

# Sicklaön 13:139, Nacka strand

Fördjupad hälsoriskbedömning

Uppdragsgivare Nacka 9 AB via AEB Anläggningsentreprenader AB	<b>Wescon Miljökonsult AB</b> www.wescon.se info@wescon.se	
Kontaktperson Henrik Sandström	Norra Källgatan 22 722 11 Västerås	
Kundnummer 1036		
Rapporttitel Sicklaön13:139, Nacka strand - Fördjupad hälsoriskbedömning		
Uppdragsnummer 1231-003	Upprättad 2025-01-28	Reviderad

STOCKHOLM 2025-01-28  
WESCON MILJÖKONSULT AB


Uppdragsledare

  
Emma Platesjö

Granskning

  
Petter Wetterholm

Handläggare

  
Mattias Höglom

## Sammanfattning

Vid en översiktlig undersökning i maj 2024 av bland annat förskolegården på fastigheten Sicklön 13:139, Nacka strand påvisades förhöjda halter av metaller, PAH och/eller PCB på olika djup. En förenklad riskbedömning upprättades som konstaterade att det kunde föreligga en risk för oacceptabel exponering men att mer provtagning vad nödvändig.

Under december 2024 genomfördes en kompletterande undersökning genom samlingsprovtagning i egenskapsområden (EO) inom förskolans fastighet i syfte att undersöka de översta massorna (0-0,3 meter), där risk för exponering föreligger. Provtagning genomfördes även av porluft för kontroll av spridning av förorenande ämnen genom förångning. Resultatet från undersökningen visade på betydligt lägre halter i de översta massorna än vad som tidigare påvisats. I porluften uppmättes låga halter av PAH-L. En kompletterande undersökning genomfördes även under januari 2025.

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av Nacka 9 AB via AEB Anläggningsentreprenader AB utfört en fördjupad hälsoriskbedömning för föroreningar påträffade på förskolegården på fastigheten Sicklaön 13:139. Syftet med riskbedömningen är att utifrån platsspecifika såväl kemiska som fysiska förutsättningar utföra en fördjupad bedömning av hälsoriskerna samt ta fram platsspecifika riktvärden för hälsa.

Endast i ett egenskapsområde (B) och dammet i hängrännorna har halter över de platsspecifika riktvärdena påvisats. Utifrån resonemanget kring att exponering sker över hela förskolans utemiljöer, beräkning av riskkvoter samt dosberäkning innebär överskridandet ändå exponering på säker nivå.

Hälsoriskbedömningen sammanfattas i nedan punkter:

- Acceptabel exponering av yttlig jord inom förskolan
- Acceptabel exponering via inandning av ånga
- Exponering vid lek vid hängränna
  - Halter över PSRV för bly och arsenik
  - Doser av Pb mellan 10-40% av TDI, beräknade blodblyhalter under EFSA skyddsnivå på 12 µg/l vilket innebär säkra nivåer
  - Riskkvoter för arsenik under 1 vilket innebär säkra nivåer (även inom EO B)
  - Halter över riktvärde för korttidsexponering förekommer för bly, det är dock inte rimligt att ett barn ska kunna få ihop 5 g jord vid ett tillfälle med avseende på den begränsande mängden damm som finns.

Det finns inget behov av riskreduktion för jord inom förskolan då riskbedömningen visar att den exponering som sker för barn och vuxna är inom säkra nivåer.

Enligt EFSA (2010) är målbilden att blyexponeringen ska minskas för EU:s befolkning. Rekommendationen är därför att hängrännorna tas bort för att minska risken för att damm ska uppkomma på liknande sätt som idag.

Undersökningen omfattar yttlig jord. Vid schaktarbeten i djupare nivåer eller vid framtida genomförande av planen kommer provtagning i djupare nivåer vara nödvändig.

## Innehåll

1	Inledning .....	6
1.1	Uppdrag och syfte .....	6
1.2	Avgränsning .....	6
1.3	Metod .....	7
2	Områdesbeskrivning .....	7
2.1	Planerad markanvändning .....	8
2.2	Geologi och hydrologi .....	8
3	Skyddsobjekt .....	9
4	Övergripande åtgärds mål .....	9
5	Förorenings situation .....	9
5.1	Mark .....	10
5.2	Porluft .....	14
5.3	Sammanfattad förorenings situation .....	15
6	Hälsoriskbedömning .....	15
6.1	Exponeringsenheter .....	15
6.2	Exponeringsvägar .....	16
6.3	Känslighetsanalys .....	24
6.4	Samlad hälsoriskbedömning och platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden .....	24
7	Kunskapsluckor .....	25
8	Behov av riskreducering .....	25
9	Referenser .....	27

## Bilagor

Bilaga 1 Dos-beräkningar

# 1 Inledning

Under maj 2024 genomfördes en översiktlig miljöteknisk markundersökning i samband med detaljplanering för nya bostäder och förskola inom detaljplaneområde Östra Nacka strand DP6, Nacka kommun. Detaljplanen omfattar bland annat fastigheten Sicklaön 13:139 där en förskola är lokaliserad. Tre provpunkter placerades inom förskolegården och det kunde konstateras att förhöjda halter av metaller, PAH och/eller PCB har påvisades på olika djup i dessa punkter. En förenklad riskbedömning upprättades som konstaterade att det kunde föreligga en risk för oacceptabel exponering men att mer provtagning vad nödvändig.

Under december 2024 genomfördes en kompletterande undersökning inom förskolans fastighet i syfte att undersöka de översta massorna (0-0,3 meter), där risk för exponering föreligger. Provtagning genomfördes även av porluft för kontroll av spridning av förorenande ämnen genom förångning. Resultatet från undersökningen visade på betydligt lägre halter i de översta massorna än vad som visades i Tyrens översiktliga undersökning. I porluften uppmättes låga halter av PAH-L. En kompletterande undersökning genomfördes även under januari 2025. Samtliga undersökningar har utgjort underlag för riskbedömningen.

## 1.1 Uppdrag och syfte

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av Nacka 9 AB via AEB Anläggningsentreprenader AB utfört en fördjupad hälsoriskbedömning för föroreningar påträffade på förskolegården på fastigheten Sicklaön 13:139, Nacka kommun.

Syftet med riskbedömningen är att utifrån platsspecifika såväl kemiska som fysiska förutsättningar utföra en fördjupad bedömning av hälsoriskerna samt ta fram platsspecifika riktvärden för hälsa.

