

Förörenad mark vid brf Nordpilen 1, Eskilstuna kommun

- Miljömedicinsk bedömning och rekommendationer



Arbets- och miljömedicin

Arbets- och miljömedicin är ett samarbete mellan Region Sörmland, Region Västmanland, Region Värmland och Region Örebro län. Vi finns vid Universitetssjukhuset Örebro men vårt uppdrag är att arbeta för en god hälsa i en bra miljö i alla fyra länen.

Kontakta oss gärna

Arbets- och miljömedicin
Universitetssjukhuset Örebro
701 85 Örebro

019-602 24 69
amm@regionorebrolan.se
www.regionorebrolan.se/amm



| | |
|---------------|--|
| Uppdragsnamn: | Förorenad mark vid brf Nordpilen 1, Eskilstuna kommun - Miljömedicinsk bedömning och rekommendationer |
| Diarienummer: | 24RS2588-1 |
| Datum: | 2024-05-14 |
| Handläggare: | Carin Pettersson, kemiingenjör Louise Hansson, ST-läkare inom arbets- och miljömedicin |
| Beställare: | Ylva Jonasson, miljöhandläggare i Eskilstuna kommun |
| Granskare: | Ann-Christine Mannerling, miljöhygieniker, Maria Klasson, miljöhygieniker och Håkan Löfstedt, överläkare |
| Foto sidan: | 1: https://karta.eskilstuna.se/webb/ |

Innehållsförteckning

| | |
|---|----|
| Sammanfattning..... | 4 |
| Bakgrund | 5 |
| Kortfattad information om PCB..... | 5 |
| Hälsoeffekter av PCB och hälsobaserade riktvärden | 6 |
| Dioxinlika PCB..... | 6 |
| Icke-dioxinlika PCB..... | 7 |
| Blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika PCB..... | 7 |
| Halter av PCB i jorden inom bostadsområdet Nordpilen 1 | 7 |
| Exponering från området..... | 8 |
| Intag av PCB i jord via inandning och oralt..... | 8 |
| Vuxen | 9 |
| Barn | 9 |
| Hudupptag | 10 |
| Egenodlade grödor..... | 10 |
| Hälsoriskbedömning för boende vid Nordpilen 1 | 10 |
| Det här bör tas i beaktande när beslut tas för tidpunkt av åtgärder:..... | 11 |
| Rekommenderade försiktighetsåtgärder för boende | 12 |
| Referenser | 13 |

Bilaga 1. Beräkningar

Sammanfattning

Vid bostadsrättsföreningen Nordpilen 1 i Eskilstuna kommun har man påträffat PCB i ytliga jordmassor på innergården. Uppmätta halter av PCB-7 är över gällande riktvärde för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) och visar att riskreducerande åtgärder kommer att behövas.

Vanligtvis blir vi exponerade för olika blandningar av PCB, både dioxinlika och icke-dioxinlika, via födan som kan vara svårt att undvika. Därför bör man vara extra försiktig med att få i sig ytterligare PCB från andra källor. Styrande i denna riskbedömning har varit exponering via intag av förorenad jord. Speciellt känsliga grupper som små barn kan få i sig PCB från det förorenade området via direktintag av jord. Exponeringsberäkningar visar att det framförallt gäller barn med pica-beteende som har en större benägenhet att smaka på saker och som gärna stoppar in jord i munnen. Om ett barn får i sig en större mängd jord från de mest förorenade områdena kan barnet få en PCB-exponering utöver det tolerabla dagliga intaget (TDI).

Innan de riskreducerande åtgärderna genomförs rekommenderar Arbets- och miljömedicin boende och framförallt känsliga grupper som små barn och gravida (foster) i området att vidta försiktighetsåtgärder för att minska exponeringen.

Bakgrund

Arbets- och miljömedicin (AMM) kontaktades av Ylva Jonasson, som är miljöinspektör i Eskilstuna kommun, i december 2023 angående ärende där man påträffat PCB i ytliga jordmassor vid bostadsrättsföreningen Nordpilen 1, Eskilstuna kommun. Markundersökningar har genomförts av Loxia Group och Structor Miljöteknik AB som visade på halter av PCB-7 över gällande riktvärde för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) på innergården (Loxia Group 2021, Structor Miljöteknik AB 2022). En riskbedömning har gjorts av AB Terraformer som visar att riskreducerande åtgärder kommer att behövas (AB Terraformer 2023). Bostadsrättsföreningen har meddelat kommunen att de inte har medel att utföra åtgärd i närtid.

