
Bly	50	400	70	300
Kvicksilver	0,25	2,5	1	
PAH-L	3	15	15	
PAH-M	3,5	20	20	
PAH-H	1	10	1,8	10

## 4. Fältanteckningar och beskrivning av området

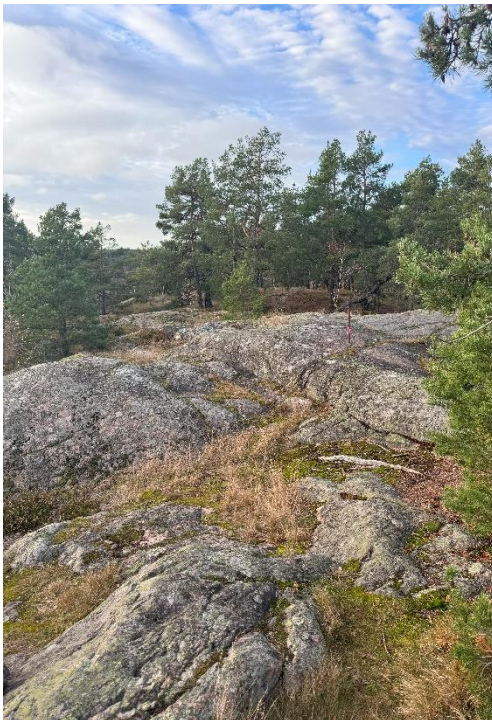
Vid fältbesök 2024-10-07 samt 2024-11-05 kunde konstateras att människor kan exponeras för jord inom delar av området, till skillnad från hur det kan vara t.ex. i en park. I en park är marken i regel till övervägande del vegetationsklädd vilket minskar exponering av jord. Det aktuella området består till stor del av hållmarkstallskog med stora partier berg i dagen, samt med svackor där det bland annat växer blåbärs- och lingonris. Enligt den Naturvärdesinventering som har utförts (Pro Natura 2020) inför detaljplaneringen av området är skogen talldominerad, och de högst belägna delarna består av gles hållmarksskog. Tallskogen är som regel påtaglig gammal och med lång kontinuitet. Naturskogs karaktären förstärks i bergbranter där inslaget av grova torrträd ofta är större. Graninslaget blir ställvis dominerande där jordtäcket är något tjockare, ofta i nordsluttningar, men bildar sällan större bestånd. Lövskog av naturskogs karaktär finns längs branter där ek och lind dominerar. I djupare dalgångar har lövskogen tydligare kulturpåverkan där den nyttjats för bete, och grova träd bildar ett glesare trädskikt. Mestadels är berggrunden sur och fattig men avviker på ett par ställen med fickor av rikare berg- och jordarter. Området beskrivs i rapporten som Naturvärdesobjekt 5 (Ett större tallskogsområde på toppen och sluttningarna kring Henriksdalsbergets östra sida. Fältskiktet är ställvis dominerat av blåbärsris och där jordlagret är något mäktigare är markfloran något örtrikare med smalbladiga gräs, vitsippa, liljekonvalj och vårfryle.) och Naturvärdesobjekt 9 (Ett talldominerat skogsbestånd på toppen av berget angränsande till Henriksdalsbacken. Marken är mestadels torr-frisk med liljekonvalj, vitsippa, piprör och löktrav. Ett mindre fuktigt stråk domineras av blåtåtel. På vissa platser är marken störd av schakteter från anläggningsarbeten. I norra och östra delen av området finns mindre öppna hållmarker med senvuxna träd och en brantare del som sluttar ned mot lundmiljöerna i naturvärdesobjekt 8. Fältskiktet är här glesare och risdominerat med



lingon, ljung och kruståtel.). Däremellan är en dal/däld, beskriven som Naturvärdesobjekt 8.



Ytlig jord inom området i svackan/dälden med träd mellan 24HK27 och 24HK29 (Naturvärdesobjekt 8).



Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27





Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27



Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27





Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27



Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27





Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27



Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27





Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27



Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27





Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27



Hällmarktallskog inom naturområdet 24KH26/27



## 5. Metodik

Riskanalysen utförs stegvis efter behov och utfall i enlighet med gången nedan: Först beräknas riskkvoter på enklaste sätt, genom jämförelse mot etablerade rikt- och gränsvärden. Nästa steg är att beräkna plats- eller ämnesspecifika rikt-/gränsvärden. Sedan görs en fördjupad analys och bedömning utifrån t.ex. kromatogram, kumulativ bedömning, biotillgänglighet, spridning och exponering med mera. Det sista steget innebär att den deterministiska modellen överges och probabilistiska beräkningar görs, dvs. att man beräknar utifrån sannolikheter och fördelningar i stället för medelvärden eller värsta-fall.

### 5.1. Beräkning av riskkvoter

Som första steg bedöms de påträffade medelhalterna inom områdena 24HK25-29 mot de olika riktvärdena KM, MKM och Storstadsspecifikt riktvärde D samt det platsspecifika riktvärde (PSRV) som räknats fram för Finnberget:

Tabell 4 ISM-medelvärden samt max, min och medel för samtliga punkter jämfört med KM, MKM, storstadsspecifikt riktvärde D samt platsspecifika riktvärden för Kvarnholmen (PSRVK). Fetmarkerad text med röd eller rosa bakgrund indikerar överskridande. Samtliga enheter i mg/kg TS:

	Pb	Hg	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Alifat C16-C35
<b>PSRVK</b>	300				10	
<b>MKM</b>	400	2,5	15	20	10	1000
<b>Riktvärde D</b>	70	1	15	20	1,8	1000
<b>KM</b>	50	0,25	3	3,5	1	100
24KH25	<b>107</b>	0,52	0,57	1,65	<b>3,07</b>	<b>1237</b>
24KH26	<b>294</b>	1	1,4	4	<b>6,25</b>	<b>2683</b>
24KH27	<b>256</b>	0,83	0,72	3,07	<b>5,94</b>	<b>1468</b>
24KH28	<b>342</b>	0,98	0,89	<b>3,99</b>	<b>8,43</b>	<b>1867</b>
24KH29	<b>188</b>	0,74	0,46	1,89	<b>3,68</b>	<b>864</b>
Medel	<b>237</b>	<b>0,81</b>	0,81	2,92	<b>5,47</b>	<b>1624</b>
Max	<b>478</b>	<b>1,12</b>	1,51	<b>5,07</b>	<b>10,1</b>	<b>2940</b>
Min	<b>78</b>	0,24	0,2	0,96	<b>2,04</b>	<b>625</b>

**Alifatiska kolväten C16-35:** Samtliga halter överskrider KM. 10 av 15 prover (2/3) överskrider riktvärdet för MKM. Medelvärdet överskrider riktvärdet för MKM. Fördjupad bedömning krävs.

**PAH:** PAH-L underskrider riktvärdena. PAH-M underskrider KM som medelvärde men överskrider KM i 6 av 15 fall. Riktvärde D uppfylls. PAH-H överskrider i samtliga halter och medelvärden inkl. minvärde är över riktvärdet. Fördjupad bedömning av PAH-M och PAH-H krävs.