Vid behov av riskreduktion kommer en åtgärdsplan att tas fram.

## 1.2 Avgränsning

Riskbedömningen avgränsas geografiskt till förskolegården inom fastigheten Sicklaön 13:139, se rödmarkering i Figur 2-1.

Riskbedömningen avgränsas till att endast omfatta bedömning avseende hälsorisker då detta är det primära inom undersökningsområdet. De ämnen som ingår i riskbedömningen är ämnen som påvisats i halter över KM och där hälsorisker är styrande. Eventuella miljörisker kommer att utredas inom ramen för detaljplanen och bedömning sker då för hela detaljplaneområdet.

Avgränsningen i djupled uppgår till 0,3 meter under markytan. Undersökta egenskapsområden har inte representerat en volym som är större än 50 m<sup>3</sup>.

### 1.3 Metod

Riskbedömningen har genomförts utifrån Naturvårdsverkets vägledning och beräkningsverktyget för riktvärden för förorenad mark. En fördjupad riskbedömning innebär att preciseringar av de generella antagandena till platsspecifika förutsättningar görs. Platsspecifika justeringar har gjorts för bland annat exponeringstider. Utöver det har mätningar genomförts för porluft.

## 2 Områdesbeskrivning

Fastigheten Sicklaön 13:139 är ca 3 300 m<sup>2</sup> och förskolegården utgör ca 2 300 m<sup>2</sup> av denna. Förskolan utgörs av tre sammansatta huskroppar och två uthus/förråd med en sammanlagd area på ca 780 m<sup>2</sup>.

Förskolegården utgörs till stor del av grusade ytor eller ytor belagda med konstgräs eller asfalt. Det finns en del planteringar med buskar och träd. I den nordöstra delen utgörs marken av naturmark med höjdskillnader. Norr om förskolegården sluttar marken brant ned mot ett skogsområde, berg i dagen finns i omgivningarna. Söder och öster om fastigheten finns bostäder och en skola.

I Figur 2-1 visas fastighetens och förskolegårdens utbredning samt de närmaste omgivningarna.



Figur 2-1 Fastigheten Sicklaön 13:139 samt ungefärlig utbredning på förskolegården.

## 2.1 Planerad markanvändning

Enligt pågående detaljplanearbete, Östra Nacka strand DP6, planeras byggnation av tre flerbostadshus inom området. I ett av dessa hus kommer förskoleverksamhet bedrivas med tillhörande förskolegård. Detaljplanens genomförande bedöms till ca 3–5 år bort i tiden, under tiden kommer förskoleverksamhet att bedrivas på samma sätt som idag på aktuell fastighet.

## 2.2 Geologi och hydrologi

Enligt SGU:s jordartkarta utgörs undersökningsområdet främst av berg i dagen men med ett osammanhängande ytlager av morän, (SGU, 2024).

Vid tidigare undersökning påträffades fyllningsmaterial i form av stenig, grusig sand inom området. Även tegelrester noterades vid provtagningen, (Tyréns AB, 2024).

Med avseende på det tunna jorddjupet inom området bedöms det inte finnas något sammanhängande grundvatten. Närmaste ytvatten är Lilla Värtan (Östersjön) ca 200 meter norr om fastigheten.



### 3 Skyddsobjekt

De identifierade skyddsobjekten i denna riskbedömning är barn som går på förskolan, personal på förskolan samt tillfälligt besökande.

### 4 Övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål anger vad man vill uppnå inom ett område. Målen ska utgöra en grund för riskbedömningen. De ska i första hand ange vilken användning eller funktion ett område önskas ha efter eventuell åtgärd samt vilken störning, påverkan eller restriktioner som kan accepteras. (Naturvårdsverket, 2009c).

Övergripande mål för området är:

- Förskoleverksamhet ska kunna bedrivas inom aktuellt område, utan oacceptabel risk för barn och vuxna som vistas och arbetar där.

### 5 Förorenings situation

Det har genomförts tre miljötekniska markundersökningar inom aktuellt undersökningsområde (förskolegården). Vid den första undersökningen utförd av Tyréns i maj 2024 placerades tre skruvborrspunkter för jordprovtagning inom området. Vid Tyréns översiktliga undersökning påvisades förhöjda halter av framför allt PAH, men även metaller, aromatiska kolväten och PCB. Analyserna omfattade inte alla nivåer av jordprofilen. Tyréns rekommendation var därför att en kompletterande undersökning skulle genomföras.

Den kompletterande undersökningen som genomfördes av Wescon i december 2024 utgjordes av en samlingsprovtagning av jord i 13 identifierade egenskapsområden (A-M) enligt Figur 5-1. Provtagning genomfördes även av porluft i fyra punkter inom förskolegården (Figur 5-5).

Ytterligare en kompletterande undersökning genomfördes av Wescon i januari 2025 då stickprovtagning av den ytligaste jorden genomfördes i 12 punkter intill förskolebyggnadens fasad samt av damm påvisat i hängrännor på en förrådsbyggnad (provpunkt w13), se Figur 5-4.

Nedan redovisas resultat från den senaste undersökningen. Fullständiga resultat och genomförande redovisas i resultatrapport (Wescon, 2025).

## 5.1 Mark

### 5.1.1 Samlingsprovtagning

Samlingsprovtagningen visade på halter över KM i sex egenskapsområden (EO), se Tabell 5-1 och Figur 5-1. Halterna är generellt strax över KM och inga halter överskrider MKM. I EO B var halterna av arsenik strax under MKM.

Tabell 5-1 Egenskapsområden med halter över KM.

Egenskapsområde	Förorening >KM	Djupnivå (m)
B	As, Cu	0-0,02
C	PAH-H	0,1-0,3
E	PAH-H	0-0,1
G	PAH-M, PAH-H	0-0,1, 0,1-0,3
L	PAH-H	0-0,1, 0,1-0,3
M	Ba, Zn	0,1-0,3



Figur 5-1 Föroreningsituation utifrån genomförd samlingsprovtagning, förorening och djup framgår av Tabell 5-1.