Frågeställningen till AMM gäller att bedöma om föroreningsituationen anses acceptabel i något eller några år framöver, tills dess att bostadsrättsföreningen hinner få ihop medel till samt utföra åtgärden.

Kortfattad information om PCB

PCB är ett samlingsnamn för svårnedbrytbara organiska miljöföroreningar som finns i vår omgivningsmiljö. Människor exponeras huvudsakligen för PCB genom intag av fet fisk, kött och mejeriprodukter. Risk för exponering finns också via förorenad jord. PCB-föreningar är svårnedbrytbara och fettlösliga samt kan ansamlas i fettvävnad hos djur och människor: bioackumuleras. Denna bioackumulering leder till att högre nivåer av PCB generellt hittas ju högre upp i näringskedjan man kommer (Livsmedelsverket 2018).

PCB kan förekomma i 209 olika varianter, så kallade kongener. De har samma kemiska grundstruktur med två sammanhängande bensenringar, men antalet kloratomer och placering av dessa skiljer sig åt (IMM 2024). Varje kongen har ett nummer och man brukar använda denna benämning i stället för det systematiska namnet.

PCB användes från 1930-talet inom industrin i exempelvis kondensator- och transformatorljor. Mellan 1956 och 1972 användes PCB i fogmassor och andra byggnadsmaterial. Vanliga kommersiella PCB-blandningar var Aroclor, Clophen och Kanechlor som bestod av 130 olika PCB-kongener. Sedan 1995 är användning av alla produkter innehållande PCB förbjudna i Sverige (IMM 2024).

Genom analys av de sex eller sju vanligast förekommande PCB:erna i miljön kan man göra en bedömning av PCB-exponeringen. Dessa kallas för indikator-PCB och sammansättningen av PCB-6 är de sex vanligaste icke-dioxinlika PCB-kongenerna (28, 52, 101, 138, 153 och 180) (IMM 2024). För PCB-7 lägger man till den vanligaste PCB som har dioxinlika egenskaper, PCB118. Naturvårdsverket använder en schablon för PCB i förorenad mark där antagandet att PCB-7 utgör 20 procent av den totala mängden PCB i marken. Riktvärdet för PCB-7 är 0,008 mg/kg TS och är satt så att

maximalt 10 procent av det dagliga intaget får komma från förorenad mark eftersom intaget från andra källor är betydande (Naturvårdsverket 2009).

Hälsoeffekter av PCB och hälsobaserade riktvärden

Människor kommer vanligtvis i kontakt med olika blandningar av PCB, både dioxinlika och icke-dioxinlika PCB, framförallt via födan.

Dioxinlika PCB

Dioxinlika PCB har hälsoeffekter som liknar de för dioxiner. Känsligheten för dioxiner och PCB är som störst under foster- och spädbarnsperioden och ämnena förs över till foster och spädbarn via moderkakan och modersmjölken (Livsmedelsverket 2018). Epidemiologiska studier av människor visar att hög exponering för dioxiner och PCB just under foster- och amningsperioden kan påverka spermiekvaliteten hos män i vuxen ålder. Andra studier antyder att exponering för dioxiner och PCB under fosterstadiet också kan påverka hormonnivåer hos nyfödda, födelsevikt, barnens motoriska och kognitiva utveckling samt ha effekter på tandemaljen (Livsmedelsverket 2018).

I experimentella studier med djur har man sett att dioxiner och PCB kan påverka fortplantningen, immunförsvarets funktion, hormonsystemen, utvecklingen av centrala nervsystemet samt orsaka cancer (Livsmedelsverket 2018). I befolkningsstudier har man även påvisat samband mellan exponering för dioxinlika ämnen och ökad risk för metabola sjukdomar som diabetes och hjärt-kärlsjukdom samt symtom på dessa (IMM 2024).

Dioxin är även klassat som cancerframkallande för människa av internationella cancerforskningsinstitutet IARC och bedöms öka risken för flera olika tumörsjukdomar, och dioxinlika ämnen hör till gruppen hormonstörande ämnen (IMM 2024).

Av 209 möjliga PCB-molekyler klassas 12 som dioxinlika beroende på sina kemiska och toxiska egenskaper. De allra flesta är icke-dioxinlika PCB och utgör huvuddelen i de kommersiella PCB-blandningarna (IMM 2024). De PCB som har dioxinlika egenskaper riskbedöms som dioxiner. För att kunna ta hänsyn till att olika ämnen har liknande egenskaper har en toxicitetsekvivalent för dioxiner och dioxinlika PCB utvecklats som kallas TEQ. I TEQ viktas ämnena utifrån ingående egenskap i förhållande till den mest toxiska dioxinen, TCDD, så kallade toxiska ekvivaleringsfaktorer (TEF) (IMM 2024). Endast en (PCB 118) av de sju kongenerna i PCB-7 är dioxinlik och har en TEF-faktor som är 0,00003 (DeVito, Bokkers et al. 2024).

