



VÄSTRA
GÖTALANDSREGIONEN
MILJÖMEDICINSKT CENTRUM

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun



Pernilla Almerud
1:e yrkes- och miljöhygieniker
Annika Paldanius
ST-läkare
Gunilla Wastensson
Överläkare

Göteborg den 25 juni 2018
Reviderad den 5 september 2018

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
Bakgrund	4
Underlag för bedömningen.....	4
Området	4
Allmänt om PCB	4
Halter av PCB i jorden inom bostadsområdet Hulan	5
Hälsoeffekter av PCB och hälsobaserade riktvärden	6
Normalt intag av PCB	8
Exponering	8
Intag av jord via inandning och oralt.....	9
Hudupptag	9
Inandning av ångor	10
Egenodlade grödor.....	10
Hälsoriskbedömning för de boende i Hulan.....	11
Referenser.....	13

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

Sammanfattning

Västra Götalands Miljömedicinska Centrum har fått en förfrågan från Lerums kommun angående en hälsoriskbedömning av PCB-förorenad jord i bostadsområdet Hulan. Fogarna i byggnaderna innehöll tidigare PCB-haltig fogmassa och dessa har senare sanerats. Förhöjda halter av PCB uppmättes år 2004 i omgivande jord, främst kring husens hörn.

I rapporten redovisas underlaget till riskbedömningen, och bakgrundsfakta kring PCB och hälsorisker. Riskbedömningen har gjorts på basen av de gamla mätningarna. Nya mätningar ansågs ej vara nödvändiga för en riskbedömning, då PCB-halterna i marken inte har förväntats öka.

PCB är samlingsnamn för en typ av svårnedbrytbara organiska miljöföroreningar som finns spridda i vår omgivningsmiljö. Människor exponeras huvudsakligen via födan, främst från fet fisk, kött och mejeriprodukter, men under vissa förhållanden finns risk för exponering via förorenad jord. Det finns rekommendationer om ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av PCB, satta så att befolkningen ska skyddas från negativa hälsoeffekter vid ett livslångt intag. Det finns således en betydande säkerhetsmarginal inbyggd i TDI-värdet. Till följd av internationella regleringar av PCB-användningen har PCB-halterna i den svenska befolkningen sjunkit under de senaste decennierna.

De boende i Hulan kan komma i kontakt med PCB i jorden vid lek, trädgårdsarbete och andra aktiviteter. Små barn skulle kunna få ett betydande extra intag av PCB om de regelbundet stoppar i sig större mängder jord, framför allt gäller detta den mest förorenade jorden kring hushörnen. PCB har inte någon akut giftverkan. Enligt vår bedömning innebär inte ett sådant extra intag några hälsorisker för det enskilda barnet, men det skulle minska på den säkerhetsmarginal som finns till de nivåer där man sett effekter i djurförsök och utgör därmed ett icke önskvärt bidrag till barnets övriga exponering via födan. För vuxna bedöms ett extra intag av PCB från den förorenade jorden vara helt försumbart i förhållande till den dagliga exponeringen via födan. För den som äter grödor som odlats i den förorenade jorden kring byggnaderna skulle även detta kunna bidra till exponeringen.

Av försiktighetsskäl rekommenderar vi att åtgärder vidtas för att förhindra att barn får i sig större mängder av den mest förorenade jorden invid hushörnen. Av samma anledning rekommenderar vi att man inte bör odla ätbara grödor i jorden där förhöjda halter av PCB har uppmätts eller kan misstänkas finnas.

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

Bakgrund

Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum (VMC) har fått en förfrågan från Miljöenheten, Lerums kommun, angående att göra en miljömedicinsk bedömning av eventuella risker för boende i bostadsområdet Hulan där PCB uppmätts i jorden omkring husen. Provtagningarna som utfördes 2004 visade förhöjda PCB-halter framför allt vid huslängornas hörn. Inga åtgärder vidtogs vid den tidpunkten. Sedan dess har Naturvårdsverkets generella riktvärden för PCB i förorenad mark sänkts vilket medfört att fler prover överskrider riktvärdet och Lerums kommun väcker därför frågan på nytt om det finns några hälsorisker för de som bor i området och om det finns anledning att utföra restriktioner för området (t.ex. för odling).

Underlag för bedömningen

- GF konsult AB. Undersökning av PCB-halter i jord och förslag till åtgärder, Hulans bostadsområde i Lerums kommun, 2005.
- Annan vetenskaplig litteratur, se referenser i slutet på rapporten

Området

Hulans bostadsområde består av 34 stycken 2-vånings huslängor, som sammanlagt inrymmer ca 300 hyreslägenheter, varav de på andra våningen har balkong och de i markplan har en mindre trädgård. Då husen byggdes, i början av 1970-talet, användes PCB-haltiga fogmassor för att täta i skarvar vid trapphus, loftgångar och hushörnen. PCB kan med åren ha spridits lokalt i jorden via urlakning och renoveringsarbeten. En sanering av samtliga PCB-haltiga fogar utfördes 2001.