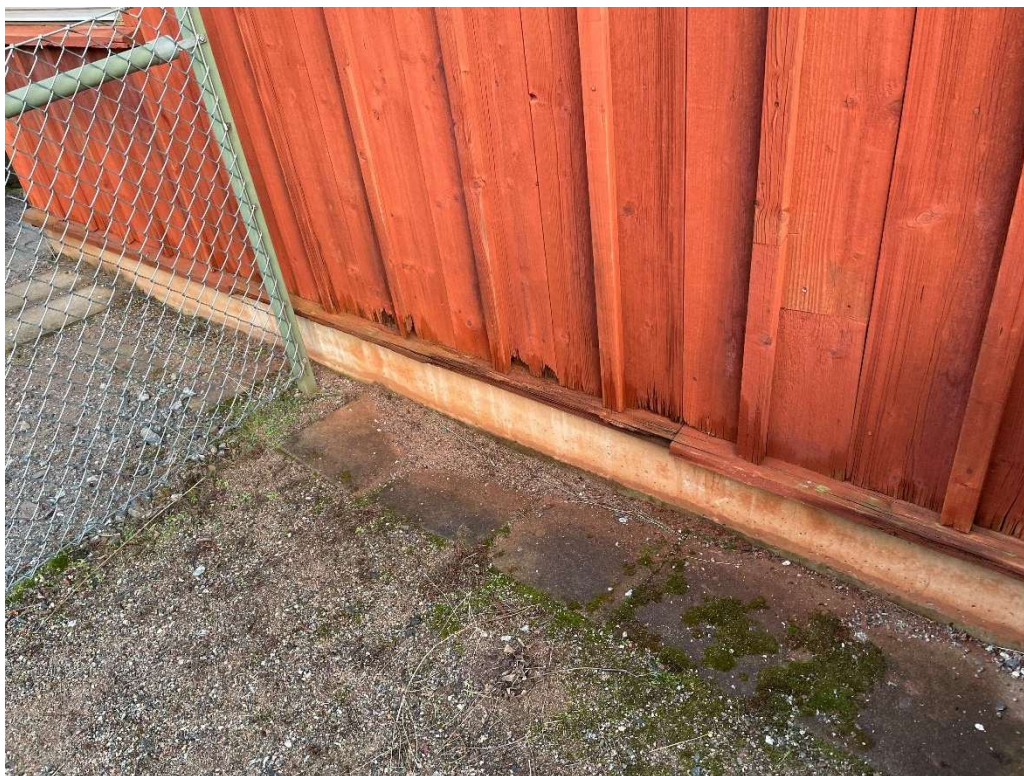
Av Tabell 5-2 framgår statistik för samlingsprovtagningen för de föroreningar som påvisats i halter över KM samt för bly som inte påvisats i halter över KM.

Tabell 5-2 Statistik för föroreningar som påvisats i halter över KM samt för bly. Halterna anges i mg/kg TS.

Ämne	Min	Max	Medel	Median	KM
As	0,87	23,5	2,6	1,84	10
Ba	15,6	245	41,0	33,9	200
Cu	6,9	168	17,9	13,8	80
Pb	4,2	41,7	8,9	7,68	50
Zn	24	300	57,6	47,2	250
PAH-M	0,12	3,7	0,57	0,25	3,5
PAH-H	0,05	4,0	0,69	0,22	1

#### 5.1.2 Stickprovtagning

Den förhöjda halten av arsenik inom EO B föranledde misstanke om att föroreningen kunde härröra från fasadfärgen på förskolebyggnaden, då det vid provtagningen i december 2024 noterades röd färg både på betongsockeln och den ytligaste jorden närmast byggnaden, se Figur 5-2. Det var framför allt den södra sidan av förskolebyggnadens fasad där betongen färgats röd. Vid provtagningen togs stickprover på det allra rödaste materialet som kunde påvisas på marken. Provpunkternas läge visas i Figur 5-4.



Figur 5-2 Röd färg på betongsockeln och marken nedanför som sannolikt kommer från fasadfärgen som påverkats av väder och vind.

På den stora gården på förskolans baksida finns ett förråd där hängrännor satts upp för bland annat vattenlek. I dessa rännor noterades röd färg som lossnat från fasaden, se Figur 5-3. Ett prov på färgdammet togs ut.



Figur 5-3 Hängrännor på förråd på förskolans stora utegård.



Figur 5-4 Provtagningspunkter stickprovtagning jord och damm i hänggrännor (w13).

I stickproverna på jorden var halterna av arsenik låga. Bly påvisades i halter strax över riktvärdet för KM i två prover. Övriga metaller underskred KM. I det prov som togs ut på dammet i hänggrännorna var dock halterna betydligt högre med flera metaller överskridande MKM, se Tabell 5-3. Prov W11 uttogs under hänggrännorna på den del av marken som enligt fältintryck såg mest röd ut, halterna var låga i detta prov, långt underskridande KM.

Tabell 5-3 Resultat från stickprovtagning av jord 0-0,02 meter samt damm i hänggränna.

Ämne	W1	W2	W3	W5	W6	W11	W13 damm	KM	MKM
As	2,74	2,64	2,52	2,9	2,54	1,43	33	10	25
Cd	0,12	0,13	<0.1	<0.1	0,10	<0.1	0,9	0,8	2,5
Cu	20	19	20,8	17,2	19,9	7,23	383	80	200
Pb	52,8	47,8	51	31,3	46	8,77	1700	50	180
Zn	104	93,3	100	140	120	32	817	250	500

## 5.2 Porluft

Provtagning av porluft genomfördes i fyra punkter. En av punkterna var placerad i direkt anslutning till den punkt där Tyréns påvisat högst halter av PAH vid provtagning av jord, se Figur 5-5 för placering.



Figur 5-5 Porluftspunkter inom Sicklaön 13:139.

Samtliga analyser visade på resultat under laboratoriets rapporteringsgräns med undantag av naftalen och acenaftalen i provpunkt W4PL. I Tabell 5-4 visas resultat för dessa två PAH:er i jämförelse med Naturvårdsverkets referenskoncentrationer (RfC) för inomhusluft (Naturvårdsverket, 2009a). I rapporten finns endast riktvärde för naftalen. Riktvärdena avser en livstids exponering varför jämförelsen bedöms vara mycket konservativ.

Då proverna är uttagna i markens porluft behöver en justering göras för den utspädning som sker mellan porluft och inomhusluft. Enligt Naturvårdsverkets beräkningsmodell är utspädningen för dessa två ämnen över en byggnads bottenplatta ca 1/6000. Jämförelsen görs mot en konservativ antagen utspädning på 1/1000.