Normalt intag av dioxin och dioxinlika PCB hos vuxna i den svenska befolkningen är i genomsnitt 0,5 pg TEQ/kg kroppsvikt och barn har ett högre intag per kilo kroppsvikt än vad vuxna har (IMM 2024).

Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) skärpte år 2018 sin bedömning av hur mycket dioxiner och dioxinlika PCB en person kan få i sig utan att riskera negativa hälsoeffekter. Ett tolerabelt veckointag (TVI) för dioxiner och dioxinliknande PCB anges till 2 pg TEQ/kg kroppsvikt. Det nya TVI-värdet är sju gånger lägre än tidigare värde som EU:s vetenskapliga livsmedelskommitté fastställt 2001 baserat på hälsoeffekter från djurstudier. Säkerhetsmarginalen till det tolerabla veckointaget (TVI) är liten eller obefintlig för delar av den svenska befolkningen, trots att exponeringen sedan flera decennier kontinuerligt och långsamt minskat (IMM 2024).

Icke-dioxinlika PCB

Det saknas hälsobaserade riktvärden för icke-dioxinlika PCB på grund av brister i dataunderlag. Däremot ansåg EFSA år 2005 att speciellt barn påverkas negativt av exponering för icke-dioxinlika PCB, då med påverkan på nervsystemets utveckling (IMM 2024). För att minska exponeringen av icke-dioxinlika PCB har EU fastlagt gränsvärden för olika livsmedel som kött, fisk, fett och mat till spädbarn. Genomsnittligt dagligt intag av icke-dioxinlika PCB via livsmedel beräknas vara ungefär 10 ng/kg kroppsvikt för barn och cirka 6 ng/kg kroppsvikt hos ungdomar och vuxna (IMM 2024).

Blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika PCB

Ofta innehåller tekniska blandningar, som exempelvis Aroclor, både dioxinlika och icke-dioxinlika PCB. Eftersom människor ofta exponeras för blandningar är det svårt att hålla isär hälsoeffekter kopplade till dioxinlika och övriga PCB-kongener (Almerud, Paldanius et al. 2018).

Världshälsoorganisationen (WHO) har tagit fram ett hälsobaserat riktvärde, TDI, för blandningar av PCB. Långtidsstudier utförda på apor exponerade för Aroclor 1254 visade på ett tolerabelt intag på 20 ng/kg kroppsvikt och dag. Genom en säkerhetsfaktor på 300 kom man fram till att detta TDI kan gälla för blandningar av PCB (WHO 2003).

Halter av PCB i jorden inom bostadsområdet Nordpilen 1

Uppmätta halter av PCB-7 i yttlig jord inom området låg över gällande riktvärden för KM i alla 13 delområden och även över MKM i två delområden, mellan 0,0118 och 0,234 mg/kg TS. Den högsta halten uppmättes i provpunkt SM3 (Loxia Group 2021, Structor Miljöteknik AB 2022). Median- och medelhalten av PCB-7 (13 st) var 0,104 respektive 0,109 mg/kg TS. Beräknat medelvärde vid normalfördelning var 0,11 mg/kg TS (AB Terraformer 2023).

Tabell 1. Analysresultat etapp 1 (Loxia Group 2021) jämförda med riktvärden för KM och MKM (Naturvårdsverket 2009). Enhet mg/kg TS.

| Ämne | KM | MKM | Omr 1 | Omr 2 | Omr 3 | Omr 4 | Omr 5 |
|-------|-------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|
| PCB-7 | 0,008 | 0,2 | 0,121 | 0,103 | 0,067 | 0,155 | 0,104 |

Tabell 2. Analysresultat etapp 2 (Structor Miljöteknik AB 2022) jämförda med riktvärden för KM och MKM (Naturvårdsverket 2009). Enhet mg/kg TS.

| Ämne | KM | MKM | SM1 | SM2 | SM3 | SM4 | SM5 | SM6 | SM7 | SM8 |
|-------|-------|-----|--------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|
| PCB-7 | 0,008 | 0,2 | 0,0763 | 0,172 | 0,234 | 0,104 | 0,0118 | 0,201 | 0,0389 | 0,0314 |

Eftersom föroreningarna inte med säkerhet är Aroclor eller någon annan känd kommersiell PCB-blandning antas den totala halten PCB vara fem gånger högre än PCB-7 enligt Naturvårdsverkets schablon (Naturvårdsverket 2009).