Allmänt om PCB

Polyklorerade bifenyler (PCB) är organiska miljöföreningar bestående av två sammanhängande bensenringar som kan ha mellan 1 och 10 kloratomer kopplade till sig. Det finns 209 olika teoretiskt möjliga varianter och dessa kallas kongener av PCB. Av dessa klassas 12 som dioxinlika, baserat på deras kemiska och toxikologiska egenskaper, medan de övriga 197 kongenerna kallas icke dioxinlika PCB. De kongener som har färre klor (upp till 3–4) brukar räknas som lågklorerade, medan kongener med 6–7 eller fler kloratomer brukar benämnas som högklorerade. Varje kongen har ett nummer och denna benämning brukar användas istället för det systematiska namnet.

PCB är tillverkade av människan och har inga naturliga källor. PCB har sedan 1930-talet använts i stora mängder i industriella sammanhang, t.ex. i transformatorer och kondensatorer samt i byggnadsmaterial, bl.a. fog- och golvmassa. PCB i byggnadsmaterial har i huvudsak använts i hus byggda från 1956 fram till 1972, då de förbjöds i öppen användning. PCB är sedan 1995 totalförbjudet i Sverige. Fortfarande sker dock ett läckage av deponerad PCB från avfallshanterings- och förbränningsprocesser samt PCB från fogmassor i byggnader till omgivande mark, luft, och vattendrag (IMM, 2017). Även på allmänna platser utan kända källor till PCB har låga halter uppmätts i marken (Cachada, 2009). De kommersiella PCB-blandningarna (Aroclor och Chlophen är exempel på varunamn), som användes hade mycket varierande sammansättning och bestod av omkring 70–100 PCB-kongener, varav de dioxinlika utgjorde en liten viktprocent (Frame, 1996). Blandningarna kunde också vara kontaminerade med spårhalter av dioxiner (Arbete & Hälsa, 2012).

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

PCB är persistenta, vilket betyder att de är stabila och svårnedbrytbara. De är också mycket fettlösliga. Dessa egenskaper gör att de bioackumuleras i människor och djur och anrikas, varför koncentrationen ökar uppåt i näringskedjorna. Kongensammansättningen i kommersiella produkter skiljer sig märkbart från den sammansättning som återfinns i levande organismer och i föda. Denna skillnad beror på att de mest persistenta PCB-kongenerna i högre grad anrikas i näringskedjorna, medan de mindre stabila PCB-kongenerna lättare kan brytas ned och utsöndras med en lägre anrikningsgrad som följd (IMM Riskwebben).

För att bedöma PCB-exponering från olika källor används en metodik där man mäter PCB-koncentrationen som summan av de sex alternativt sju vanligast förekommande kongenerna i miljön och organismer. Dessa kan kallas indikator-PCB och utgörs av de sex icke dioxinlika kongenerna 28, 52, 101, 138, 153 och 180 (PCB-6) samt i vissa fall också av den dioxinlika kongenen 118 (PCB-7). Man brukar anta att halten av de sex icke dioxinlika PCB utgör ca 50 % av den totala halten icke-dioxinlika PCB i livsmedel (Ankarberg, 2014).

I förorenad mark mäts oftast PCB-7 och dessa antas då utgöra 20 % av den totala halten PCB (Naturvårdsverket, 2009). Naturvårdsverket generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) är satta för PCB-7. Naturvårdsverket generella riktvärde för KM är i dagsläget 0,008 mg PCB-7/kg och är satt utifrån aspekten att max 10 % av det dagliga intaget av PCB skall komma från förorenad mark, då intaget från övriga källor är betydande (Naturvårdsverket, 2009). Naturvårdsverket generella riktvärden för förorenad mark har tagits fram genom modellberäkningar och kan användas som rekommendationer och är ett av flera verktyg i riskbedömning av förorenade områden. De anger en föroreningshalt under vilken några skadliga effekter på människor och miljö inte förväntas, men det innebär inte nödvändigtvis att ett överskridande av riktvärden medför negativa effekter (Naturvårdsverket, 2009).