Tabell 5-4 Analysresultat för porluft. Halterna anges i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Ämne	W4PL utspädning 1/1000	RfC
naftalen	0,072	4

Ämne	W4PL utspädning 1/1000	RfC
acenaften	0,067	-

Uppmätta halter av naftalen underskrider riktvärdet med god marginal.

### 5.3 Sammanfattad föroreningsituation

De föroreningar som påvisats i yttlig mark eller damm över riktvärdet för KM är PAH-M, PAH-H, arsenik, barium, bly, koppar och zink. För dessa ämnen är hälsorisker styrande för PAH-M, PAH-H, arsenik och bly varför dessa är begränsande för riskbedömningen, hälsoriskbedömningen avgränsas därmed till dessa ämnen.

Uppmätta halter i porluften är låga och underskrider RfC-värden för en livstidsexponering.

## 6 Hälsoriskbedömning

### 6.1 Exponeringsenheter

Barn och vuxnas exponering för förorenad mark sker oftast som exponering av en medelhalt inom en större yta under hela vår vistelsetid inom ett förorenade området. Det innebär att ett stort sammanhängande område kan utgöra en exponeringsenhet.

För föroreningar där det finns riktvärden för akuttoxicitet och/eller korttidsexponering kan exponeringsenheten bli extremt liten genom att t.ex. ett barn äter en näve jord på ca 1–5 gram. Akut-/korttidsexponering måste därmed bedömas utifrån sannolikheten att påträffa höga halter i yttlig jord i mängder om 1–5 gram.

Miljöenheten Nacka kommun har ställt krav på att egenskapsområdena/ enhetsvolymerna inte vara större än 50 m<sup>3</sup> (Nacka kommun, 2024). Inom förskolan har de icke hårdgjorda ytornas storlek fått styra storleken på egenskapsområdena och därmed enhetsvolymerna. Dessa utgör därmed exponeringsenheterna för kroniskt intag av jord, ingen enhet överskrider 50 m<sup>3</sup> och de flesta är betydligt mindre än så.

## 6.2 Exponeringsvägar

I Naturvårdsverkets beräkningsmodell presenteras de hälsoriskbaserade riktvärdena som envägskoncentrationer för enskilda exponeringsvägar samt ett sammanvägt riktvärde för långtidseffekter för hälsa. För vissa ämnen sker även justering mot riktvärden för akuttoxicitet och korttidsexponering. I Figur 6-1 visas ett utdrag ur modellen för sektionen för hälsoriskbedömning.

Riktvärden									
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)					Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsoriskbaserat riktvärde
	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet	

Figur 6-1 Utdrag från NV beräkningsmodell för hälsoriskbaserade riktvärden (2023).

Tabell 6-1 visar exponeringsvägar som bedöms vara relevanta inom förskoleområdet med en motivering till detta. Utöver de exponeringsvägar som finns beskrivna i Naturvårdsverkets beräkningsmodell har lek vid hängrännor lagts till.

Tabell 6-1 Relevanta exponeringsvägar inom förskolegården.

Exponeringsväg	Relevant ja/nej	Kommentar
Intag av jord/damm	Ja	Exponering kan ske då förorening påvisats i yttlig jord.
Intag av damm vid lek vid hängrännor	Ja	Förorening påvisad i damm i hängrännor på förskolans stora utegård. Föroreningen är åtkomlig för barn.
Hudkontakt med jord/damm	Ja	Exponering kan ske då förorening påvisats i yttlig jord.
Inandning av ånga	Ja	PAH har flyktiga egenskaper, uppmätta halter i porluft är dock låga.
Intag av vatten	Nej	Kommunalt vatten inom området. Inget intag av vatten från området sker.
Intag av växter	Nej	Växter odlas i begränsad omfattning och detta sker endast i pallkragar med tillförd jord som är anpassad för odling.

Exponering genom intag av jord/damm samt hudkontakt sker framförallt av den allra ytligaste jorden (0-0,02 meter). Inandning av ånga kan dock ske från föroreningar som förekommer i djupare nivåer.



### 6.2.1 Intag av jord/damm

Vid bedömning av exponering på förskolegården identifieras den känsligaste gruppen och risker för den känsligaste gruppen blir styrande, i detta fall barn 0–6 år, (Naturvårdsverket, 2009a). Intag av jord/damm inom området kan ske genom:

- Oavsiktligt intag/nedsväljning av förorenad jord/damm vid vistelse inom förskolegården
- Intag jord vid pica-beteende

Den mängd förorenad jord och damm som nedsväljs vid vistelse inom gården påverkar riskerna väldigt mycket. I Naturvårdsverkets beräkningsmodell för känslig markanvändning antas att 100 mg jord/dag oavsiktligt nedsväljs av barn upp till 6 år. Utöver detta intag adderas ytterligare 20 mg jord/dag med hänsyn till enstaka pica-beteende under barnets uppväxt. Dvs totalt antas det genomsnittliga intaget för barn till 120 mg jord/dag. I dessa 120 mg ingår även intag av damm inomhus och själva intaget av jord/damm från utomhusmiljön är således mindre. Motsvarande mängd jord som intas av vuxna uppgår till 50 mg jord/dag. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden har inga justeringar gjorts med avseende på mängd som jord som intas.

I det generella KM-scenariot antas exponering genom intag av jord ske varje dag, 365 dagar om året, både inom- och utomhus och det totala intaget av förorenad jord antas vara 120 mg/dag för barn. För riskbedömningen antas exponering 240 dagar om året vilket motsvarar 5 dagar i veckan i 48 veckor. Detta motiveras genom att det är 260 arbetsdagar på ett år (5 dagar x 52 veckor = 260 dagar), utan att helgdagar och röda dagar är inräknade. Under 2025 är det t.ex. 249 arbetsdagar. Från dessa 260 dagar har det sedan tre veckor räknats bort för semester, inte sällan har människor längre semester än så. 240 dagar bedöms därmed ge ett konservativt antagande om exponeringstiderna på förskolan.

Uppmätta halter från samlingsprovtagningen inom förskolegården underskrider envägskoncentrationen för intag av jord med undantag för arsenik i EO B i nivån 0-0,02 meter. I övriga egenskapsområden är halterna av arsenik låga i samtliga nivåer, där den högsta halten i nivån 0-0,1 meter uppgår till 2,6 mg/kg. I Tabell 6-2 presenteras medelhalter för prover uttagna i nivåerna 0-0,02 och 0-0,1 meter i jämförelse med envägskoncentrationen för intag av jord. I tabellen redovisas även statistik för PAH-H. Där halterna varit under rapporteringsgräns har denna använts vid beräkning (för PAH-H 0,22 mg/kg TS).