Dioxinlika PCB utgör oftast en liten del av den totala mängden PCB och är i Arcolor mindre än 1 procent. I markprov tagna vid bostadsområdet Nordpilen 1 uppmättes genomsnittlig halt av PCB118 på 0,0047 mg/kg TS (<0,0020 till 0,0099 mg/kg TS) vilket utgör cirka 4 procent av totala mängden PCB-7.

Exponering från området

Det finns flera olika exponeringsvägar för PCB att ta hänsyn till för de boende i brf Nordpilen 1. Exponeringsvägar som är styrande för denna hälsoriskbedömning är i första hand intag av jord. Intag av jord via munnen kan ske genom direktintag i munnen, att jordiga fingrar stoppas i munnen, att damm fastnar i mun och svalg och att jorden andas in i form av damm. Även intag av odlade växter från området och hudupptag kan ske.

Intag av PCB i jord via inandning och oralt

Uppskattade intagna mängder jord och damm per dag för vuxen respektive barn har erhållits från det amerikanska naturvårdsverket (US EPA 2017). Upptaget av PCB i mag-tarmkanalen antas vara 100 procent för att tillämpa försiktighetsprincipen.

Dioxinlika PCB

Intaget för dioxinlika PCB har beräknats för ett pica-barn som väger 10 kg, som är den mest utsatta gruppen. Uppmätt maxhalt PCB118 i jorden var 0,0099 ng/mg TS. Intagen mängd dioxinlika PCB per vecka beräknas till **0,21 pg TEQ/kg kroppsvikt/vecka** om hela intaget av jord skulle komma från det mest förorenade området. Vid jämförelse med TVI på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt/vecka blir bidraget av dioxinlika PCB **10 procent av TVI**.

Blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika PCB (PCB-7)

Intaget för blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika PCB har beräknats för en vuxen person som väger 70 kg och för barn som väger 10, 15 och 20 kg (1-6 år). Exponeringsberäkningar har gjorts för maxhalten 0,23 mg/kg TS samt för medelhalten, 0,11 mg/kg TS PCB-7 som uppmätts i jorden, se tabell 1. Jämförelse har gjorts med tolerabelt dagligt intag (TDI) på 20 ng/kg kroppsvikt/dag.

Vuxen

Uppskattad daglig intagen mängd jord via inandning och oralt uppskattas till 10 mg/dag för vuxen (US EPA 2017). Intag mängd PCB per dag för en vuxen person som väger 70 kg beräknas till **0,17 ng PCB/kg kroppsvikt/dag** om hela intaget av jord skulle komma från det mest förorenade området respektive **0,079 ng PCB/kg kroppsvikt/dag** om beräkningar görs utifrån uppmätt medelhalt. Vid jämförelse med TDI blir bidraget av PCB **0,84 procent** av TDI (beräknat på högsta halt) och **0,39 procent** av TDI (beräknat på medelhalt).

Barn

För små barn (1-6 år) har det genomsnittliga dagliga intaget av jord uppskattats till 40 mg/dag (US EPA 2017). Om hela intaget av jord skulle komma från det mest förorenade området skulle intaget av PCB kunna bli **2,3-4,7 ng PCB/kg kroppsvikt/dag**. Om man utgår ifrån uppmätt medelhalt blir intaget lägre, mellan **1,1-2,2 ng PCB/kg kroppsvikt/dag**. Vid jämförelse med TDI blir bidraget av PCB **12-23 procent** av TDI (beräknat på högsta halt) och **5,5-11 procent** av TDI (beräknat på medelhalt).

Pica-barn

En del barn har extra stor benägenhet att stoppa olika saker i munnen, så kallat pica-beteende. Dessa barn kan då få i sig större mängd jord varje dag. Enligt US EPA kan ett barn med sådant beteende få i sig 1000 mg per dag (US EPA 2017). Detta skulle medföra ett extra bidrag på **59-120 ng PCB/kg kroppsvikt/dag** om hela intaget av jord skulle komma från det mest förorenade området och **28-55 ng PCB/kg kroppsvikt/dag** baserat på uppmätt medelhalt av PCB i jorden. Vid jämförelse med TDI blir bidraget av PCB **290-590 procent** av TDI (beräknat på högsta halt) och **140-280 procent** av TDI (beräknat på medelhalt).