Halter av PCB i jorden inom bostadsområdet Hulan

År 2004 undersökte GF konsult PCB-innehållet i jordprover tagna i området (GF konsult AB, 2005). Undersökningen omfattade provtagning av jorden vid 12 hushörn samt från 21 stycken andra provgröpar på olika ställen i bostadsområdet, till exempel i rabatter och på gräsytor. Vid de 12 hushörnen togs fyra samlingsprover; två inre (jorden inom 0,75 m radie från hörnen) och två yttre (jorden mellan 0,75 och 1,5 m radie från hörnen) både av yttlig (0–0,07 m djup) och djupare (0,07–0,2 m djup) liggande jord. I hörnproven varierade halterna av PCB-7 mellan 0,03 och 3 mg/kg, varav den högsta halten uppmättes i yttlig jord närmast hushörnet. Median- och medelhalten av PCB-7 i de ytliga jordproven (10 st) var 0,19 respektive 0,47 mg/kg. Jordprover tagna på längre avstånd från hushörnen visade generellt på lägre halter (<0,01 - 0,33 mg/kg), median- och medelhalten var 0,05 mg/kg. Den högsta halten uppmättes i ett samlingsprov från två ställen invid loftgång (2,5 m respektive 3 m från hörn) och bedömdes sannolikt bero på förekomst av enstaka fogfragment. I rapporten konstateras att PCB-halterna avtar med jorddjupet samt med ökat avstånd från hushörnen där PCB-haltig fogmassa har funnits.

Alla prover tagna vid hushörnen samt 10 av 14 prover (varav tre samlingsprover) tagna i andra delar av området ligger över KM. Detektionsgränsen för analysen (0,01 mg/kg)

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

är dock högre än KM. När undersökningen gjordes år 2004 var KM högre (0,02 mg/kg) och i rapporten har två platsspecifika riktvärden beräknats (GF Konsult, 2005). Vid beräkning av ett platsspecifikt riktvärde tar man bland annat hänsyn till aktuella exponeringsvägar för den specifika platsen och för Hulan bedömdes att exponering från grundvatten och konsumtion av fisk från påverkade vattendrag kunde uteslutas. Dessutom bedömdes det livslånga intaget av egenodlade grönsaker och rotfrukter odlade på den förorenade PCB-marken vara lägre än de 30 % som använts i modellen för beräkning av KM. Sammantaget resulterade detta i platsspecifika riktvärden på 0,04 mg/kg för områden som används för odling och ett högre värde (0,47 mg/kg) för områden där ingen odling sker (GF Konsult, 2005). Den slutsats som drogs i rapporten var att saneringsåtgärder fordras i anslutning till hushörnen vid husens ”uteplatssidor” för att det platsspecifika riktvärdet för odlad mark skall klaras, medan där odling inte har antagits ske (på loftgångar och utmed gavlar) klaras det platsspecifika riktvärdet för KM.

Baserat på isomermönstret av PCB-7 i jordproverna har analyslaboratoriet bedömt att fogmassan som använts är av typen Aroclor 1260 (innehåller 60 viktprocent klor) och att den totala PCB-halten i jorden kan bedömas vara tre gånger högre än den analyserade halten PCB-7 (GF Konsult, 2005). För andra tekniska blandningar är denna faktor annorlunda och Naturvårdsverket använder som schablon att totalhalten PCB är fem gånger högre än PCB-7 (Naturvårdsverket, 2009). Sammansättningen av de olika PCB-kongenerna i fogmassan och i jorden liknar varandra men kan skilja sig åt då kongenerna genomgår olika typer av nedbrytning i miljön. Halveringstiden i jord för olika kongener kan variera från månader till år och beror bl.a. på kloreringsgraden och kloreringsmönstret (WHO, 2003). Jordproverna är tagna för 14 år sedan och under tiden som gått fram till idag kan sammansättningen och halterna ha förändrats. Det finns dock ingen anledning att tro att halterna skulle ha ökat, varför dessa prover har bedömts utgöra ett tillräckligt underlag för en hälsoriskbedömning.

Dioxinlika PCB utgör en liten viktprocent i de tekniska blandningarna. I Aroclor 1260 har analyser visat att PCB 118 utgör cirka 1 viktprocent av den totala mängden PCB (Frame, 1996). Ytterligare några dioxinlika PCB kunde detekteras i mycket låga halter i blandningen. I jordproverna från hushörnen i det aktuella området uppmättes en genomsnittlig halt av PCB 118 på 0,02 mg/kg (0,002-0,12 mg/kg), vilket utgör cirka 4 % av halten PCB-7.

Hälsoeffekter av PCB och hälsobaserade riktvärden

Den PCB som vi människor kommer i kontakt med består oftast av blandningar av dioxinlika samt icke dioxinlika PCB.

Dioxinlika PCB har hälsoeffekter som liknar de för dioxiner. Dioxinlika ämnen antas verka i kroppen genom att binda till Ah-receptorn och därigenom störa hormonella och metabola regleringssystem som är viktiga för organismen utveckling och funktion. De effekter man sett i djurförsök kopplat till exponering för låga doser dioxinlika ämnen är påverkan på immunsvaret, fortplantning- och utvecklingsstörningar (IMM, 2017). Hos barn som exponerats under foster- och nyföddhetsperioden har man observerat liknande effekter såsom låg födelsevikt, svårigheter med inlärning och motorik, ökad infektionskänslighet och negativa effekter på tandutvecklingen (IMM, 2013). Internationella cancerforskningsinstitutet (IARC) har klassat dioxiner och PCB som

cancerframkallande för människor (IARC, 1997; 2016). Bidraget till den cancerframkallande potentialen hos PCB domineras av dioxinlika PCB.