Tabell 6-2 Medelhalter av arsenik och PAH-H (0-0,1 meter) i samtliga egenskapsområden i jämförelse mot envägskoncentrationen för intag av jord. Halterna anges i mg/kg TS.

Ämne	Min	Max	Medel	Median	Intag av jord/damm
As	1,27	23,5	3,0	1,85	7,2
PAH-H	0,05	3,39	0,6	0,22	10

Exponering sker från hela förskolans utemiljöer och barnen vistas inte endast inom ett egenskapsområde. EO B utgör ca 6% av den totala utomhusmiljön. De stickprover som uttagits på den ytligaste jorden inom EO B och övriga EO är låga, maximalt 2,9 mg/kg TS. Den uppmätta halten i samlingsprovet från EO B bedöms därmed inte utgöra en oacceptabel risk. I avsnitt 6.2.2 genomförs dosberäkning för exponering inom EO B med avseende på arsenik för beräkning av riskkvot vilken också visar att riskkvoten är acceptabel.

I provet på damm från fasadfärgen har halter över ovan presenterade envägskoncentrationer för intag jord/damm uppmätts. Detta utgör ett litet område på förskolan där lek sannolikt inte sker varje dag varför dos-beräkningar har genomförts för exponering av damm i hängrännan, se följande avsnitt (6.2.2).

### 6.2.2 Dos-beräkningar

För att bedöma vilken dos ett barn som leker vid de uppsatta hängrännorna kan utsättas för vid intag av damm och om denna dos är acceptabel har dosberäkningar genomförts. Dosberäkningar innebär att den dos av en förorening (mg/kg kroppsvikt och dag) som en person utsätts för från det förorenade området beräknas och jämförs med nivåer för hälsorisker och hälsoeffekter.

För att bedöma hälsoeffekter har toxikologiska referensvärden (TRV) tagits fram vilka utgörs av:

- Tolerabelt dagligt intag (TDI) för ämnen med tröskeeffekter, t.ex. bly
- Lågrisknivå (RISK<sub>or</sub>) för genotoxiska ämnen utan tröskeeffekter, t.ex. arsenik

Dosberäkningar har utförts för den bly- och arsenikhalt som uppmätts i färgdammet. För beräkningarna har två scenarier antagits med olika mängd jord/damm som intas vid varje tillfälle samt olika antal tillfällen.

Enligt USEPA (2017) är mängden jord/damm som intas 40-90 mg/dag, se Figur 6-2. Detta är den källa som Naturvårdsverkets antaganden i rapport 5976 bygger på. I figuren avser dust inomhusdamm och jämförelsen görs därmed mot soil. Intaget avser således inte inomhusdamm som Naturvårdsverkets antagande på 120 mg/dag. Av dessa 40-90 mg är det rimligt att anta att all exponering inte kommer från dammet i hängrännan. Intaget av damm har i två olika scenarier uppskattats till 5-10 mg per tillfälle vilket är ca 10% av det dagliga intaget.

**Chapter 5—Soil and Dust Ingestion**

**Table 5-1. Recommended Values for Daily Soil, Dust, and Soil + Dust Ingestion (mg/day)<sup>a</sup>**

Age Group	Soil + Dust		Soil <sup>b</sup>				Dust <sup>c</sup>	
	General Population Central Tendency <sup>d</sup>	General Population Upper Percentile <sup>e</sup>	General Population Central Tendency <sup>f</sup>	General Population Upper Percentile <sup>f</sup>	Soil Pica <sup>g</sup>	Geophagy <sup>h</sup>	General Population Central Tendency <sup>f</sup>	General Population Upper Percentile <sup>f</sup>
<6 months	40	100	20	50	—	—	20	60
6 months to <1 year	70 (60–80)	200	30	90	—	—	40	100
1 to <2 years	90	200	40	90	1,000	50,000	50	100
2 to <6 years	60	200	30	90	1,000	50,000	30	100
1 to <6 years	80 (60–100)	200	40	90	1,000	50,000	40	100
6 to <12 years	60 (60–60) <sup>i</sup>	200	30	90	1,000	50,000	30	100
12 years through adult	30 (4–50) <sup>j</sup>	100 <sup>j</sup>	10	50	—	50,000	20	60

Figur 6-2 Utklipp från USEPA Soil and dust ingestion (2017).

Barnen vistas inte hela dagen ute på gården eller just vid denna plats och de leker sannolikt inte vid hängränorna alla dagar de är på förskolan. Med det konservativa antagandet att barnen maximalt är på förskolan 240 dagar om året har antal tillfällen de leker vid hängränorna antagits vara 50 respektive 100 gånger.

Scenarierna sammanfattas i Tabell 6-3.

Tabell 6-3 Scenarion för vilka dosberäkningar genomförts.

Scenario	Intag per vistelse (mg/kg kroppsvikt, dag)	Antal tillfällen (dag)
A	5	50
B	5	100
C	10	50
D	10	100

Vid beräkningarna får scenario B och C samma utgång då multiplicering sker med samma värdesiffror, dessa har därför slagits ihop till ett scenario, BC.

**Bly**

Enligt Naturvårdsverket (2009a) får endast 20 % av TDI för bly tas i anspråk av det förorenade området. TDI för bly uppgår till 0,5 µg/kg kroppsvikt, dag, och 20% av detta blir således 0,1 µg/kg kroppsvikt, dag.

Studier på blodblyhalt hos barn i Sverige visar att medelhalten av bly i blodet hos barn är ca 7 µg/l vilket motsvarar ett totalt intag om knappt 0,3 µg/kg kroppsvikt, dag. (Livsmedelsverket, 2025)

Exponeringen från andra källor har därför ansatts till 0,3 µg/kg kroppsvikt, dag då denna exponering omfattar all exponering av mat, vatten, damm, jord m.m. som sker till vardags. Detta innebär också att viss exponering räknas dubbelt i denna modell vilket ger en säkerhetsmarginal. Exponering från andra källor motsvarar därmed 60 % av TDI.