**Bly (Pb):** Samtliga halter och medelvärden inkl. minvärde är över KM samt riktvärde D. Maxhalten är över MKM. Fördjupad bedömning krävs.

**Kvicksilver (Hg):** Medelvärdena från samtliga områden samt det totala medelvärdet överskrider KM men uppfyller riktvärde D. 3 av 15 prover (20 %) överskrider riktvärde

D, med som mest 12%. Bedömningen är att överskridande av riktvärde D är litet. Med en bedömd osäkerhet i provtagningen om ca 20% samt osäkerheter i analyserna om ca 30–50% bedöms att överskridandet är inom felmarginalen. Riktvärdet för kvicksilver och KM är baserad på inandning av ånga; eftersom det är ett grönområde som riskbedöms sätts andelen inomhusvistelse till noll (0). Riktvärdet för KM (eg. PSRV) blir då 2 mg/kg baserat på intag av dricksvatten.

Tabell 5 Envägskoncentrationer för kvicksilver för utomhusvistelse.

Riktvärden							
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	
Kvicksilver	5,8	69	1600	730	3	beaktas ej	1,9

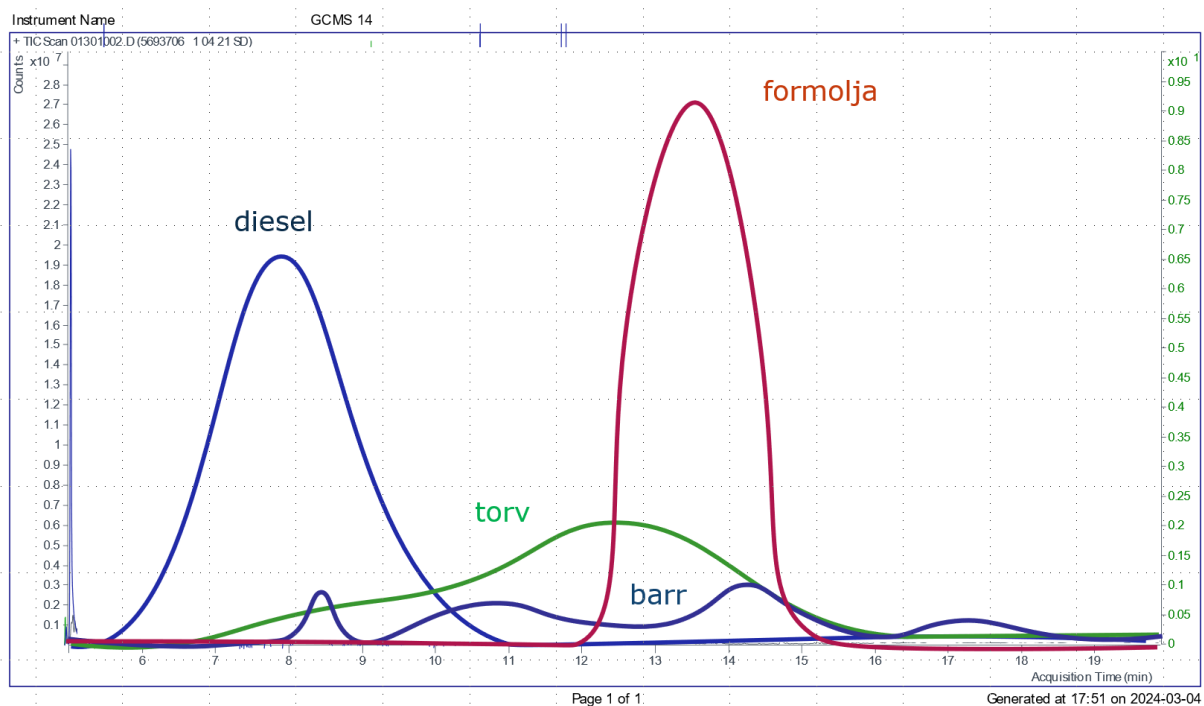
Utifrån detta är bedömningen att de påträffade halterna av kvicksilver inte utgör någon risk för människors hälsa och någon fördjupad bedömning är inte nödvändig.

## 5.2. Fördjupad riskbedömning

### Steg 2: Alifatiska kolväten C16-35. Jämförelse mot kromatogram

Tyngre petroleumprodukter som till exempel eldningsolja består till stor del av tyngre alifat- och aromatfraktioner (>C16-C35). Dock är det sedan länge väl känt att naturligt organiskt material i jorden kan misstas för oljeförorening vid analys med GC/MS (SPIMFAB-metoden) av alifatiska kolväten i intervallet C16-C35. Störningen, som i praktiken innebär en falsk positiv signal, kan kopplas till naturligt organiskt material men det är inte helt klart vad det är i det organiska materialet som styr variationen. I jord påverkas utslaget i högre grad av färskt, onedbrotet organiskt material (än organiskt material med hög nedbrytning/humifieringsgrad. Det är i princip inte möjligt att avgöra detta enbart utifrån analysresultaten i tabellform, men om kromatogrammen kontrolleras så framgår det ofta relativt lätt. Detta eftersom petroleumkolväten har en radikalt annorlunda signatur är organiskt material. Detta illustreras förenklat nedan (Figur 2):





Figur 2 Olika signaturer för olika ämnen, C16-C35.

Vid kontroll av kromatogrammen för alifatiska kolväten >C16-C35 framgår att dessa sannolikt har naturligt ursprung vilket även bekräftats av laboratoriet (Figur 3).

Utifrån detta är bedömningen att de halter av alifatiska kolväten i fraktion C16-35 inte härstammar från någon olje- eller petroleumförorening utan från naturligt organiskt material i jorden, sannolikt humusämnen men även organiskt material i varierande stadier av nedbrytning.

Det är alltså med största sannolikhet fråga om en falsk [positiv] signal baserat på att analysen har skett med GC-MS enligt SPIMFAB-metoden. Marken innehåller alltså inte någon naturlig olja eller liknande utan detta är en störning i analysen, som är känd sedan tidigare.

Detta bedöms inte som en förorening och alifatiska kolväten C16-C35 bedöms därför inte förekomma och avförs från vidare riskbedömning.





Tabell 6 PAH samt summa PAH 16, mg/kg TS.