Intaget av dioxinlika PCB uttrycks som halter av toxiska ekvivalenter (TEQ). TEQ-halterna beräknas utifrån halten av en PCB-kongen och en faktor (TEF) som är viktad relativt dioxinen TCDD (2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin) som har en TEF på 1 (Van den Berg, 2006). Genom att multiplicera mängden dioxinlik PCB med respektive TEF får man sedan fram TEQ. Utgörs provet av flera dioxinlika kongener adderas dessa halter till ett gemensamt värde. Med utgångspunkt från toxikologiska data har man gjort en riskbedömning som utmynnat i ett hälsobaserat riktvärde, ett tolerabelt dagligt intag (TDI) som motsvarar den mängd av ett ämne som en människa kan få i sig varje dag under hela livet utan att riskera några effekter på kroppens funktioner. När TDI bestäms utgår man från den lägsta dos där man ser effekter (LOAEL) eller den högsta dos som inte orsakar några negativa effekter (NOAEL) och lägger till en säkerhetsfaktor. Inom EU har man fastställt ett tolerabelt dagligt intag (TDI) för dioxinlika PCB på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag. En riskbedömning från USA har dock kommit fram till ett lägre TDI på 0,7 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag, för att skydda gentemot eventuella effekter på spermiekvalitet och sköldkörtelhormon (IMM, 2017).

Icke dioxinlika PCB verkar via till stor del okända mekanismer. Hypotesen är att dessa utövar sina effekter via andra mekanismer än de dioxinlika PCB:erna (Riskwebben, IMM). I några studier på djur som exponerats för renodlat icke-dioxinlika PCB har man visat effekter på lever, hormonsystem och immunsystemet hos vuxna djur och påverkan på nervsystemets utveckling och funktion vid exponering under fosterstadiet (JEFCA, 2016). I motsats till dioxinlika PCB saknas en toxikologisk referenssubstans för icke dioxinlika PCB (IMM, 2017) och det finns inte heller något hälsobaserat riktvärde.

Den europeiska livsmedelsmyndigheten (EFSA) har vid en genomgång 2005 funnit att tillförlitliga studier av hälsorisker hos människa saknas och därför baserat riskbedömningen på djurexperiment. Den högsta dos som inte orsakade några negativa effekter på de känsligaste försöksdjuren, råttor var cirka 35 000 ng/kg kroppsvikt och dag. Vid 10 gånger högre doser sågs i några studier påverkan på lever och sköldkörtelfunktion (EFSA, 2005). EFSA drog slutsatsen att kunskapsunderlaget var otillräckligt för att med säkerhet kunna bedöma eventuella hälsorisker med miljömässig exponering för icke dioxinlika PCB (Riskwebben IMM; EFSA, 2005). JEFCA/WHO gjorde 2016 bedömningen att underlaget fortfarande var otillräckligt för att bedöma eventuella hälsorisker med nuvarande exponering för icke dioxinlika PCB (JEFCA, 2016).

De tekniska PCB-blandningarna innehåller både dioxinlika och icke dioxinlika PCB i varierande sammansättning. Människor exponeras därmed för en blandning och det är svårt att särskilja hälsoeffekter av dioxinlika och övriga PCB kongener. Många effekter anses bero främst på dioxinlika kongener. Världshälsoorganisationen (WHO) har tagit fram ett TDI på 20 ng/kg kroppsvikt och dag för en Aroclor 1254-blandning, baserat på två djurstudier där man exponerat apor för denna blandning (WHO, 2003). LOAEL bestämdes till 5000 ng/kg kroppsvikt och dag baserat på att man vid den dosen såg effekter på immunförsvar och levervikt. Utifrån LOAEL har man använt en säkerhetsfaktor på 300 när man beräknade TDI (faktor 3 pga. studier på annan art än människa, faktor 10 pga. skillnader i individuell känslighet samt en faktor 10 pga. LOAEL istället för NOAEL). Den franska livsmedelsmyndigheten AFSSA har baserat sin riskvärdering

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

dels på de två djurstudierna ovan, dels på ytterligare en djurstudie (AFSSA, 2007) och angett en NOAEL på 1700 ng/kg/dag för den tekniska PCB-blandningen Aroclor 1254, baserat på djurexperiment på apor (AFSSA 2007). Tre gånger högre dos (5000 ng/kg/dag) var den lägsta dos som gav tecken till påverkan på immunsystemet. I den tredje djurstudien använde man sig av ett sådant urval av PCB-kongener som man finner i human bröstmjölk. I denna studie på unga apor var LOAEL 7500 ng/kg/dag och den kritiska effekten var neurotoxicitet. Utifrån detta bedömer AFSSA att 20 ng/kg kroppsvikt och dag kan användas som TDI för samtliga 209 PCB-kongener.