En sammanställning av beräknad dos och ämnets TDI samt andel av TDI som tas i anspråk via intag av damm återfinns i Tabell 6-4. Biotillgängligheten för bly har ansatts till 60 % i enlighet med Naturvårdsverkets generella antaganden (Kemakta och IMM, 2023). Beräkningarna redovisas i Bilaga 1.

Tabell 6-4 Beräknad andel av TDI som dosen bly i damm från hänggrännor utgör.

Scenario	W13 damm (mg/kg)	TDI (mg/kg kroppsvikt, dag)	Andel av TDI (%)
A	1700	0,00005	9%
BC	1700	0,00005	19%
D	1700	0,00005	37%

Då blyblodhalten påverkar inlärningsförmågan samt kan leda till njursjukdomar och förhöjt blodtryck har en effektanalys genomförts för att beräkna den halt där inga risker för negativa effekter föreligger. EFSA har tagit fram riktvärde med en mycket hög skyddsnivå beräknad blodblyhalt där ingen risk för påverkan på inlärningsförmågan föreligger (EFSA, 2010). Riktvärdet är ett mål för EU på populationsnivå och ligger på 12 µg/l. Risken för njursjukdomar och förhöjt blodtryck ökar vid en blodblyhalt på 36 µg/l.

För att räkna om dosen från µg/kg kroppsvikt och dag till halt bly i blod µg/l används kvoten 0,042 (Karolinska Institutet, 2021). Omräkning från dos till blodblyhalt redovisas i Tabell 6-5.

Tabell 6-5 Beräknade blodblyhalter för exponering från färgdamm samt via kost i jämförelse med halter som har kända effekter.

Scenario	W13 damm (mg/kg)	Dos (µg/kroppsvikt, dag)	Blodblyhalt (µg/l)	Blodblyhalt inkl. exponering andra källor (µg/l)
A	1700	0,047	1,1	8,3
BC	1700	0,093	2,2	9,4

Scenario	W13 damm (mg/kg)	Dos (µg/kroppsvikt, dag)	Blodblyhalt (µg/l)	Blodblyhalt inkl. exponering andra källor (µg/l)
D	1700	0,019	4,4	11,6

En teoretiskt beräknad blodblyhalt som hamnar under EFSA:s riktvärde medför en hög skydds nivå. Beräkningarna visar att risken för exponering enligt gjorda antaganden och uppmätta halter av bly i dammet är acceptabel.

### Arsenik

Risker vid intag av genotoxiska ämnen, såsom arsenik, baseras på en livslång exponering. Livstidsmedelvärden av jordintaget som används för beräkning av dosen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet enligt:

$$R_{is-int} = \frac{1}{365 \cdot T_{int}} \left[ T_{child} \cdot \frac{SI_{child} \cdot t_{is\_child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{SI_{adult} \cdot t_{is\_adult}}{m_{adult}} \right]$$

$R_{is-int}$	Livstidsmedelvärdet av jordintaget (mg)
$T_{int}$	Livslängd (år)
$T_{child/adult}$	År
$SI_{child/adult}$	Dagligt jordintag (mg/dag)
$t_{is\_child/adult}$	Exponering (dagar)
$m_{child/adult}$	Kroppsvikt (kg)
TRV	$6E^{-6}$ (mg/kg kroppsvikt, dag)

Det livslängsviktade medeljordintaget används för beräkning av halt i jord (mg/kg):

$$C_{is} = \frac{TRV}{R_{is} \cdot f_{bio-or}} \cdot 10^6$$

TRV	Toxikologiska referensvärdet (mg/kg kroppsvikt, dag), riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, $RISK_{or}$ .
$R_{is}$	Genomsnittliga dagliga intaget av jord (mg jord/dag)
$f_{bio-or}$	Oral biotillgänglighet (%)

Beräkningar har genomförts med antagandet att arseniken är 100% biotillgänglig, vilket är ett mycket konservativt antagande. För dammet i hängrännan har indata enligt Tabell 6-3 genomförts. Beräkning har även gjorts för exponeringen i EO B där uppmätta halter av arsenik överskrider envägs koncentrationen för intag av

jord/damm. Beräkningen har gjorts utifrån att exponering sker 240 dagar om året och med ett intag på 10 mg/dag.

Beräknat livstidsintag som ett medel per dag och kg kroppsvikt redovisas i Tabell 6-6. Genom att dividera med TRV erhålls en riskkvot som ska vara mindre än 1 för att risken ska vara acceptabel. Samtliga riskkvoter är mindre än 1 vilket innebär att det inte bedöms föreligga någon risk med antagen exponering av damm i hängrännorna eller inom EO B avseende arsenik. Beräkningarna återfinns i Bilaga 1.

Tabell 6-6 Beräknade doser för arsenik jämfört med  $RISK_{or}$  vid intag av damm från hängrännorna och EO B.

Scenario	Intag (pg/kg kroppsvikt, livstidintag, dag)	RISK_int (pg/kg kroppsvikt, livstidintag, dag)	Riskkvot
A	0,4	6	0,07
BC	0,8	6	0,14
D	1,7	6	0,3
EO B	2,9	6	0,4

### 6.2.3 Hudkontakt med jord/damm

För hudkontakt har samma exponeringstider använts som för de generella antagandena för KM, dvs 120 dagar för barn och vuxna. Det har inte uppmätts några halter över envägskoncentrationen för hudkontakt med jord/och damm i jorden.

Halterna av arsenik i dammet i hängrännorna tangerar envägskoncentrationen och halterna av bly överskrider denna.

Tabell 6-7 Uppmätta halter av arsenik och bly i dammet i hängrännorna i jämförelse med envägskoncentrationer för hudkontakt.

Ämne	W13 damm	Envägskoncentration hudkontakt
As	33	33
Pb	1700	460

Enligt Naturvårdsverket vägledande rapport (Naturvårdsverket, 2009a) antas en hudupptagsfaktor om 3 % för arsenik respektive 1 % för bly. Biotillgängligheten genom hudupptaget är sedan antagen till 100 %. En studie från Karolinska

institutet (2016) visar att det endast är den lösta metallen som kan tas upp via huden, dvs inte partikelbundna metaller (Julander, 2016). Naturvårdverket överskattar därmed mängden metaller som kan tas upp genom huden och exponering genom hudkontakt bedöms därmed inte innebära en risk.

