

Programområde: **Hälsorelaterad miljöövervakning**

Miljöövervakningsmetod: **Organiska miljögifter i kroppsvätskor**

Författare: Se avsnittet ”Författare och andra kontaktpersoner”.

Bakgrund och syfte

Organiska miljögifter är en stor grupp ämnen. De mest relevanta från både miljöövervaknings- och hälsosynpunkt är de persistenta organiska miljögifterna (POPs), framför allt dioxiner (polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner [PCDDs] och dibensofuraner [PCDFs] och PCB:er (polyklorerade bifenyler). Det finns teoretiskt sett 210 kongener (varianter som är klorerade på olika sätt) av dioxiner och 209 kongener av PCB:er. Trots att inte alla dessa varianter förekommer i miljön kan många identifieras i människors vävnader och cirka 30 av dem är av betydelse från toxikologisk synpunkt.

I Sverige är det främst via maten som människor exponeras för dioxiner och PCB:er. Halterna av dessa ämnen i luft och dricksvatten är i allmänhet låga. Personer som bor i byggnader där PCB finns i byggnadsmaterialet kan exponeras via inomhusluften, men betydelsen av sådan exponering är oklar. Läckage från depåer som innehåller persistenta organiska miljögifter i t.ex. avfall och förorenad mark och sediment kan på sikt bidra till att människor blir exponerade. Dioxiner och PCB:er är de POPs som i dag anses medföra den största hälsoriskerna för befolkningen i stort. Även t.ex. bromerade difenyletrar (används som flamskyddsmedel) kan emellertid p.g.a. av sin persistens vara en potentiell hälsorisk. Dessa ämnens toxicitet (giftighet) är dock mer oklar. Vid de omgivningshalter av POPs som förekommer i Sverige idag är det generellt ingen risk för akuta förgiftningar. Hälsoriskerna hör främst samman med den typen av hälsoeffekter som uppstår efter relativt låg exponering under lång tid till följd av att organiska miljögifter ansamlas i kroppen.

Persistenta organiska miljögifter som dioxiner och PCB:er är förbjudna och utsläpp till miljön är kontrollerade och har minskat kraftigt sedan 1970-talet. Trots detta minskar halterna i miljön endast långsamt p.g.a. ämnena bryts ned mycket långsamt eller inte alls (hög persistens).

För att på ett kostnadseffektivt sätt kunna minska den exponering för organiska miljögifter som rör befolkningen i stort måste de exponeringskällor och exponeringsvägar som har störst betydelse för den totala exponeringen, samt de faktorer som påverkar exponering och dos, identifieras. Mätningar av organiska miljögifter i humana kroppsvätskor som blod och modersmjölk ger ett mått på den integrerade absorberade dosen från alla exponeringskällor, samtidigt som man kan ta hänsyn till individuella skillnader i intag, upptag och utsöndring. Sådana mätningar ger emellertid ingen information om vilka exponeringskällor och exponeringsvägar som är av störst betydelse för den totala exponeringen.

Målsättningen med undersökningen är att:

- kartlägga exponeringsnivåer för hälsofarliga organiska miljögifter hos människa,
- studera trender i sådana exponeringsnivåer över tid,
- identifiera geografiskt och demografiskt utsatta befolkningsgrupper,
- studera effekter av åtgärder som vidtas för att minska människors exponering för organiska miljögifter,
- ge underlag (kvantitativa exponeringsdata) för exponeringsmodeller,
- ge underlag för riskbedömningar och formulering av t.ex. hälsobaserade gränsvärden för organiska miljögifter,
- följa upp de nationella miljökvalitetsmålen (särskilt miljömålet "Giftfri miljö").

Samordning

Inom ramen för den nationella hälsorelaterade miljöövervakningen i Sverige görs olika undersökningar av hur människor exponeras för miljögifter. Dessa undersökningar återkommer regelbundet eller som enstaka projekt och här kan eventuellt samordningsvinster göras.