Tabell 1. Beräknat oralt intag av PCB för högsta uppmätta halt respektive medelhalt. Intag beräknat för ng PCB/kg kroppsvikt och dag för barn och pica-barn som väger 10, 15 och 20 kg samt vuxen som väger 70 kg.

| | Högsta halt (0,234 mg/kg TS) | | Medelhalt (0,11 mg/kg TS) | |
|-----------------|------------------------------|----------|---------------------------|----------|
| | ng PCB/kg kroppsvikt/dag | % av TDI | ng PCB/kg kroppsvikt/dag | % av TDI |
| Barn 10 kg | 4,7 | 23 | 2,2 | 11 |
| Barn 15 kg | 3,1 | 16 | 1,5 | 7,3 |
| Barn 20 kg | 2,3 | 12 | 1,1 | 5,5 |
| Pica-barn 10 kg | 120 | 590 | 55 | 280 |
| Pica-barn 15 kg | 78 | 390 | 37 | 180 |
| Pica-barn 20 kg | 59 | 290 | 28 | 140 |
| Vuxen 70 kg | 0,17 | 0,84 | 0,079 | 0,39 |

Hudupptag

Exponering för PCB kan ske genom hudkontakt om förorenad jord fastnar på huden. Risken för exponering är större för små barn som leker och kryper runt på marken än för större barn och vuxna. Hudupptag är inte den dominerande exponeringsvägen varför det inte gjorts några beräkningar för detta. Vid en liknande föroreningssituation som Nordpilen 1 visade beräkningar att upptaget via huden var enstaka nanogram per kilo och tillfälle (Almerud, Paldanius et al. 2018).

Egenodlade grödor

Intag av PCB från egenodlade grödor kan vara en möjlig exponeringsväg. Det har däremot inte framkommit i hur stor utsträckning grödor odlas på området. Upptaget av PCB i grödorna är svårt att förutse då inga analyser är gjorda, men det kan variera beroende på typ av gröda. Exempelvis kan det skilja sig åt för frukt som växer på träd och för rotfrukter som växer i direktkontakt med föroreningarna. Om föroreningarna tas upp av grödor via deponerat damm kan exponeringen minska om man sköljer dem innan förtäring. Hur stor exponeringen är från grödor beror till stor del på hur mycket man äter och om man skalar/sköljer frukt och grönsaker med mera. Se våra rekommendationer för att minska risken för exponering via egenodlade grödor.

Hälsoriskbedömning för boende vid Nordpilen 1

Intag av PCB-förorenad jord vid Nordpilen 1 har störst betydelse för små barn. Halter som uppmätts på området varierar och beräkningar har därför gjorts på högsta uppmätta halt och medelhalt. Beräkningar för exponering av PCB från området har delats upp för dioxinlika PCB och för blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika PCB.

Beräkningar för dioxinlika PCB (PCB118) visade på en exponering under gällande TVI på 2 pg PCB/kg kroppsvikt/vecka för både barn och vuxna. För pica-barn på 10 kg skulle exponeringen kunna bli cirka **10 procent av TVI**. Jorden skulle kunna innehålla fler dioxinlika PCB, men troligtvis i mindre mängd och för dioxinlika PCB är kosten den dominerande källan.

Beräkningar för intag av blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika PCB och i detta fall för PCB-7 har jämförts med TDI på 20 ng/kg kroppsvikt/dag. Detta riktvärde är för den totala mängden PCB och för jämförelse har mängden PCB-7 multiplicerats med en faktor 5 (baserat på Naturvårdsverket, 2009).

PCB inte är akutgiftigt i de halter som förekommer vid Nordpilen 1. För en **vuxen** person på 70 kg motsvarar intaget av jord från området **under 1 procent** av TDI. För **barn** som vistas i området motsvarar det **5,5-11 procent** av TDI beräknat på medelhalten och **12-23 procent** om barnens intag enbart skulle ske vid lek i det mest förorenade området. För ett **barn med pica-beteende** skulle intagen bli betydligt högre, från **ett upp till tre TDI** vid intag från hela området (medelhalt).

Intagen skulle generellt kunna öka något om exponering även sker via hudupptag och intag via grödor.

För vuxna bedöms det extra tillskottet av PCB från området vara lågt i förhållande till allmänbefolkningens exponering av PCB via föda. För barn däremot skulle exponering från området kunna utgöra en betydande del av det tolerabla intaget av PCB. Det gäller framförallt om ett barn får i sig en större mängd jord från de mest förorenade områdena.