	PAH-L	PAH-M	PAH-H	PAH16
<b>KM</b>	<b>3</b>	<b>3,5</b>	<b>1</b>	<b>7,5</b>
24KH25:1 0-0,2	1,08	2,09	3,42	6,59
24KH25:2 0-0,2	0,24	1,91	3,74	5,89
24KH25:3 0-0,2	0,38	0,96	2,04	3,38
24KH26:1 0-0,2	1,51	3,13	4,26	8,9
24KH26:2 0-0,2	1,37	3,91	7,5	12,78
24KH26:3 0-0,2	1,32	4,96	6,98	13,26
24KH27:1 0-0,2	0,2	2,51	4,1	6,81
24KH27:2 0-0,2	1,4	3,45	6,88	11,73
24KH27:3 0-0,2	0,56	3,26	6,83	10,65
24KH28:1 0-0,2	1,06	5,07	10,1	16,23
24KH28:2 0-0,2	0,93	3,49	7,54	11,96
24KH28:3 0-0,2	0,67	3,42	7,66	11,75
24KH29:1 0-0,2	0,62	2,24	4,34	7,2
24HK29:2 0-0,2	0,43	1,92	3,72	6,07
24KH29:3 0-0,2	0,32	1,5	2,97	4,79

I ca 50% (7/15) av fallen så överskrider det sammanvägda PAH $\Sigma$ 16-värdet vilket bedöms indikativt på risk.

Ett problem med riktvärdesmodellen är att den inte tar hänsyn till de kumulativa effekterna av olika föroreningar, den s.k. "cocktaileffekten". För att göra detta behövs det göras en kumulativ riskanalys. En sådan kan göras med olika antaganden, här har vi valt att göra en dos-/koncentrations-addition (engelska: *concentration addition, CA*) som är en metod som kan användas när de olika ingående ämnena har samma verkningsmekanism.

En sådan beräkning görs enligt ekvationen

$$X = P_a/x_a + P_b/x_b \dots + P_n/x_n$$

Där X är koncentrationen (halten) av en blandning med en specifik effekt (Här: KM), P<sub>a</sub> är andelen av ämne a i blandningen, P<sub>b</sub> ämne b osv (i detta fall de uppmätta halterna). X<sub>a</sub> är den halt/koncentration där kemikalie A anses ha effekt (Här: KM).

För en mark som innehåller KM precis blir den sammanvägda halten X (med antagandet att PAH-L, M och H förekommer i KM):

$$X_{KM} = 3/3 + 3,5/3,5 + 1/1 = 3$$

Dvs, den sammaviktade toxiska effekten i KM-scenariot är 3. För enkelhetens skull brukar det värdet divideras med 3 för att erhålla 1, dvs. ett framräknat viktat värde på <1 innebär acceptabel risk och ett värde >1 innebär risk för oacceptabla effekter enligt:

$$X_{KM} = \frac{3/3 + 3,5/3,5 + 1/1}{3} = 1$$

För det specifika fallen blir X:

$$X = \frac{[PAH - L]/3 + [PAH - M]/3,5 + [PAH - H]/3,5}{3}$$

Uträkningen kan också göras med avseende på det storstadsspecifika riktvärdet, scenario D på samma sätt:

$$X = \frac{[PAH - L]/15 + [PAH - M]/20 + [PAH - H]/1,8}{3}$$

Samt MKM:

$$X = \frac{[PAH - L]/15 + [PAH - M]/20 + [PAH - H]/10}{3}$$

Tabell 7 Beräknade kumulativa toxiska ekvivalenter för KM (CA(KM)) och Riktvärde D (CA(D)). Enheter för de ingående PAH i mg/kg TS. Värde för riskkvot >1 indikerar risk.

	PAH-L	PAH-M	PAH-H	CA (KM)	CA(D)
<b>KM</b>	3	3,5	1	1	1
<b>Riktvärde D</b>	15	20	1,8		
<b>MKM</b>	15	20	10		
24KH25:1 0-0,2	1,08	2,09	3,42	1,5	0,7
24KH25:2 0-0,2	0,24	1,91	3,74	1,5	0,7
24KH25:3 0-0,2	0,38	0,96	2,04	0,8	0,4
24KH26:1 0-0,2	1,51	3,13	4,26	1,9	0,9
24KH26:2 0-0,2	1,37	3,91	7,5	3,0	1,5
24KH26:3 0-0,2	1,32	4,96	6,98	2,9	1,4
24KH27:1 0-0,2	0,2	2,51	4,1	1,6	0,8



24KH27:2 0-0,2	1,4	3,45	6,88	<b>2,8</b>	<b>1,4</b>
24KH27:3 0-0,2	0,56	3,26	6,83	<b>2,6</b>	<b>1,3</b>
24KH28:1 0-0,2	1,06	5,07	10,1	<b>4,0</b>	<b>2,0</b>
24KH28:2 0-0,2	0,93	3,49	7,54	<b>2,9</b>	<b>1,5</b>
24KH28:3 0-0,2	0,67	3,42	7,66	<b>3,0</b>	<b>1,5</b>
24KH29:1 0-0,2	0,62	2,24	4,34	<b>1,7</b>	0,9
24HK29:2 0-0,2	0,43	1,92	3,72	<b>1,5</b>	0,7
24KH29:3 0-0,2	0,32	1,5	2,97	<b>1,2</b>	0,6
Medel	0,81	2,92	5,47	<b>2,2</b>	<b>1,1</b>

Om MKM används som riktvärde är risken acceptabel. För KM innebär halterna kumulativ risk för oacceptabla effekter i nästan samtliga fall inkl. medelvärde. Om istället de storstadsspecifika riktvärdena för scenario D används är det ändå ca 50% av områdena som har halter PAH som innebär risk för oacceptabla effekter. Det bör dock noteras att överskridandet av PAH som helhet är som mest med en faktor 4 vilket betraktas som måttligt.

### Steg 3: Fördjupad bedömning med NV Riktvärdesmodell

Utifrån detta görs en fördjupad bedömning utifrån PAH-M, och PAH-H; maxhalter:

**Tabell 8 Påträffade maxhalter samt riktvärden, enheter mg/kg TS f.**

Ämne	Maxhalt	KM	Styrande för riktvärde	MKM	Styrande för riktvärde
<b>PAH-M</b>	5,07	<b>3,5</b>	Inandning av ånga	<b>20</b>	Inandning av ånga
<b>PAH-H</b>	10,1	<b>1</b>	Intag av växter	<b>10</b>	Skydd av markmiljö
<b>Bly</b>	478	<b>50</b>	Bakgrundshalt	<b>180</b>	Intag av jord

### **PAH-M**

Det hälsobaserade riktvärdet för KM om 3,3 överskrids med en faktor 2, det hälsobaserade riktvärdet för MKM om 21 mg/kg underskrids med marginal, faktor om ca 6. Dvs den påträffade maxhalten är ca 1/6 av det hälsobaserade riktvärdet för MKM. Styrande för riktvärdet för KM och MKM är inandning av ånga. Detta utifrån att modellen beräknar uppskattade koncentrationer i inom- och utomhusluft. Då markerna ska användas som grönområde/rekreation görs en första bedömning genom att använda Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Version 2.2), scenario KM och sätta andelen inomhusvistelse till noll (0). Detta utifrån att modellen som standard antar att andelen inomhusvistelse är 100 % (värde 1 i modellens exponeringsparametrar). På så sätt erhålls ett platsspecifikt riktvärde, det bör noteras att detta är väldigt generellt framtaget och har

inte justerats för andra parametrar än ingen inomhusvistelse. Detta innebär ett antagande om daglig exponering för barn och vuxna:

Inandning av ånga			
Exponeringstid barn	365	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	0	1	-

Figur 4 Justerad exponeringsparameter.