Aroclor 1260 som är den tekniska blandning som använts i Hulan innehåller en högre andel klor och har en annan kongensammansättning än 1254. Vid en jämförelse av andelen dioxinlika PCB i de två blandningarna innehåller Aroclor 1254 en högre andel av PCB 118 än Aroclor 1260 (Frame, 1996).

Normalt intag av PCB

Den största källan till allmänbefolkningens exponering för PCB utgörs av feta animaliska livsmedel som fisk, kött och mejeriprodukter samt modersmjölk. Intaget av *dioxinlika PCB* räknas samman med intaget av dioxiner, och maten står för 90 % av detta. I genomsnitt är intaget via födan hos vuxna i den svenska befolkningen cirka 0,5 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag. Barn har ett högre intag per kilo kroppsvikt än vuxna, ca 1 pg TEQ/kg kroppsvikt (IMM, 2017). Storkonsumenter av fisk har ett högt intag, likaså ammade spädbarn vars intag ibland är flera gånger större än TDI (vilket beror på att ämnena har ansamlats i mammans fett under hennes livstid för att sedan utsöndras till modersmjölken). För äldre barn bidrar intaget av fisk, mejeriprodukter och kött/fågel med ungefär lika stor andel av exponeringen för dioxinlika ämnen, till skillnad från hos vuxna där fisk är den dominerande källan (IMM Riskwebben). Det livsmedel som har högst koncentration av dioxinlika ämnen är vildfångad fet fisk från Östersjön, Bottenviken, Väneren och Vättern. Livsmedelverket rekommenderar barn, ungdomar och kvinnor i barnafödande ålder, även gravida och ammande, att inte äta fisk som kan innehålla höga halter dioxin och PCB oftare än två till tre gånger per år. Övriga bör inte äta sådan fisk oftare än en gång per vecka.

För *icke dioxinlika PCB* har det genomsnittliga dagliga intaget beräknats till cirka 6 ng PCB-6/kg kroppsvikt hos ungdomar och vuxna (IMM, 2017) och cirka 10 ng PCB-6/kg kroppsvikt för barn (Riskwebben IMM). Fisk står för hälften av det genomsnittliga intaget av icke dioxinlika PCB via livsmedel hos vuxna. Även för icke dioxinlika PCB är ammande spädbarn den grupp som har det största intaget per kilo kroppsvikt. Halterna av såväl dioxinlika som icke dioxinlika PCB i livsmedel och modersmjölk har minskat de senaste årtiondena. I livsmedel har dock inte halterna icke dioxinlika PCB i livsmedel sjunkit i samma utsträckning som dioxinlika ämnen.

Exponering

Det finns flera olika exponeringsvägar för PCB att beakta för de boende i Hulan. Till dessa hör oralt intag av jord, hudkontakt med jord, inandning av ångor och damm, samt intag av grönsaker och växter som eventuellt odlas i trädgårdarna. Fastigheterna har kommunalt dricksvatten, vilket utesluter exponering via dricksvattnet.

Intaget av PCB-7 från den förorenade jorden har beräknats för en vuxen person och för ett mindre barn (1–6 år). Barn antas ha en högre exponering för jord pga. deras

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

aktiviteter och benägenhet att stoppa händer och andra föremål i munnen. De får också en högre dos baserat på deras lägre kroppsvikt jämfört med vuxna. Dosen är beräknad för en kroppsvikt på 70 kg för en vuxen och på 10, 15 respektive 20 kg hos barn för att representera hela åldersintervallet (1–6 år). Våra exponeringsberäkningar nedan baseras på medelhalten PCB-7 uppmätt i den ytliga jorden inom en radie av 1,5 m från hushörnen (0,47 mg/kg) samt i marken längre bort från hushörnen (0,05 mg/kg). För att beräkna intag har uppgifter om olika exponeringsfaktorer hämtats från kunskapssammanställningar och rekommendationer publicerade av det amerikanska Naturvårdsverket U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). Det beräknade intaget kan sedan användas för att få en uppfattning av hur stort bidraget skulle kunna bli i relation till TDI under vissa förhållanden.

Intag av PCB i jord via inandning och oralt

Upptaget av PCB i mag-tarmkanalen har antagits vara 100 % för att tillämpa försiktighetsprincipen.

För en vuxen har intaget av jord via inandning och oralt skattats till 10 mg per dag (USEPA, 2017). I begreppet jord ingår organiskt material och mineraler från jordens yta samt andra typer av partiklar deponerade på olika ytor utomhus. Om man utgår ifrån halter uppmätta på längre avstånd från hushörnen blir det beräknade intaget 0,01 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag för en vuxen. Om hela det dagliga intaget skulle komma från jord invid hushörnen skulle intaget bli högre (0,1 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag), men detta är osannolikt (dels för att man inte vistas hela dagen utomhus och inte heller vid hushörnet) och innebär därmed en kraftig överskattning av exponeringen.