Man eftersträvar alltid att minimera risken för intag av oönskade ämnen. Även mycket låga halter av ett främmande ämne kan leda till ett extra intag och en onödig exponering och det skulle kunna ge ett oönskat bidrag utöver barnets övriga intag av PCB via födan.

Troligtvis innebär intagsberäkningar, som är gjorda på högsta uppmätta halt, en överskattning av verklig exponering eftersom man troligtvis vistas över hela gården och inte bara vid de mest förorenade områdena. Beräkningar gjorda på medelhalt är mer representativa, men eventuellt en överskattning då man troligtvis vistas delar av dagen på annat området.

Exponering från ett förorenat område får inte inteckna hela det tolerabla intaget av ett ämne. Det är den sammanlagda exponeringen man bör ta hänsyn till så därför är det viktigt att minimera exponeringen från förorenade områden. Det är speciellt viktigt att de känsliga grupperna skyddas såsom barn och gravida (foster). Riktvärden är framtagna med hänsyn till livstidsexponering. Högre exponering under kortare tider behöver därför inte vara skadliga. När riktvärden tas fram används höga säkerhetsmarginaler för beräkning av TDI.

Inga akuta effekter förväntas uppkomma, men för att tillämpa försiktighetsprincipen bör riskreducerande åtgärder genomföras där föroreningarna är över KM och ligger ytligt. Områden med hårdgjorda ytor utgör mindre hälsorisk då föroreningarna inte är lika lättåtkomliga. Även de föroreningar som påträffats längre ner i jorden utgör mindre risk.

Det här bör tas i beaktande när beslut tas för tidpunkt av åtgärder:

- Hur mycket föreningens medlemmar nyttjar grönområdet.
- Hur ofta barn leker på området då de är en känslig grupp och har lättare att få i sig föroreningarna.
- Om grödor odlas på området.
- Om det finns områden där gräsmattan är mindre täckande.

Rekommenderade försiktighetsåtgärder för boende

Någon bedömning om tidpunkt för åtgärder kan inte ges. Däremot kan riskreducerande åtgärder utföras så att exponeringen av den förorenade jorden minskas. Tills vidare rekommenderar Arbets- och miljömedicin därför boende och framförallt känsliga grupper som små barn och gravida (foster) i området att vidta följande försiktighetsåtgärder:

- Begränsa små barns direktkontakt med jorden. Det är extra viktigt för de minsta barnen eftersom de gärna stoppar händer och saker i munnen.
- Tvätta händerna vid direktkontakt med jorden.
- Undvik att mat och frukt blir förorenad från jord och gräs.
- Odlar grönsaker och frukt med mera i pallkragar med jord från annat område, samt att det man skördar sköljs.
- Begränsa intag av grönsaker och frukt med mera som odlats direkt i den förorenade jorden.

Föroreningarna är mer lättåtkomliga vid grusade ytor och gräsytor. Åtgärder rekommenderas för att förhindra att damm sprids, till exempel att öppna ytor täcks med gräs eller asfalt. Detta är extra viktigt i de fall barn vistas där. Om gräsytor är slitna bör de täckas över. Gräsytor slits också hårt under vintern när snö inte har täckt ytorna. Avgränsningar bör göras där föroreningshalterna i yttlig jord är som högst.

Referenser

AB Terraformer (2023). Riskbedömning avseende PCB-förorening inom fastigheten Nordpilen 1, Eskilstuna kommun. Jennifer Espling.

Almerud, P., et al. (2018). Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun. Västra Götalandsregionen Miljömedicinskt Centrum (VMC).

DeVito, M., et al. (2024). "The 2022 world health organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for polychlorinated dioxins, dibenzofurans and biphenyls." Regulatory Toxicology and Pharmacology **146**: 105525.

IMM (2024). "Dioxiner och dioxinlika PCB". Hämtad 2024-03-22, från <https://ki.se/imm/dioxiner-och-dioxinlika-pcb>.

IMM (2024). "PCB, icke dioxinlika". Hämtad 2024-03-22, från <https://ki.se/imm/polyklorerade-bifenyler-pcb-icke-dioxinlika>.

Livsmedelsverket (2018). "Dioxiner och PCB". Hämtad 2024-03-04, från <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb>.

Loxia Group (2021). Miljöprovtagning av PCB i ytjord. Nordpilen 1, Eskilstuna kommun. S. Välimaa.

Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Stockholm

Structor Miljöteknik AB (2022). Provtagning av PCB i mark, etapp 2. Hanna Alm.

US EPA (2017). Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook. Soil and Dust Ingestion. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development,.

WHO (2003). Concise International Chemical Assessment Document 55. Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects. World Health Organization Geneva.