Strategi

Halter av organiska miljögifter i mänskliga vävnader och kroppsvätskor (humanbiologiska indikatormedia) ger ett mått på exponering och dos. Om dos-responssambanden är kända speglar de uppmätta halterna även risken för hälsoeffekter. Persistenta organiska miljögifter som dioxiner och PCB:er är mycket fettlösliga och fördelas i princip jämnt i kroppsfettet. Lämpliga indikatormedia är blod (plasma) och modersmjölk. Eftersom fetthalten i både plasma och modersmjölk varierar mellan olika individer och, sett under en tidsperiod, även i samma individ är det lämpligt att redovisa halter av dioxiner och PCB:er i förhållande till undersökningens personens fetthalt, t.ex. nanogram PCB:er per gram modersmjölkfett. Halterna av dioxiner och PCB:er i blod och modersmjölk speglar generellt den ackumulerade exponeringen, d.v.s. kroppsbelastningen. I händelse av hög akut exponering kan man av halten i blodet avläsa den akuta exponeringen (innan jämvikt inställt sig) och inte den totala kroppsbelastningen. Hur sådan akut exponering påverkar halten i modersmjölken är oklart.

Eftersom de flesta (och toxikologiskt sett mest relevanta) dioxin- och PCB-kongenerna omsätts (metaboliseras) långsamt i kroppen och har lång biologisk halveringstid, är urin och faeces inga lämpliga indikatormedia för dessa ämnen.

I studier med insamling av humanbiologiska prover bör man för att möjliggöra framtida analyser om möjligt spara en viss andel av proverna i en humanbiologisk provbank. Att kunna gå tillbaka till sparade prover kan vara mycket värdefullt om t.ex. nya frågeställningar eller nya hot dyker upp vid ett senare tillfälle, eller om ny metodik utvecklas som möjliggör analys av sådant som inte tidigare var möjligt att göra.

Välj studiepopulation

Studiepopulationen kan utgöras av ett slumpmässigt urval av befolkningen i stort eller av riskgrupper, d.v.s. grupper med hög exponering eller särskilt känsliga grupper. Exempel på riskgrupper är gravida och ammande kvinnor, barn samt grupper med speciella kostvanor, såsom t.ex. yrkes- och sportfiskare och deras familjer som äter mycket fisk.

Mät exponeringen

Man behöver fatta beslut om vilket eller vilka medier som skall samlas in för analys samt vilka analysmetoder som skall användas (se "Mätprogram, Variabler"). Det är viktigt att planera för kvalitetssäkring av resultaten (se "Kvalitetssäkring").

Det kan vara lämpligt att mäta exponeringen i en mindre grupp av befolkningen, där man kan förvänta sig en relativt hög exponering för organiska miljögifter, och jämföra resultaten med de resultaten av mätningar i en jämförbar kontrollgrupp av icke-exponerade individer. Om exponeringen för organiska miljögifter visar sig vara förhöjd bör man genomföra en mer detaljerad undersökning för att fastställa exponeringen i befolkningen i stort, identifiera signifikanta exponeringskällor och exponeringsvägar, identifiera riskgrupper, samt identifiera olika faktorer som påverkar exponering, dos och effekter. Om det finns risk för hälsoeffekter bör åtgärder vidtas för att minska exponeringen. Dessa åtgärder bör sedan följas upp för att kontrollera att exponeringen verkligen minskat.

Statistiska aspekter

För att kunna påvisa en statistiskt signifikant skillnad i exponering mellan grupper eller över tid krävs att tillräckligt många personer ingår i de grupper som ska jämföras. Vad som är tillräckligt beror på hur små skillnader i exponeringsnivåer man vill kunna identifiera och hur stora variationerna i halter är inom grupperna. Generellt gäller att ju större undersökningsgrupperna är, desto mindre haltskillnader kan man detektera och desto säkrare blir exponeringsskattningen.

Från kostnadssynpunkt är det naturligtvis bättre med så små grupper som möjligt. Det finns datorbaserade statistikprogram som kan beräkna gruppstorlek och statistisk power, men det kan vara klokt att rådfråga en statistiker inför en planerad undersökning.

Mätprogram

Variabler

Olika PCB- och dioxinkongener förekommer i humana vävnader i mycket olika halter. Eftersom de flesta människor i Sverige exponeras för dessa ämnen på samma sätt, d.v.s. genom den mat de äter (fet fisk, kött, feta mjölkprodukter och modersmjölk), är dock förhållandet mellan olika kongener (kongenmönstret) relativt lika mellan olika individer. Några PCB-kongener, som finns i relativt hög halt (och därmed är lättare och billigare att analysera), kan därför i vissa fall användas som indikatorer för den totala dioxin-/PCB-halten och även för mer toxikologiskt relevanta kongener.