#### 6.2.4 Inandning av ånga

Exponering via inandning av ånga kan till skillnad från intag av jord och hudkontakt även ske från massor djupare ner i profilen. Vid den senaste undersökningen påvisades inga halter av PAH överskridande envägs-koncentrationerna för inandning av ånga. Vid Tyréns översiktliga undersökning (2024) påvisades dock halter av PAH-M över dessa riktvärden.

Tabell 6-8 Beräknade medehalter vid Tyréns provtagning 2024 i jämförelse med envägs-koncentrationer för inandning ånga. Halterna anges i mg/kg TS.

Ämne	Medelhalt (Tyréns 2024)	Envägs-koncentration inandning ånga
PAH-M	16	5,9

Porluftsprovtagning genomfördes därför i anslutning till bland annat den punkt där högst halter påvisats i jorden. PAH-M påvisades inte i halter över rapporteringsgräns i någon punkt. PAH-L påvisades över rapporteringsgräns i en punkt. Halterna var låga, betydligt lägre än de konservativt valda jämförelsevärdena i form av RfC-värden (se avsnitt 5.2).

Det bedöms inte föreligga någon oacceptabel risk via inandning av ånga vid förskolan.

#### 6.2.5 Akuttoxicitet och korttidsexponering

Naturvårdsverkets bedömning av akuttoxicitet utgår från att skydda ett mindre barn med kroppsvikten 10 kg vid ett enstaka intag av 5 g jord.

För arsenik finns ett riktvärde för akuttoxicitet som ligger på 100 mg/kg TS. Inga uppmätta halter överskrider detta riktvärde.

Bly och PAH-H saknar riktvärden för akuttoxicitet. För att enstaka intag (5 g) av jord förorenad med bly ska kunna ge upphov till akuttoxiska doser krävs halter på >6000 mg/kg TS (Kemakta och IMM, 2023).

För bly och PAH-H finns riktvärden för korttidsexponering framtagna (Pb = 1000 mg/kg TS och PAH-H = 300 mg/kg TS). PAH-H förekommer inte i halter över riktvärdet för korttidsexponering.

Bly har påvisats i halter över korttidsexponering i dammet i hängrännorna. Begränsningsvärdet för korttidsexponering för bly beräknas utifrån att ett barn vid ett tillfälle får i sig 5 gram förorenad jord inte ska få en genomsnittlig dos över

ett år som överskrider det tolerabla intaget enligt (EFSA, 2010). Årsdosen beräknas med hänsyn till ämnets uppehållstid i kroppen.

För att risk ska föreligga måste ett barn få i sig 5 g damm vid ett tillfälle, vilket motsvarar ca en matsked. Det är inte rimligt att få ihop denna mängd damm i hängrännorna, detta bekräftades vid provtagning av damm då tejp fick användas för att få upp en tillräcklig mängd till analys.

### 6.3 Känslighetsanalys

För bedömning av påvisade halter av arsenik i EO B där överskridande av envägskoncentrationer för intag jord/damm sker har jämförelse gjorts mot medelhalter beräknade för hela förskolan då vistelse inte endast sker inom EO B. Jämförelsen visar att medelhalten är låg och att risken är acceptabel. Som komplement till detta har även dosberäkningar genomförts, vilka också visar på en acceptabel riskkvot. Vid denna beräkning används exponeringstiden 240 dagar/år vilket bedöms vara mycket konservativt.

För beräkning av doser för bly och arsenik från damm i hängrännorna har två scenarier använts och båda visar att risken är acceptabel. Exponeringen kan dock förväntas vara lägre då barnen inte exponeras för dammet i lika stor utsträckning när det är blött ute.

### 6.4 Samlad hälsoriskbedömning och platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden

Endast i EO B och dammet i hängrännorna har halter över de platsspecifika riktvärdena påvisats, se Tabell 6-9 för platsspecifika riktvärden. Utifrån resonemanget kring att exponering sker över hela förskolans utemiljöer (6.2.1), beräkning av riskkvot (6.2.2) samt dosberäkning innebär detta överskridande ändå en exponering på en säker nivå.

Riskbedömningen sammanfattas i nedan punkter:

- Acceptabel exponering av yttlig jord inom förskolan
- Acceptabel exponering via inandning av ånga
- Exponering vid lek vid hängränna
  - Halter över PSRV för bly och arsenik
  - Doser av Pb mellan 10-40% av TDI, beräknade blodblyhalter under EFSA skyddsnivå på 12 µg/l vilket innebär säkra nivåer
  - Riskkvoter för arsenik under 1 vilket innebär säkra nivåer (även inom EO B)



- Halter över riktvärde för korttidsexponering för bly, inte rimligt att ett barn ska kunna få ihop 5 g jord vid ett tillfälle med avseende på den begränsande mängden damm som finns.

Den exponering som sker för barn och vuxna som visats inom förskolan är inom säkra nivåer.

De platsspecifika riktvärdena för ämnen där hälsorisker är styrande presenteras i Tabell 6-9.

Tabell 6-9 Platsspecifikt hälsoriskbaserat riktvärde för arsenik, bly, PAH-M och PAH-H. Halterna anges i mg/kg TS.

Ämne	PSRV
As	10*
Pb	50**
PAH-M	5,9
PAH-H	4,7

\*justering har skett mot bakgrundshalt

\*\*justering utförd av NV (Naturvårdsverket, 2022)

## 7 Kunskapsluckor

Det är oklart vart arseniken som påvisats inom EO B härrör ifrån. Hypotesen att det var fasadfärgen bekräftades inte genom den kompletterande stickprovtagningen som genomfördes i januari 2025. Proverna har genomgått provberedning inför analys vilket ska motverka risken för att enskilda höga halter påverkar provet. Övriga halter inom området är betydligt lägre vilket skulle kunna innebära att det är ett analysfel.

De översta 0-0,3 metrarna av förskolegården är detaljerat undersökt och bedöms utgöra ett bra underslag för den identifierade avgränsningen (avsnitt 1.2) för denna riskbedömning. Marken i djupare nivåer är dock endast mycket översiktligt undersökt och kommer i samband med planerad exploatering behöva undersökas mer detaljerat för en miljöriktig masshantering.

## 8 Behov av riskreducering

Det finns inget behov av riskreduktion för jord inom förskolan då riskbedömningen visar att den exponering som sker för barn och vuxna är inom säkra nivåer.