Bilaga 1. Beräkningar

För att tillämpa försiktighetsprincipen har upptaget i mag-tarmkanalen antagits vara 100 procent i beräkningar nedan. Det dagliga medelintaget av jord för ett barn är uppskattat till **40 mg/dag** året om och för en vuxen **10 mg/dag**. För pica-barn har intagen mängd jord på **1000 mg/dag** använts (US EPA 2017).

Dioxinlika PCB

Vid beräkning av exponering för dioxinlika PCB har högsta uppmätta halt PCB118 i jorden använts, (**0,0099 mg/kg TS** = 0,0099 ng/mg TS). För att räkna om halten PCB118 till TEQ för dioxinlika PCB har TEF-faktor 0,00003 använts.

Beräkningar för ett pica-barn på 10 kg

Om **högsta uppmätta halt** PCB118 i jorden används för beräkningar ges ett intag av dioxinlika PCB på $1000 \text{ mg/dag} * 0,0099 \text{ ng/mg TS} = 9,9 \text{ ng/dag}$. Omräknat till TEQ: $9,9 \text{ ng/dag} * 0,00003 = 0,00030 \text{ ng TEQ/dag}$. För ett barn som väger 10 kg blir det $0,00030/10 = 0,000030 \text{ ng TEQ/kg kroppsvikt/dag}$. Ger per vecka $7 * 0,000030 \text{ ng TEQ/kg kroppsvikt/dag} = 0,00021 \text{ ng TEQ/kg kroppsvikt/vecka} =$ **0,21 pg TEQ/kg kroppsvikt/vecka**. Vid jämförelse med TVI på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt/vecka upptas **10 procent av TVI**.

Blandningar av dioxinlika och icke-dioxinlika (PCB-7)

Beräkningar har gjorts för högsta uppmätta halt PCB-7 (**0,234 mg/kg TS**) och för medelvärdet PCB-7 (**0,11 mg/kg TS** = 0,11 ng/mg TS). De beräknade intagen kan jämföras mot TDI (20 ng/kg kroppsvikt och dag) baserat på totalhalten PCB.

Beräkningar för ett barn på 10 kg

Om **högsta uppmätta halt** PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $40 \text{ mg} * 0,234 \text{ ng/mg TS} = 9,4 \text{ ng/dag}$. För ett barn som väger 10 kg blir det $9,4/10 =$ **0,94 ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag**. Total halt PCB blir då $5 * 0,94 =$ **4,7 ng PCB/kg kroppsvikt/dag** och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg/dag upptas **23 procent** av TDI.

Om **medelvärdet** för uppmätta halter PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $40 \text{ mg} * 0,11 \text{ ng/mg TS} = 4,4 \text{ ng/dag}$. För ett barn som väger 10 kg blir det $4,4/10 =$ **0,44 ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag**. Total halt PCB blir då $5 * 0,44 =$ **2,2 ng PCB/kg kroppsvikt/dag** och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **11 procent** av TDI.

PICA-barn 10 kg

Beräkningar har även gjorts för ett pica-barn som väger 10 kg. Om **högsta uppmätta halt** PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på: $1000 \text{ mg} * 0,234 \text{ mg/kg TS} = 230 \text{ ng/dag}$ vilket för ett barn som väger 10 kg motsvarar $230/10 =$ **23 ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag**.

Total halt PCB blir då $5 \cdot 23 = 120 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **590 procent** av TDI.

Om **medelvärde**t för uppmätta PCB-7 används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på: $1000 \text{ mg} \cdot 0,11 \text{ mg/kg TS} = 110 \text{ ng/dag}$ vilket för ett barn som väger 10 kg motsvarar $110/10 = 11 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}$. Total halt PCB blir då $5 \cdot 11 = 55 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **280 procent** av TDI.

Beräkningar för ett barn på 15 kg

Om **högsta uppmätta halt** PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $40 \text{ mg} \cdot 0,234 \text{ ng/mg TS} = 9,4 \text{ ng/dag}$. För ett barn som väger 15 kg blir det $9,4/15 = 0,62 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}$. Total halt PCB blir då $5 \cdot 0,62 = 3,1 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **16 procent** av TDI.

Om **medelvärde**t för uppmätta halter PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $40 \text{ mg} \cdot 0,11 \text{ ng/mg TS} = 4,4 \text{ ng/dag}$. För ett barn som väger 15 kg blir det $4,4/15 = 0,29 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}$. Total halt PCB blir då $5 \cdot 0,29 = 1,5 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **7,3 procent** av TDI.