I miljöövervaknings- och även forskningssammanhang analyseras därför ibland "sum of seven"-PCB-kongener, d.v.s. IUPAC # 28, 52, 101, 118, 153, 138 och 180. Vid lokal exponering, akut exponering eller yrkesexponering, eller i vissa forskningssammanhang, kan det vara lämpligt att gå vidare och analysera även andra PCB-kongener och dioxiner, men detta kan då bli betydligt dyrare och kräver större provmängder och mer avancerade analysinstrument. Syftet med studien får därför avgöra vilka kongener som bör analyseras.

Tabell 1. Översiktstabell med variabler och tidsperioder m.m.

Företeelse	Determinand	Enhet / klassade värden	Prioritet	Referens till provtagnings- eller observationsmetodik	Referens till analysmetod
Plasma	PCB ("sum of seven") ¹	pg/g, ng/g fett	1	Se texten nedan.	(4)
	PCB (toxikologiskt relevanta) ²	pg/g, ng/g fett	2		
	Dioxiner (toxikologiskt relevanta) ³	fg/g, pg/g fett	2		
Modersmjölk	PCB ("sum of seven") ¹	ng/g, ng/g fett	1	Se texten nedan.	(4)
	PCB (toxikologiskt relevanta) ²	pg/g, ng/g fett	2		
	Dioxiner (toxikologiskt relevanta) ³	fg/g, pg/g fett	2		

¹ PCB-kongenerna IUPAC # 28, 52, 101, 118, 153, 138 och 180² PCB-kongenerna IUPAC # 77, 126, 169, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189³ Alla 2,3,7,8-substituerade PCDDs och PCDFs

Observations-/provtagningsmetodik

Blodprover skall tas av utbildad personal. Venöst blod samlas i glasrör som är behandlade med antikoagulantia. Plasma separeras och sparas. Plasmaprover och modersmjölksprover kyls eller fryses i avvaktan på analys. Provet skall frysas om det skall sparas flera dagar innan analys görs.

Modersmjölk samlas av kvinnan själv. Provet insamlas under sju dagar med start 14 dagar efter förlossningen. Under denna samlas "överskottsmjölk" in, upp till en volym av 5 dl. Bröstmjölk samlas in med hjälp av pump, uppsamlingskopp eller i en glasbägare (handmjölkning). Man gör enklast insamlingen av provet i anslutning till ordinarie amningstillfälle i början av dagen (på morgonen eller förmiddagen), då mamman har mest mjölk. Mamman bör, om möjligt, samla in mjölken under olika delar av amningstillfället, eftersom fetthalten under ett och samma amningstillfälle kan ändras en del.

Insamlad mjölk hålls i en glasflaska, som förvars i frysen. Om man inte har tillgång till en frys så går det i nödfall bra med kylförvaring av provet. Insamlad mjölk hålls direkt på den frysta eller kylda mjölken i glasflaskan, varefter flaskan ställs in i frysen/kylen igen.

Utrustningslista

- Bröstmjölkspump
- Glasflaska att samla mjölken i
- Vacutainerrör för blodprovstagning
- Plasmasrör
- Centrifug för separering av plasma

Tillvaratagande av prov, analysmetodik

Blod-/plasma- och mjölkprover förvaras i glasbehållare i väntan på analys. Vilken analysmetod som är lämplig avgörs av vilka kongener som skall analyseras och i vilka halter de förekommer. Detta påverkar även hur mycket prov som behöver tas. Det är viktigt att den analysmetod man använder är tillräckligt känslig och reproducerbar i det koncentrationsområde som proverna ligger i (4).

Bakgrundsinformation

Det finns en rad bakgrundsvariabler som kan ha betydelse för exponering, dos och halt av dioxiner och PCB:er och dessa variabler måste beaktas vid utvärderingen:

- Ålder, kön och kroppsbyggnad (body mass index, BMI).
- Paritet, tid efter födelse, när under enskilt amningstillfälle.
- Livsstilsfaktorer, t.ex. matvanor.
- Yrkesexponering.
- Absorptionsfaktorer och biotillgänglighet.