Detta resulterar i att det justerade riktvärdet för utomhusvistelse blir 10 mg/kg TS. Styrande för riktvärdet är skydd av markmiljö (Tabell 9).

Tabell 9 Maxhalt, Riktvärde för KM samt platsspecifikt riktvärde (KM-scenariot), enhet mg/kg.

Ämne	Maxhalt	KM	Styrande för riktvärde	PSRV <sub>KM</sub>	Styrande för riktvärde
PAH-M	5,07	3,5	Inandning av ånga	10	Skydd av markmiljö

Den lägsta envägsconcentrationen är 34 mg/kg TS, intag av växter (25 g/dag för barn, 20 g/dag vuxen). Det hälsobaserade riktvärdet för långtidseffekter är 20 mg/kg TS (Tabell 10).

Tabell 10 Envägsconcentrationer samt riktvärde för hälsa i mg/kg TS.

Ämne	Envägsconcentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	
PAH-M	330	540	240	570	110	34	20

### Delsammanfattning:

De påträffade halterna av PAH-M underskrider envägsconcentrationerna för hälsa samt riktvärdet gällande långtidseffekter, vilket innebär att halterna PAH-M med största sannolikhet inte innebär någon hälsorisk för människor som vistas på platsen.

### PAH-H

Styrande för riktvärdet är intag av växter. Detta är baserat på att barn har ett dagligt intag av växter som odlas på plats om 10 % av det dagliga intaget vilket motsvarar 25 g/dag för barn och 40 g/dag för vuxna, utifrån förutsättningen i modellen att barn har ett dagligt intag om 250 g och vuxna 400 g. Då området ska användas som grönområde är bedömningen att modellens antagande om växtodling inte är realistiskt, det kan på goda grunder antas att marken inte kommer att odlas upp för att bedrivas växtodling på. Om någon odling överhuvudtaget sker är det snarare genom pallkragodlingar eller liknande men även detta bedöms inte som sannolikt. Om så sker kommer odlingen att ske i annan jord än den undersökta. Gällande vilt växande frukt och bär inom området visar andra studier att bly och arsenik inte ackumuleras i den omfattning att det utgör en exponeringskälla för boende som konsumerar bär och frukt (Wescon, 2021). För PAH-H sker det ett upptag till framför allt rotfrukter och rotdeklar av växter, dessa är dock inte ätliga. Studier utförda på just upptag av PAH i bär och grönsaker visar att upptaget av



PAH-H från förorenad jord till växter är mycket lågt. Anledningen till detta är att PAH med fler än 4 ringar (som PAH-H) har ett  $\log K_{ow} > 4$  vilket minskar vattenlösligheten och därigenom växters förmåga att ta upp och transportera ämnena. Utifrån ovanstående bedöms intaget och exponeringen av PAH-H via intag av frukt och bär vara försumbart, utifrån den låga konsumtionen av vilt växande bär i kombination med lågt upptag av PAH-H i dessa växter.

Om intag av växter tas bort i modellen så erhålls ett platsspecifikt riktvärde om 2,5 mg/kg baserat på skydd av markmiljö. Då dels denna bedömning är avgränsad till att bedöma hälsoeffekter, dels att det kan antas att markmiljön inte är något problem, erhålls ett justerat PSRV om 3 mg/kg TS baserat på intag av jord.

**Tabell 11 Maxhalt, Riktvärde för KM samt platsspecifikt riktvärde (KM-scenario), enhet mg/kg.**

Ämne	Maxhalt	KM	Styrande för riktvärde	PSRV <sub>KM</sub>	Styrande för riktvärde
PAH-H	10,1	1	Intag av växter	3	Intag av jord

Envägskoncentrationen för intag av ord överskrider, däremot inte hudkontakt (som är i paritet, Tabell 12).

**Tabell 12 Envägskoncentrationer samt riktvärde för hälsa i mg/kg TS.**

Riktvärden							
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	
PAH-H	6,6	11	32	820	28	beaktas ej	3,2

Det påträffade maxvärdet om 10,1 befinner sig någonstans över KM och PSRV<sub>KM</sub> men under MKM och det platsspecifika riktvärdet för Kvarnholmen.

Steg 4: Undersökning av gränserna för daglig exponering för PAH-H med NV beräkningsverktyg

För att undersöka riskerna så görs en modellering där antalet dagar som människor exponeras för låts variera; detta utifrån att riktvärdet beräknas utifrån olika parametrar inklusive antal dagar per år som exponering sker. Då den huvudsakliga skillnaden mellan KM och MKM är antalet dagar exponering sker (men även genomsnittligt intag mm, Tabell 13) kan en riskanalys utföras där exponeringen tillåts variera mellan 60/200 dagar (MKM) och 365 dagar (MKM) för att undersöka var gränsen går. Dvs scenario KM men variation av antalet dagar samt fokuserat på riktvärdet för jord.

Tabell 13 Generella parametrar för beräkning av exponering via direktintag av jord,  $R_{is}$ , Från SNV rapport 5976.

	KM	MKM
<b>Barn</b>		
Dagligt jordintag, $S_{child}$ [mg/d]	120	80
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{is\_child}$ [d/år]	365	60
Kroppsvikt, $m_{child}$ [kg]	15	15
Viktbaserad daglig exponering, $R_{is}$ [mg jord/kg, d]	8	0,88
Antal år som exponering sker, $T_{child}$ [år]	6	6

Simuleringen visar riktvärdet för intag av jord, samt antalet dagar som det krävs exponering för att underskrida riktvärdet. N.B. att antalet exponeringsdagar sätts till lika för vuxna och barn:

Tabell 14 Beräknade riktvärden utifrån exponerade dagar. Enheter mg/kg.

Antal dygn exponering	365 <sup>1</sup>	120 <sup>2</sup>	80 <sup>3</sup>	60 <sup>3</sup>	50 <sup>3</sup>	48 <sup>3</sup>	45 <sup>3</sup>
Jordintag	6,6	20	30	40	48	50	53
Hudkontakt jord	11	11	16	21	26	27	28
Hälsobaserat RV	3	4,5	7,1	8,7	10 <sup>4</sup>	10	11

<sup>1</sup>Som KM, 365 d exponering jordintag övriga parametrar oförändrade.

<sup>2</sup>Som KM med 120 d exponering för intag av jord

<sup>3</sup>Samtliga exponeringsparametrar satta till 80/60/50/48/45 dagar

<sup>4</sup>Styrt av hudkontakt jord

Utifrån detta är bedömningen att ca 50 dagars exponering per år, utifrån det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet för långtidseffekter för långvarig exponering av hud, innebär inga oacceptabla effekter för människors hälsa.