PICA-barn 15 kg

Beräkningar har även gjorts för ett pica-barn som väger 15 kg. Om **högsta uppmätta halt** PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på: $1000 \text{ mg} \cdot 0,234 \text{ mg/kg TS} = 230 \text{ ng/dag}$ vilket för ett barn som väger 15 kg motsvarar $230/15 = 16 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}$. Total halt PCB blir då $5 \cdot 16 = 78 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **390 procent** av TDI.

Om **medelvärde**t för uppmätta PCB-7 används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på: $1000 \text{ mg} \cdot 0,11 \text{ mg/kg TS} = 110 \text{ ng/dag}$ vilket för ett barn som väger 15 kg motsvarar $110/15 = 7,3 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}$. Total halt PCB blir då $5 \cdot 7,3 = 37 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **180 procent** av TDI.

Beräkningar för ett barn på 20 kg

Om **högsta uppmätta halt** PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $40 \text{ mg} \cdot 0,234 \text{ ng/mg TS} = 9,4 \text{ ng/dag}$. För ett barn som väger 20 kg blir det $9,4/20 = 0,47 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}$. Total halt PCB blir då $5 \cdot 0,47 = 2,3 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **12 procent** av TDI.

Om **medelvärde**t för uppmätta halter PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $40 \text{ mg} * 0,11 \text{ ng/mg TS} = 4,4 \text{ ng/dag}$. För ett barn som väger 20 kg blir det $4,4/20 = \mathbf{0,22 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}}$. Total halt PCB blir då $5 * 0,22 = \mathbf{1,1 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt /dag}}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **5,5 procent** av TDI.

PICA-barn 20 kg

Beräkningar har även gjorts för ett pica-barn som väger 20 kg. Om **högsta uppmätta halt** PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på: $1000 \text{ mg} * 0,234 \text{ mg/kg TS} = 230 \text{ ng/dag}$ vilket för ett barn som väger 20 kg motsvarar $230/20 = \mathbf{12 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}}$. Total halt PCB blir då $5 * 12 = \mathbf{59 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **290 procent** av TDI.

Om **medelvärde**t för uppmätta PCB-7 används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på: $1000 \text{ mg} * 0,11 \text{ mg/kg TS} = 110 \text{ ng/dag}$ vilket för ett barn som väger 20 kg motsvarar $110/20 = \mathbf{5,5 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}}$. Total halt PCB blir då $5 * 5,5 = \mathbf{28 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **140 procent** av TDI.

Beräkningar för en vuxen på 70 kg

Om **högsta** uppmätta halt PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $10 \text{ mg} * 0,234 \text{ ng/mg TS} = 2,34 \text{ ng/dag}$. För en vuxen som väger 70 kg blir det $2,34/70 = \mathbf{0,033 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}}$. Total halt PCB blir då $5 * 0,033 = \mathbf{0,17 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **0,84 procent** av TDI.

Om **medelvärde**t för uppmätta halter PCB-7 i jorden används för beräkningar ges ett genomsnittligt intag av PCB-7 via jord på $10 \text{ mg} * 0,11 \text{ ng/mg TS} = 1,1 \text{ ng/dag}$. För en vuxen som väger 70 kg blir det $1,1/70 = \mathbf{0,016 \text{ ng PCB-7/kg kroppsvikt/dag}}$. Total halt PCB blir då $5 * 0,016 = \mathbf{0,079 \text{ ng PCB/kg kroppsvikt/dag}}$ och vid jämförelse med TDI på 20 ng PCB/kg kroppsvikt/dag upptas **0,39 procent** av TDI.

Referens

US EPA (2017). Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook. Soil and Dust Ingestion. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development.

Arbets- och miljömedicin

Arbets- och miljömedicin är ett samarbete mellan Region Sörmland, Region Västmanland, Region Värmland och Region Örebro län.

Vi finns vid Universitetssjukhuset Örebro, men vårt uppdrag är att arbeta för en god hälsa i en bra miljö i alla fyra regioner.

Vårt arbete rör sambandet mellan hälsa och ohälsa i relation till olika typer av exponeringar i arbetsmiljön, boendemiljön och den yttre miljön.

Besök vår webbplats för att läsa mer om oss.
Där kan du även anmäla dig till vårt nyhetsbrev.

www.regionorebrolan.se/amm

Besöksadress

Universitetssjukhuset Örebro Entré F, våning 2

Postadress

Arbets- och miljömedicin
Universitetssjukhuset Örebro
701 85 Örebro

E-post

amm@regionorebrolan.se

Telefon

019-602 24 69