För små barn (1–6-åringar) har det genomsnittliga dagliga intaget av jord skattats till 40 mg/dag (USEPA, 2017). Om man utgår ifrån halter uppmätta på längre avstånd från hushörnen blir bidraget 0,1–0,2 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag. Om all jord kommer från hushörnen, vilket är osannolikt och innebär en kraftig överskattning av exponeringen, skulle bidraget bli 1–2 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag. Vissa barn har en större generell benägenhet att stoppa alla möjliga saker i munnen och detta kallas pica-beteende. Att äta större mängder jord är dock ovanligt och USEPA har skattat att ett barn med ett sådant beteende kan få i sig 1000 mg/dag extra (USEPA, 2017). Detta skulle medföra ett bidrag på 3–5 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag baserat på jorden med de lägre halterna och 20–50 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag baserat på den mest förorenade jorden.

Hudupptag

Exponering genom hudkontakt kan uppkomma om förorenad jord fastnar på huden. I bostadsområdet Hulan kan barn och vuxna främst exponeras för PCB i jord nära hushörnen. Storleken på exponeringen beror på den exponerade hudytan (t.ex. graden av kläder), mängden jord som fastnar på hudytan (mängd jord per m²), upptaget av föroreningar genom huden samt exponeringstiden. Barn har en större risk att exponeras för PCB i jorden genom huden jämfört med vuxna, då barn leker och kryper runt på marken. Äldre barn och vuxna kan exponeras för PCB vid t.ex. utomhussporter och trädgårdsskötsel.

Beräkningarna baseras på antaganden av olika faktorer såsom exponerad hudyta och mängden jord som fäster på huden per m² exponerad hudyta vid olika aktiviteter. Den

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

totala kroppsytan för ett mindre barn (1–6 år) är i genomsnitt 0,5–0,8 m² och för en vuxen 2 m² (USEPA, 2011). Om en person bär kortärmad tröja, shorts och skor uppskattas 25 % av kroppsytan vara exponerad, vilket kan antas vara rimligt under sommarmånaderna. Om man istället antar att hela kroppen utom bålen är exponerad motsvarar det 70 % av den totala hudytan. Övriga årstider antas den exponerade hudytan vara betydligt lägre (5–10 %) vilket till stor del utgörs av exponering på händer. Huruvida kläder är helt skyddande mot exponering för jord är inte helt utrett. Vi har i våra beräkningar antagit att 25 % av kroppsytan är exponerad för att inte underskatta exponeringen. Studier där mängden jord som fäster på olika kroppsytor vid olika aktiviteter har sammanställts av USEPA (USEPA, 2011). Vi har antagit en hudexponering på 2000 mg/m² baserat på data för trädgårdsarbetande ungdomar och vuxna. Omkring hälften så mycket har uppmätts på huden hos förskolebarn som leker både ute och inne och på barn som spelar fotboll utomhus (USEPA, 2011; USEPA 2002). Dessa värden baseras på hur mycket jord som fastnat på händerna vid dessa aktiviteter, vilket var högre än på andra kroppsdelar (armar, ansikte, ben och fötter). Även det svenska Naturvårdsverket använder sig av detta värde på hudexponering för jord i sin riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009).

All PCB i jorden tas inte upp genom huden. Vi har i våra beräkningar antagit en absorptionsfaktor på 14 %, vilket är den faktor som Naturvårdsverket har använt i sin riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009).

För en vuxen som utför trädgårdsarbete skulle hudupptaget kunna bli 0,1 ng PCB-7/kg kroppsvikt (25 % exponerad hudyta) och tillfälle vid de lägre halterna respektive 1 ng PCB-7/kg kroppsvikt och tillfälle om arbetet enbart sker i den mest förorenade jorden invid hushörnen. För barn som leker omkring bostaden och därmed kan exponeras för PCB-innehållande jord kan det beräknade hudupptaget bli 0,1-0,2 ng PCB-7/kg kroppsvikt (25 % exponerad hudyta) och tillfälle baserat på de halter som uppmätts i området undantaget närmast hushörnen. Om ett barn skulle leka i den mest förorenade jorden invid hushörnen skulle detta kunna innebära ett hudupptag på 1–2 ng PCB-7/kg kroppsvikt och tillfälle.

Inandning av ångor

Exponering för ångor av PCB via inandning vid vistelse i trädgårdarna bedöms som försumbar då flyktigheten är relativt låg och en stor utspädning sker i utomhusluften.

Egenodlade grödor

Egenodlade bär och grönsaker är en möjlig exponeringsväg, om dessa odlas i förorenad jord. Vi har inga uppgifter om var eller i vilken utsträckning odling av grödor förekommer i området. Det finns inga analyser av grönsaker från området med avseende på innehåll av PCB eller andra föroreningar. Upptaget av föroreningar från jord till växter beror bland annat på föroreningens egenskaper, växtart och jordtyp. De möjliga upptagsvägarna skiljer sig åt mellan exempelvis rotfrukter, som växer i direktkontakt med jorden, och frukt som växer på träd.