Gällande huruvida denna information är rimlig eller inte kan ställas i relation till den information om barn och ungdomars fritidsaktiviteter som finns framtaget av SCB och friluftsförbundet utfört. Enligt detta tillbringar barn mest tid utomhus, sedan ungdomar och sist vuxna. En 5-åring antas vistas i snitt 20 h i veckan utomhus, en 15-åring mindre än 10 h/vecka och en vuxen tillbringar ca 4 h i veckan utomhus.

Barn mellan 5 och 15 år tillbringar i snitt 15 h i veckan utomhus, 17 % anger att de vistas mer än 30 h i veckan utomhus. Merparten utomhusaktiviteterna äger rum på den egna trädgården eller gården och 28 % anger att de leker i skogen och klättrar i träd. Den aktivaste gruppen av barn kan alltså tillbringa 30–40 h i veckan utomhus och ca 1/3 del av dessa kommer ofta att vara i skogen. Vi kan anta att den aktiva perioden är mellan



mars – oktober (8 av 12 månader) då lek i skogen sker. För vintermånader finns ingen statistik att tillgå, men att mängden utomhusvistelse sjunker markant under november – februari är högst sannolikt. Om vintern är snörik ökar säkert vistelsen utomhus men vid snötäcke är exponeringen för jord nästan obefintlig (Wescon, 2021).

Detta innebär en exponering om ca 160 dagar per år vilket är mer än de 50 dagarna enligt modellen.

#### Steg 5: PAH-H, beräkning av dygns/livstidsdos för jordintag och hudupptag samt jämförelse med toxiskt referensvärde (TRV)

Som komplement utförs en fördjupad riskanalys för vistelse i naturmarken med de indata enligt ovan samt kompletterade med nya data för intag av jord samt hudkontakt med jord. Exponering under 5 dagar/veckan under 8 månader (32 veckor) vid lek i skogen (utanför kvarters och gårdsmark). I Naturvårdsverkets beräkningsmodell för känslig markanvändning antas att 100 mg/dag för barn upp till 6 år oavsiktligt nedsväljs. Utöver detta intag adderas ytterligare 20 mg/dag med hänsyn till enstaka pica-beteende under barnets uppväxt, totalt 120 mg/dag. Motsvarande mängd jord för vuxna är 50 mg/dag. Som underlag till bedömningen hänvisar NV till en rapport från USEPA daterad år 2002, denna uppdaterades i september 2017. Av den framgår att intag av jord vid utomhusvistelse är ca 40 mg/dag + pica intag. Skulle samma påslag om 20 mg/dag göras blir det genomsnittliga intaget 60 mg/dag, 95:e percentilen är 90 mg/dag. Detta överensstämmer med Naturvårdsverkets generella exponeringsscenario för MKM som är 80 mg/dag för barn. Beräkningarna görs för barn som är den känsligaste gruppen individer.

Exponeringsförutsättningar:

Tabell 15 Exponeringsparametrar.

Parameter	Värde	Enhet	Anm.
Medelhalt PAH-H, $C_{is}$ samt $C_{du}$	5,47	mg/kg	Uppmätt
Antal dygn exponering, $t_{is}$ , $t_{du}$	160	d/år	
Kroppsvikt, $m$	15	kg	
Exponerad hudyta, $K$	0,5	m <sup>2</sup>	
Dagligt intag jord, $SI$	90	mg	100 % av partiklarna kommer från det förorenade området
Hudexponering, $SE$	2000	mg/m <sup>2</sup>	-?-
TRV, $RISK_{or}$	8,3E-06	mg/kg,d	Riskbaserat intag, istf. TDI motsvarande toxiskt referensvärde
Biotillgänglighetsfaktor, $f_{bio-or}$ , $f_{bio-du}$	1		Biotillgänglighetsfaktor, oralt och dermalt. 1 = 100 %
Absorptionsfaktor $F_{du}$	13	%	Absorptionsfaktor dermalt upptag

Exponeringstid, $T_{child}$	6	år	Antal år som barn exponeras
Livslängd, $T_{int}$	80	år	Förväntad livslängd

### Jordintag

Dosen som barn exponeras för med *jordintag* beräknas enligt:

$$\text{Dos (mg/kg d)}(R_{is}): C_{is} \cdot f_{bio-or} \cdot SI \cdot t_{is} / 365 \cdot m \cdot 10^6$$

$C_{is}$	$f_{bio-or}$	$SI$	$M$	$t_{is}$	$Dos$	% av TRV
mg/kg		mg	Kg	D	mg/kg d	
5,47	1	90	15	160	1,4E-05	173%

Livstidsmedelvärdet av jordintaget beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet enligt:

$$R_{is\_int} = R_{is} \cdot T_{child} / T_{int}$$

Detta beräknas till 1,1E-06 mg/kd d vilket motsvarar 13 % av TRV.

**Delsammanfattning:** Utifrån detta bedöms det att risken för jordintag behöver utredas vidare, daglig exponering motsvarar 173 % av det toxiska referensvärdet (TRV) och livstidsexponeringen motsvarar 13% av TRV.

### Hudkontakt

Dosen som barn exponeras för med *hudkontakt* och genom hudupptag beräknas enligt:

$$\text{Dos (mg/kg d)}(R_{is}): C_{du} \cdot f_{du} \cdot SE \cdot A \cdot f_{bio-du} \cdot t_{du} / 365 \cdot m \cdot 10^6$$

$C_{du}$	$f_{bio-du}$	$SE$	$A$	$f_{du}$	$M$	$t_{du}$	$Dos$	% av TRV
mg/kg		mg/m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>		Kg	d	mg/kg d	
5,47	1	2000	0,5	0,13	15	160	2,1E-05	250%

Livstidsmedelvärdet av exponeringen via hudkontakt,  $R_{du-int}$ , som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet på samma sätt som för jordintag. Detta beräknas till 1,1E-06 mg/kd d vilket motsvarar 13 % av TRV.

**Delsammanfattning:** Gällande hudupptag så motsvarar den dagliga exponeringen 250 % av det toxiska referensvärdet (TRV), vilket behövs utredas vidare.

Steg 6. PAH-H Probabilistisk analys av hudupptag och jordintag



För att utreda riskerna som identifierats och för att närmare beskriva riskerna görs en probabilistisk analys där fördelningsfunktioner med fördelning, medelvärde och standardavvikelse används istället för medelvärden.

### Jordintag

De parametrar som tillåts variera är halterna av påträffade PAH ( $C_{is}$ ), kroppsvikten ( $m$ ), jordintag ( $SI$ ) samt antal dygn med exponering ( $t_{is}$ ):

$$p(R_{is}) = p(C_{is}) \cdot f_{bio-or} \cdot p(SI) \cdot p(t_{is}) / 365 \cdot p(m) \cdot 10^6$$

**Påträffade halter:** Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 5,47 och standardavvikelse om 2,29 utifrån uppmätta halter.