Enligt EFSA (2010) är målbilden att blyexponeringen ska minskas för EU:s befolkning. Rekommendationen är därför att hängrännorna tas bort för att minska risken för att damm ska uppkomma på liknande sätt som idag.

Undersökningen omfattar yttlig jord. Vid schaktarbeten i djupare nivåer eller vid framtida genomförande av planen kommer provtagning i djupare nivåer vara nödvändig.

## 9 Referenser

- EFSA. (2010). *EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM); scientific opinion on lead in food. The EFSA Journal 8 (4):1570.*
- Karolinska Institutet. (den 27 09 2021). *Riskbedömning -Bly*. Hämtat från Institutet för Miljömedicin: <https://ki.se/imm/bly>
- Kemakta och IMM. (2023). *Datablad för bly*. Naturvårdverket.
- Nacka kommun. (2024). *Delegationsbeslut. Föreläggande om åtgärde och tillsynsavgift. 2024-11-15*. Miljö- och stadsbyggnadsnämnden.
- Naturvårdsverket. (2009a). *Rapport 5976 Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning*.
- Naturvårdsverket. (2009c). *Rapport 5978 Att välja efterbehandlingsåtgärd*.
- Naturvårdsverket. (2022). *Beslutsunderlag för justering av generella riktvärden för bly*.
- SGU. (2024). *Jordarter 1:25000 - 1:100000*. Hämtat från Jordartskarta: <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>
- Tyréns AB. (2024). *Miljögeoteknisk markundersökning - Nacka Strand DP6 PM*. Stockholm: Tyréns AB.

---

## Bilaga 1 Dos-beräkningar

**Bilaga 1**  
**Dosberäkning av bly, barn**

Scenarios	Uppmått halt i jordprov	Oral biotillgänglighet	TS	Dagligt jordintag	Kroppsvikt	Tillfällen	Dos/år	Dos/ besök	TDI	Andel av TDI som dosen får utgöra enligt NV	Dos	Riskkvot av 20% av TDI	% av TDI total
	mg/kg TS	%	%	mg/dag	kg	dagar	mg/kg kroppsvikt, år	mg/kg kroppsvikt, dag	mg/ kg kv, dag	%	mg/ kg kv, dag		%
Scenario A	1700	60%	100%	5	15	50	0,255	0,0051	0,0005	20%	0,00005	0,47	9%
Scenario B	1700	60%	100%	5	15	100	0,51	0,0051	0,0005	20%	0,00009	0,93	19%
Scenario C	1700	60%	100%	10	15	50	0,51	0,0102	0,0005	20%	0,00009	0,93	19%
Scenario D	1700	60%	100%	10	15	100	1,02	0,0102	0,0005	20%	0,00019	1,86	37%

Tillskott blodbly A	Intag ug/kroppsvikt/dag	Kvot	Blodblyhalt
Exponering A	0,047	0,042	1,1
Exponering andra källor	0,30	0,042	7,1
<b>Tot A+kost</b>	<b>0,35</b>	<b>0,042</b>	<b>8,3</b>

Tillskott blodbly B	Intag ug/kroppsvikt/dag	Kvot	Blodblyhalt
Exponering B	0,093	0,042	2,2
Exponering andra källor	0,30	0,042	7,1
<b>Tot B+kost</b>	<b>0,39</b>	<b>0,042</b>	<b>9,4</b>

Tillskott blodbly C	Intag ug/kroppsvikt/dag	Kvot	Blodblyhalt
Exponering C	0,093	0,042	2,2
Exponering andra källor	0,30	0,042	7,1
<b>Tot C+kost</b>	<b>0,39</b>	<b>0,042</b>	<b>9,4</b>

Tillskott blodbly D	Intag ug/kroppsvikt/dag	Kvot	Blodblyhalt
Exponering D	0,186	0,042	4,4
Exponering andra källor	0,30	0,042	7,1
<b>Tot D+kost</b>	<b>0,49</b>	<b>0,042</b>	<b>11,6</b>

**Effekter**

Sänkning av IQ	12
Förhöjd risk för kroniska njursjukdommar och blodtryckshöning	35

## Bilaga 1

### Dosberäkning av arsenik, livstidsdos

Scenarier	Uppmätt halt i jord Cis (mg/kg)	Oral biotillgänglighet (f <sub>bior</sub> )	TS	Om data finns (A- bior)	Dagligt jordintag (R <sub>is</sub> mg/dag)	Kroppsvikt (kg)	Tillfällen (antal dagar)	Dos (mg/år)	År barn/vuxen	Tot år	Dos (mg/kg kroppsvikt och dag)	Dos (ug/kg kroppsvikt och dag)	Exponering via mat	Dos (intag av jord)/RISKor
A barn	33	100%	100%	100%	5	15	50	2,2603E-05	6	80	0,000001507	0,002	0,181	0,25
A vuxen	33	100%	100%	100%	5	70	50	2,2603E-05	74	80	0,000000323	0,000	0,065	0,05
BC barn	33	100%	100%	100%	5	15	100	4,5205E-05	6	80	0,0000003014	0,003	0,181	0,50
BC vuxen	33	100%	100%	100%	5	70	100	4,5205E-05	74	80	0,000000646	0,001	0,065	0,11
D barn	33	100%	100%	100%	10	15	100	9,0411E-05	6	80	6,0274E-06	0,006	0,181	1,00
D vuxen	33	100%	100%	100%	10	70	100	9,0411E-05	74	80	1,29159E-06	0,001	0,065	0,22
EO B	24	100%	86%	100%	10	15	240	0,00013619	6	80	9,07923E-06	0,009	0,181	1,51
EO B	24	100%	86%	100%	10	70	240	0,00013619	74	80	1,94555E-06	0,002	0,065	0,32
	Cis (mg/kg TS)	f-bior		Endast för Pb och Cd	Ris Tabell 3.2 NV5976	Kroppsvikt Tabell 3.2 (NV5976)	Antal dagar för exponering Tabell 3.2 (NV5976)	Dosen utifrån halt	Levnadsår	Total levnadsår				

#### Livstidsintegrerad dos och riskkvot

	Scenario A	Scenario BC	Scenario D	EO B
Beäknat livsintag/dag	4,12E-07	8,23E-07	1,65E-06	2,48E-06
RISK_int	0,000006	0,000006	0,000006	0,000006
KVOT	0,07	0,14	0,3	0,4
Andrakällor	0,9	0,9	0,7	0,6