För organiska föroreningar är halten organiskt kol i jorden viktig för hur hårt föroreningen binds till jordpartiklarna (högre andel kol gör att ämnet binds hårdare), men även vattenhalt i jorden kan vara av betydelse (Naturvårdsverket, 2009). Föroreningens vattenlöslighet spelar stor roll eftersom det avgör huruvida ämnet kan

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

följa med växtens vattentransportsystem via rötterna upp i växten. Fettlösliga ämnen som PCB har låg vattenlöslighet och når därför inte växtens övre delar (blad, frukter etc.) i någon större utsträckning. Olika gröders benägenhet att ta upp föroreningar varierar, studier har visat att pumpa och zucchini har förmåga att ta upp organiska miljöföroreningar via rotsystemet och transportera dem vidare upp i växten (Whitfield Åslund, 2008). Sammanfattningsvis är upptaget av föroreningar från jord till växter svårt att förutsäga eftersom det finns en stor variation när det gäller både växt- och miljöfaktorer (Swartjes, 2011). Detta gör det svårt att specifikt beräkna upptaget i grödor inom Hulanområdet. Generellt är dock upptaget av fettlösliga organiska ämnen från jord till frukt och bär lågt.

Experimentella odlingsstudier av morötter och potatis i såväl förorenad jord som ekologisk jord har visat att koncentrationen av organiska föroreningar var betydligt högre i skalet än i rotsaken (Trapp, 2002; Zohair, 2006). Kontaminering av växter kan även ske via deponering av jordpartiklar på växtens ytor, detta gäller framför allt växter som växer nära marken, som exempelvis sallad och jordgubbar. Exponeringen beror på hur mycket man äter, om man skalar/sköljer bär och grönsaker etc.

Hälsoriskbedömning för de boende i Hulan

De förhöjda halter som uppmätts invid hushörnen (inom en radie av 1,5 m) i Hulan området har enbart betydelse vid intag av enstaka större mängder jord hos barn samt vid lek/aktiviteter eller trädgårdsarbete nära hörnen. För att uppskatta den dagliga medexponeringen för PCB från jorden är det inte rimligt att anta att det dagliga intaget av jord skulle utgöras av enbart jord från hushörnen. I detta fall är halterna som uppmätts längre från hushörnen invid bostäderna mer representativa. Även detta är en överskattning, eftersom man oftast vistas en del av dagen på andra ställen.

Först gjordes en separat beräkning av exponering för dioxinlika PCB, i detta fall PCB-118, varvid man hamnar långt under TDI på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag. Det är dock möjligt att jordprovet innehåller flera dioxinlika PCB, men sannolikt i mindre mängd. För dioxinlika PCB är kosten den dominerande källan.

De beräknade intagen av PCB-7 kan istället jämföras med TDI baserat på totalhalten PCB eller sammansättningen av olika PCB i Aroclor 1254 (20 ng/kg kroppsvikt och dag). För att kunna jämföra detta TDI med de halter PCB-7 som uppmätts i Hulan har 20 ng/kg kroppsvikt och dag dividerats med en faktor 5 (baserat på Naturvårdsverket, 2009) eller en faktor 3 (baserat på analyslaboratoriets bedömning av typ av fogmassa i Hulan, GK Konsult, 2005), vilket ger ett **TDI på 4 respektive 7 ng PCB-7/kg kroppsvikt och dag.**

PCB är inte akut giftigt vid de exponeringar som beräknats för de boende i Hulan. Om alla bidragen av PCB-7 slås samman skulle intaget för en vuxen kunna utgöra **2-3 % av TDI** under dagar då man vistas utomhus i bostadsområdet och utför någon typ av aktivitet i kontakt med marken, undantaget hushörnen. Vid aktiviteter invid hushörnen skulle det totala bidraget kunna utgöra **15-25 % av TDI**. För ett barn skulle det totala bidraget av PCB kunna utgöra **5-10 % av TDI** under dagar barnet vistas utomhus i området och leker i kontakt med jorden på längre avstånd från hushörnen, medan bidraget skulle bli något högre vid lek invid hushörnen, **20-45 % av TDI**. För ett barn

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

med pica-beteende kan ett sådant intag av jord med de lägre PCB-halterna uppmätta på längre avstånd från hushörnen motsvara **ett halvt upp till drygt ett TDI**, medan bidraget av PCB-7 blir betydligt högre om intaget sker invid hushörnen, **3-12 TDI**.