**Antal dygn med exponering:** Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 20 dagar per år utifrån att barn mellan 5 och 15 år tillbringar i snitt 15 h i veckan utomhus ( $15/40 \cdot 160$ ) varav en tredjedel är i skog. Standardavvikelsen beräknas grovt utifrån att max är ca 53 dagar ( $30/40 \cdot 8; 1/3$ ), och min är noll (0), dvs  $(\max - \min / 4) = 13$ .

**Kroppsvikt:** Medelvikt på 15 kg är normalvärde för 3 åringar. Utifrån data från CDC används 15 kg samt en standardavvikelse på 1,76.

**Jordintag:** Utifrån det genomsnittliga intaget 60 mg/dag, samt 95:e percentilen på 90 mg/dag används standardavvikelsen 15.

**Resultat:** Monte Carlo simuleringar ( $n=30\ 000$ ) visade att utifrån de givna parametrarna så var exponeringen i medel på 20 % av TRV, median 17 %. Inget av barnen beräknas exponeras för mer än dagligt TDI (TRV). 4 % av de exponerade barnen beräknas ha en daglig exponering på >50% av TRV.

Tabell 16 Monte Carlo simuleringar, medel och median av dagligt jordintag som % av TRV.

Medel	20%
median	17%
Andel >10% TRV	7%
Andel >20% TRV	4%
Andel >50% TRV	0%
Andel >100% TRV	0%

### Hudupptag

Det som tillåts variera är halterna av påträffade PAH ( $C_{du}$ ), kroppsvikten ( $m$ ), hudexponering ( $Hudyta \times exponerad\ yta$ ) samt antal dygn med exponering ( $t_{du}$ ):

$$p(R_{du}) = p(C_{du}) \cdot f_{du} \cdot SE \cdot p(A) \cdot p(f_{exp(A)}) \cdot f_{bio-du} \cdot t_{du} / 365 \cdot p(m) \cdot 10^6$$

**Påträffade halter:** Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 5,47 och standardavvikelse om 2,29 utifrån uppmätta halter.

**Antal dygn med exponering:** Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 20 dagar per år utifrån att barn mellan 5 och 15 år tillbringar i snitt 15 h i veckan utomhus (15/40\*160) varav en tredjedel är i skog. Standardavvikelsen beräknas grovt utifrån att max är ca 53 dagar (30/40\*8; 1/3), och min är noll (0), dvs (max-min/4) = 13.

**Kroppsvikt:** Medelvikt på 15 kg är normalvärde för 3 åringar. Utifrån data från CDC används 15 kg samt en standardavvikelse på 1,76.

**Hudexponering:** Beräkningen av exponerad hudyta i Naturvårdsverkets modell utgår från att vid känslig markanvändning har barn hela kroppen utom bålen exponerad, vilket motsvarar 70 procent av den totala hudytan. Exponerad hudyta för vuxna är baserad på ett scenario där personerna är klädda i shorts och kortärmad tröja. Det använda värdet följer USEPA:s rekommendation att räkna på 25 procent av en genomsnittlig kroppsytan på 2 m<sup>2</sup>. Hudytan för barn 1<11 år är enligt USEPA i medel 0,75 m<sup>2</sup>, med en standardavvikelse om 0,1. Gällande exponerad yta så motsvarar hela kroppen utom bålen ca 65% som högsta exponering (kortbyxor och t-shirt). Enbart huvudet samt händer motsvarar ca 20% vilket får anses vara minsta exponering. Det ger ett medelvärde för täckning om ca 42 % med en standardavvikelse om 11; detta utifrån att modellera att barn ibland enbart har på sig shorts och t-shirts; ibland mer kläder upp till att kroppen utom ansiktet är täckt (långbyxor/skor mm) .

**Resultat:** Monte Carlo simuleringar (n=15 000) visade att exponeringen var i medel på 27% av TRV, median 23 %. 1 % av exponeringarna var >100% av TRV.

Tabell 17 Monte Carlo simuleringar, medel och median av dagligt hudupptag som % av TRV.

Medel	27%
Median	23%
Andel >10% TRV	80%
Andel >20% TRV	56%
Andel >50% TRV	12%
Andel >100% TRV	1%

### Delsammanfattning:

Sammanfattningsvis innebär lek i området en hudexponering om ca 25% av TRV dagligen. I modelleringen förutspås 99 % av barnen få en daglig exponering <TR, emedan ca 1% bedöms kunna exponeras >TRV dagligen. Baserat på detta bedöms risken för att utsättas för PAH-H i skadliga nivåer genom hudupptag som måttligt.



För jordintag innebär lek i området en exponering av ca 20 % av TDI (TRV). Modellen förutspår att inga, eller ett försumbart antal, av barnen utsätts för en daglig exponering över TDI(TRV). Endast 4 % av de exponerade barnen beräknas få en daglig exponering på >50% av TRV. Utifrån detta bedöms risken för exponering genom jordintag som låg.

## Bly

Steg 2: Fördjupad bedömning med NV Riktvärdesmodell

Tabell 18 Påträffade halter bly i mg/kg TS samt riktvärden för KM, MKM och D.

Ämne	Max	medel	KM	Styrande för riktvärde	MKM	Styrande för riktvärde	D
Bly	478	237	50	Bakgrundshalt	180	Intag av jord	70

En förenklad riskanalys med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg görs med två justeringar utifrån de faktiska förutsättningarna som redovisats i kapitlen om PAH ovan, nämligen: Antal dygn med exponering antas vara 160, enbart utomhusvistelse. Intag av dricksvatten tas även bort:

Exponeringsparametrar		KM	
Intag av förorenad jord			
Exponeringstid barn	160	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	160	365	dag/år
Hudkontakt med jord/damm			
Exponeringstid barn	160	120	dag/år
Exponeringstid vuxna	160	120	dag/år
Inandning av damm			
Exponeringstid barn	160	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	160	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	0	1	-
Inandning av ånga			
Exponeringstid barn	160	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	160	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	0	1	-
Intag av växter			
Konsumtion barn	0,25	0,25	kg/dag
Konsumtion vuxna	0,4	0,4	kg/dag
Andel från odling på plats	0,1	0,1	-

Figur 5 Exponeringsparametrar i verktyget.

Styrande för riktvärdet blir då intag av dricksvatten, med begränsande envägskoncentrationer enligt **Fel! Hittar inte referensälla.:**

Tabell 19 beräknade envägskoncentrationer för bly.

Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	
Bly	48	340	9100	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	42

Det platsspecifika riktvärdet beräknas till 40 mg/kg, styrande för riktvärdet blir intag av jord.

Bly Steg 3: beräkning av dygnsdos och jämförelse med TDI

På samma sätt som i kapitlet om PAH-H ovan görs beräkningen för bly och för exponering av barn:

Exponeringsförutsättningar:

Tabell 20 Exponeringsparametrar.

Parameter	Värde	Enhet	Anm.
Medelhalt bly, $C_{is}$ samt $C_{du}$	237	mg/kg	Uppmätt
Antal dygn exponering, $t_{is}$ , $t_{du}$	160	d/år	
Kroppsvikt, $m$	15	Kg	
Exponerad hudyta, $K$	0,5	m <sup>2</sup>	
Dagligt intag jord, $SI$	90	Mg	100 % av partiklarna kommer från det förorenade området
Hudexponering, $SE$	2000	mg/m <sup>2</sup>	-?-
TDI	5E-4	mg/kg,d	Tolerabelt dagligt intag
Biotillgänglighetsfaktor, $f_{bio-or}$ , $f_{bio-du}$	1		Biotillgänglighetsfaktor, oralt och dermalt.
Absorptionsfaktor $F_{du}$	1	%	Absorptionsfaktor dermalt upptag
Exponeringstid, $T_{child}$	6	År	Antal år som barn exponeras
Livslängd, $T_{int}$	80	År	Förväntad livslängd

Dosen som barn exponeras för med *jordintag* beräknas enligt:

$$\text{Dos (mg/kg d)}(R_i): C_{is} \cdot f_{bio-or} \cdot SI \cdot t_{is} / 365 \cdot m \cdot 10^6$$

$C_{is}$	$f_{bio-or}$	$SI$	$m$	$t_{is}$	$Dos$	% av TDI
mg/kg		mg	kg	D	mg/kg d	
237	1	90	15	160	6,2E-04	124 %

**Delsammanfattning:** Utifrån detta bedöms risken för jordintag som oacceptabelt, den dagliga exponeringen motsvarar 124 % av TDI.

Dosen som barn exponeras för genom *hudupptag* beräknas enligt:

$$\text{Dos (mg/kg d)}(R_i): C_{du} \cdot f_{du} \cdot SE \cdot A \cdot t_{du} \cdot f_{bio-du} / 365 \cdot m \cdot 10^6$$



$C_{du}$	$f_{bio-du}$	$SE$	$A$	$f_{du}$	$M$	$t_{du}$	$Dos$	% av <b>TDI</b>
$mg/kg$		$mg/m^2$	$m^2$		$Kg$	$d$	$mg/kg d$	
237	1	2000	0,5	0,01	15	160	6,9E-05	14 %

**Delsammanfattning:** Utifrån detta bedöms risken för skadliga effekter genom hudupptag som lågt, den dagliga exponeringen motsvarar < 20 % av TDI. Vilket innebär att 80 % kan komma från andra källor. Detta bedöms som acceptabelt.

Bly Steg 4: Probabilistisk bedömning

För att utreda riskerna som identifierats och för att närmare beskriva riskerna görs en probabilistisk analys där fördelningsfunktioner med fördelning, medelvärde och standardavvikelse används istället för medelvärden.

### Jordintag

De parametrar som tillåts variera är halterna av påträffade PAH ( $C_{is}$ ), kroppsvikten ( $m$ ), jordintaget ( $SI$ ) samt antal dygn med exponering ( $t_{is}$ ):

$$p(R_{is}) = p(C_{is}) \cdot f_{bio-or} \cdot p(SI) \cdot p(t_{is}) / 365 \cdot p(m) \cdot 10^6$$

**Påträffade halter:** Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 237 och standardavvikelse om 100 utifrån uppmätta halter.

**Antal dygn med exponering:** Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 20 dagar per år utifrån att barn mellan 5 och 15 år tillbringar i snitt 15 h i veckan utomhus ( $15/40 \cdot 160$ ) varav en tredjedel är i skog. Standardavvikelsen beräknas grovt utifrån att max är ca 53 dagar ( $30/40 \cdot 8; 1/3$ ), och min är noll (0), dvs  $(\max - \min) / 4 = 13$ .

**Kroppsvikt:** Medelvikt på 15 kg är normalvärde för 3 åringar. Utifrån data från CDC används 15 kg samt en standardavvikelse på 1,76.

**Jordintag:** Utifrån det genomsnittliga intaget 60 mg/dag, samt 95:e percentilen på 90 mg/dag används standardavvikelsen 15.

**Resultat:** Monte Carlo simuleringar ( $n=10\ 000$ ) visade att utifrån de givna parametrarna så var exponeringen i medel på 14 % av TDI, median 12 %. Inget av barnen beräknas exponeras för mer än dagligt TDI. 24 % av de exponerade barnen beräknas ha en daglig exponering på >20% av TDI och 1% över 50% av TDI.

**Tabell 21 Monte Carlo simuleringar, medel och median av dagligt jordintag som % av TDI.**

Medel	14%
Median	12%
Andel >20% TDI	24%
Andel >50% TDI	1%
Andel >100% TDI	0%

### Delsammanfattning:

För jordintag innebär lek i området att en exponering av ca 14 % av TDI. Modellen förutspår att inga, eller försumbart antal, av barnen utsätts för en daglig exponering över TDI. Endast 1 % av de exponerade barnen beräknas få en daglig exponering på >50% av TDI. Utifrån detta bedöms risken för exponering genom jordintag som låg.

## 5. Sammanfattning och diskussion

I de översiktliga undersökningarna och bedömningarna påträffades alifatiska kolväten C16-35, kvicksilver, bly, PAH-M samt PAH-H i halter som behövde utredas vidare för att kunna bedöma om de utgjorde en risk eller inte.

De påträffade halterna av **alifatiska kolväten C16-35** visade sig vara störning i GC-MS-analysen genom organiska ämnen i jorden. Marken innehåller inga oljekolväten och utgör därmed inte någon risk utifrån dessa ämnen.

De påträffade halterna av **kvicksilver** utgör i sig ingen risk. Även om halterna i enstaka prov överskrider KM så är inandning av ångor inomhus styrande för det riktvärdet. Då exponeringen sker utomhus innebär detta att för den aktuella situationen och området underskreds riskkvoterna och halterna bedöms inte utgöra någon risk.

Gällande **bly** så påträffades det i halter över KM, men under det platsspecifika riktvärdet för Kvarnholmen. En fördjupad riskanalys, utifrån den högsta identifierade risken som är intag av jord, visar att den uppskattade exponeringen motsvarar ca 14 % av det tolerabla dagliga intaget (TDI), dvs drygt 80% kan komma från andra källor. Detta är generellt ansett som acceptabelt enligt praxis i riskanalyser. Bedömningen är att även om det finns relativt höga halter utgör detta en acceptabel risk.

Gällande **PAH-M** så är det samma som för kvicksilver. Inandning av ångor inomhus är styrande för riktvärdet. Då exponeringen sker utomhus underskreds riskkvoterna och halterna bedöms inte utgöra någon risk.

För **PAH-H** så är medelhalten under det platsspecifika riktvärdet för Kvarnholmen samt maxhalten i nivå med det. Den fördjupade riskbedömningen visar att gällande intag av jord innebär vistelse/lek i området en exponering om ca 20 % av gränsvärdet för en dag (TRV). Enligt beräkningarna kommer inga barn att utsättas för mer än TRV dagligen. Exponering genom hud innebär på samma sätt en daglig exponering om ca 25% av TRV. Enligt modellen antas 99 % av barnen få en exponering under TRV, endast ca 1% av barnen bedöms kunna utsättas för mer än TRV dagligen. Baserat på detta bedöms den modellerade risken för att utsättas för PAH-H i skadliga nivåer genom hudupptag som måttlig.