Upptaget av PCB och andra fettlösliga ämnen i grödor är generellt lågt. En begränsad exponering skulle kunna ske om de boende äter grödor odlade i jord vid hushörnen. Att äta grödor odlade på längre avstånd från hushörnen bedöms utgöra en mycket låg eller försumbar exponering.

I WHO:s riskbedömning har en säkerhetsfaktor på 300 använts vid beräkning av TDI för den tekniska blandningen Aroclor 1254 baserat på effekter på djur vid 5000 ng/kg kroppsvikt och dag. Eftersom födan är en sådan stor källa till exponering för PCB i allmänbefolkningen skulle det extra bidraget från den förorenade jorden som beräknats för de boende i Hulan kunna medföra att säkerhetsmarginalen mellan deras totala intag av PCB och den dos där man sett effekter i djurförsök minskar. För vuxna bedöms bidraget av PCB från den förorenade marken vara lågt i förhållande till allmänbefolkningens totala exponering för PCB från föda. Det är framförallt om ett barn äter en större mängd jord och då särskilt om jorden kommer från hushörnen som säkerhetsmarginalen minskar betydligt. Detta förväntas dock bara kunna inträffa vid enstaka tillfällen och under en begränsad period och bedöms inte utgöra någon hälsorisk för det enskilda barnet. Däremot utgör det ett önskat extra bidrag till barnets övriga exponering för PCB via födan.

Av försiktighetsskäl rekommenderar vi att åtgärder vidtas för att förhindra att barn får i sig större mängder av den mest förorenade jorden invid hushörnen. Av samma anledning rekommenderar vi att man inte bör odla ätbara grödor i jorden där förhöjda halter av PCB har uppmätts eller kan misstänkas finnas.

Referenser

AFSSA, 2007: Opinion of the french Food Safety Agency (AFSSA) on the establishment of relevant maximum levels for non dioxin-like polychlorobiphenyls (NDL-PCB) in some foodstuff

Ankarberg E, mfl. (2007). Riskvärdering av persistenta klorerade och bromerade miljöföroreningar i livsmedel. Livsmedelsverket Rapport 9/2007.

Arbete & Hälsa 2012:46. Lindell B. The Nordic Expert Group for Criteria Documentation of Health Risks from Chemicals. Polychlorinated biphenyls (PCBs).

Cachada A, Lopes LV, Hursthouse AS, mfl. (2009). The variability of polychlorinated biphenyls levels in urban soils from five European cities. *Environmental Pollution*, 157:511-518

EFSA (2005). Non dioxin-like PCBs. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *The EFSA Journal* 284, 2005.

Frame GM, Wagner RE, Carnahan JC, mfl. (1996). Comprehensive, quantitative, congener-specific analyses of eight Aroclors and complete PCB congener assignments on DB-1 capillary GC columns. *Chemosphere* 33(4):603-623

Institutet för Miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet (2017). Miljöhälsorapport 2017. www.folkhalsomyndigheten.se/publicerat-material

Institutet för Miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet (2013). Miljöhälsorapport 2013. www.folkhalsomyndigheten.se/publicerat-material

Institutet för Miljömedicin (IMM), Riskwebben (<https://ki.se/imm/riskwebben>)

International Agency for Research on Cancer (IARC) (2016). Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. IARC Monographs, volume 107. Lyon, France – 2016.

International Agency for Research on Cancer (IARC) (1997). Polychlorinated Dibenzo-*para*-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. IARC Monographs, volume 69. Lyon, France – 1997.

JECFA. (2016) Safety evaluation of certain food additives and contaminants, supplement 1: non-dioxin-like polychlorinated biphenyls/prepared by the eightieth meeting of JECFA. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, World Health Organization

Naturvårdsverket (2008). Liljelind och Barregård. Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Naturvårdsverket rapport 5859.

Naturvårdsverket (2009), Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning, Rapport 5976.

Swartjes F et al. (2011). Dealing with contaminated sites. ISBN 978-90-481-9756-9

Trapp S. (2002) Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (1): 203-206.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2011). Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook: *Soil and Dust ingestion*. In: Exposure factor Handbook November 2011. Washington (www.epa.gov)

Miljömedicinsk bedömning av PCB-förorenad mark i bostadsområdet Hulan, Lerums kommun

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2011). Chapter 7—Dermal Exposure Factors. November 2011. Washington (www.epa.gov)

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2002). Child-Specific Exposure Factors Handbook. Washington September 2002 (www.epa.gov)

Van den Berg, M et al. (2006), The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds, Toxicological sciences 93(2): 223–241.

Whitfield Åslund M, et al (2008). The effects of repeated planting, planting density, and specific transfer pathways on PCB uptake by Cucurbita pepo grown I field conditions. Science of the total environment, 405: 14-25.

WHO (2003). Concise International Chemical Assessment Document 55: Polychlorinated biphenyls: human health aspects. World Health Organization Geneva.

Zohair A et al (2006). Residues of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHSs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in organically-farmed vegetables. Chemosphere, 63: 541-553.