Jordlagren i området är dock generellt tunna och bitvis ligger berg i dagen. De föroreningar som finns bedöms härstamma från stoft/nedfall från den tidigare närliggande superfosfatfabriken. Detta innebär att det inte finns särskilt mycket material att kunna exponeras för, rent fysiskt. Ur ett riskbedömningsperspektiv innebär detta att risken för att kunna exponeras för skadliga doser av kvicksilver, bly, PAH-M och PAH - H minskar betydligt jämfört med de modellerade resultaten ovan. Det innebär alltså en ytterligare faktor som sänker risken.

Resultatet bedöms vara representativt även för natur- och parkområden inom detaljplanen.

Resultatet av genomförd analys, tillsammans med jämförelsen med det närliggande Finnberget där det framräknade platsspecifika riktvärdet underskrids, och förhållandena på platsen gör att den samlade bedömningen är att risken för människors hälsa är acceptabel. Användning av grönområdet för rekreation bedöms sannolikt inte påverka barn eller vuxna negativt utifrån de påträffade föroreningarna. Inga riskhanteringsåtgärder bedöms nödvändiga.

### **Resonemang om risk och kostnader för riskhantering**

Det bör betonas att halterna av bly och PAH-H är klart förhöjda och att en risk har identifierats, men bedömts vara acceptabel. Detta innebär dock inte att risken inte finns. Samtidigt är det viktigt att skilja på fara och risk. Med fara menas de påträffade föroreningarnas inneboende farlighet, med risk avses sannolikheten att exponeras för sagda [farliga] föroreningar i sådana doser att skador uppkommer. De påträffade föroreningarna, bly och PAH-H, bedöms ha en hög inneboende farlighet, de är giftiga på vardagsspråk. Samtidigt så bedöms risken för att människor utsätts i så pass höga doser så att skador uppkommer som låg, så pass låg att man talar om en acceptabel risk. Men det bör poängteras att de som vistas där ändå exponeras för farliga ämnen. Detta kan tyckas motsägelsefullt men det är så risker bedöms och hanteras rent generellt.

En exploatering av området i enlighet med detaljplanen kommer sannolikt att innebära att fler barn rör sig i området jämfört med idag och tidigare. Om det utifrån de identifierade och kvantifierade riskerna skulle göras en motsatt slutsats, att föroreningarna skulle behöva åtgärdas (utifrån att det ändå finns en risk och att farliga ämnen påträffats till exempel), bör detta ställas i relation till vilka kostnader (ekonomiska, kulturella, ekologiska och hälsomässiga) som det för med sig.

De påträffade föroreningarna befinner sig i de ytliga jordlagren, så för att hantera dessa bedöms tre alternativ föreligga för att hantera riskerna: Avspärning av området, övertäckning av jorden eller sanering/bortschaktning av jorden.

1. **Avspärning av området** med stängsel för att helt hindra rekreation inom området.



Det skulle innebära att helt stängsla in hela naturområdet, inklusive stigar, genom området. Stängslet bör vara minst 4 m högt och försett med extra skydd,



typ taggtråd eller liknande. Sträckan runt hela området är ca 1 km. Ett industristängsel med taggtråd skulle kosta ca 600 000 kr, arbete med att gjuta stolpar skulle sannolikt uppgå till lika mycket, så totalkostnaden kan uppskattas till ca 1–2 mkr. Tillkommer gör kostnader för årligt underhåll, kontroll, reparation med mera. Utöver själva kostnaderna skulle det innebära att de rekreativa värdena går förlorade samt att landskapsbilden ändras i från av ett högt stängsel med taggtråd (eller motsvarande) som skulle hägna in området. Det skulle sannolikt upplevas negativt ur ett estetiskt, trivsamt och rekreativt perspektiv. Däremot skulle områdets ekologiska värden bibehållas, men några ekosystemtjänster (kopplade till rekreation) försvinna.

- Övertäckning av jorden.** För att minska exponering skulle jorden behöva täckas med ca 2 dm matjord. Förutom en uppskattad kostnad av ca 1,5 mkr för själva matjorden (Utifrån en antagen yta om 61 000 m<sup>2</sup>) samt en utläggningskostnad om ca 900 000, totalt 2,4 mkr, är bedömningen att merparten av jorden inte skulle ligga kvar utan regna eller rulla bort på grund av topografin, stenhällar med mera. Utläggningen måste i så fall göras etappvis och ytan kontinuerligt besås med vegetation som binder jorden, men det är tveksamt om ens det kommer att kunna fungera. En sådan åtgärd skulle dessutom få stora ekologiska konsekvenser. Bedömningen är att denna lösning inte skulle fungera i praktiken.
- Sanering/bortschaktning av all jord**, vilket även skulle leda till att områdets rekreativa och ekologiska värden förstörs, och att landskapsbilden skulle påverkas negativt. Området hyser relativt höga naturvärden med flera rödlistade arter. De viktigaste naturvärdena i området är framför allt knutna till gammal tallskog och sydbranter som har ett varmt mikroklimat och hyser många insektsarter. Området förekommer i ett nätverk tillsammans med andra miljöer med gamla träd i regionen. Nätverket av gamla tallar och ekar i dessa tätortsnära miljöer spelar sannolikt en stor roll för biologisk mångfald. Sett i en större skala så har Stockholmsregionen en särställning vad gäller miljöer med gammal tall. I och med urbaniseringen i regionen har många områden inte varit aktuella för rationellt skogsbruk, vilket gjort att det finns långt mycket mer värdefulla tallmiljöer kvar här jämfört med mer glesbefolkade liknande områden i Sverige. Området är också ett värde som spridningslänk.

Sammanfattningsvis kan sägas att naturområdet bidrar till biologisk mångfald och tillhandahåller ekosystemtjänster i form av naturvärden men även rekreativa värden. Det är ett välbesökt rekreationsområde och del av riksintresse för kulturmiljövården och utgör en viktig landskapsbild i form av sprickdalsbetonat obebyggt skärgårdslandskap.

Samtliga dessa värden skulle försvinna eller förstöras vid en sanering av området som skulle innebära att all jord och vegetation tas bort. Visserligen skulle området sannolikt återväxas med ny vegetation men tidsperspektivet är då sannolikt över 100 år.

Utöver de biologiska, rekreativa och landskapsmässiga värden som förstörs uppskattas kostnaden till ca 50 000 000 - 100 000 000 kr baserat på en uppskattad saneringskostnad av ca 1800 kr/m<sup>2</sup> för hela grönområdet Trolldalen.

Inte heller detta riskhanteringsalternativ bedöms vara rimligt.