Organiska miljögifter i blod och modersmjölk ökar med ökande ålder till följd av att ämnena har så lång biologisk halveringstid. Dessutom har äldre människor, speciellt storkonsumenter av fisk, under årens lopp exponerats för högre halter av dioxiner och PCB:er än yngre personer, eftersom halterna av dessa ämnen i fisk har minskat sedan början av 1970-talet. Det är också viktigt att känna till om några individer tidigare varit utsatta för särskilt hög exponering, t.ex. i sitt yrke, eftersom de då har lagrat upp betydligt mer av organiska miljögifter än människor som enbart varit exponerade för de halter av ämnena som finns i omgivningen. Vad gäller modersmjölk så varierar PCB-/dioxinhalten och även fetthalten för en och samma individ. Eftersom mamman utsöndrar en stor del av sin ackumulerade kroppsbelastning av organiska miljögifter genom modersmjölken, exponeras det första barnet för högre halter än följande barn. På motsvarande sätt minskar dioxin-/PCB-halten under amningsperioden. Fetthalten i mjölken är, som nämnts, lägre i början och högre i slutet av varje amningstillfälle, vilket också kan påverka resultaten.

Kvalitetssäkring

Ett kvalitetssäkringsprogram skall integreras i alla exponeringsstudier för att det totala felet i exponeringsdata skall bli så litet som möjligt. Kvalitetssäkringen inkluderar alla steg i en studie såsom planering, utbildning av personal, information och instruktioner till försökspersoner, kontroll av material och instrument, insamling, transport och förvaring av prover, analys av prover, registrering, utvärdering och rapportering av data. Analyser av dioxiner och PCB:er är avancerade och därför har WHO ett program för bedömning av analyskvalitet hos laboratorier som utför dioxin och PCB-analyser i biologiska prover (5).

Resultaten av kvalitetskontrolldata skall rapporteras tillsammans med exponeringsdata, annars är det omöjligt att göra jämförelser över tid och/eller mellan olika studier.

Databehandling, datavärd

Koncentrationen av dioxiner eller PCB:er i blod och modersmjölk bör relateras till fetthalten. Fetthalten i provet bestäms vanligen gravimetriskt (indunstning och viktbestämning av det intorkade fett). Halten kan också bestämmas enzymatiskt. Gravimetrisk fettbestämning har

dock i många fall visat sig kunna ge mycket varierande resultat (4). Om dioxiner och/eller dioxinlika PCB:er (se Tabell 1, fotnot 2) skall analyseras bör man beräkna toxiska ekvivalenter (TEQ) genom att koncentrationen av varje kongen multipliceras med respektive toxisk ekvivalentfaktor (TEF). Därefter kan alla justerade koncentrationer adderas, varvid man får fram TEQ-halten (6). Det internationellt harmoniserade WHO-TEF-systemet (6) bör användas för att data mellan olika studier skall kunna jämföras.

Exponeringsdata och bakgrundsdata rapporteras till datavärd i Excelformat. Alla variabler skall listas i en variabelförklaring på separat Excelblad.

Datavärd:

Marika Berglund
Institutet för miljömedicin (IMM)
Karolinska Institutet
Box 210
171 77 Stockholm
Tel: 08- 524 875 36
E-post: marika.berglund@imm.ki.se

Rapportering, utvärdering

Rapportering sker till Naturvårdsverket, i vetenskapliga rapporter och vid konferenser och utbildningar.

Som tidigare nämnts finns en rad olika parametrar som är viktiga att ta hänsyn till vid utvärdering av halter av dioxiner och PCB:er. Eftersom halterna av dessa ämnen i modersmjölk kan variera kraftigt för samma individ beroende på tidpunkten för provtagningen, behövs en standardisering för att göra det möjligt att jämföra halter mellan individer/grupper. En sådan standardisering kan vara t.ex. att prover tas av modersmjölk endast från förstföderskor, att provet tas en viss vecka (2-3 veckor) efter barnets födsel och att provet, om möjligt, tas både i början och slutet av ett enskilt amningstillfälle.

Eftersom kvinnor utsöndrar en betydande del av sin ackumulerade kroppsbelastning av dioxiner/PCB:er vid amning och detta även reflekteras i halterna av dessa ämnen i blodet är det viktigt att uppgift om amning inkluderas. Dessutom är det viktigt att uppgift om ålder finns med, eftersom äldre har hunnit ackumulera mer dioxiner/PCB:er än yngre, men även varit exponerade för högre halter i t.ex. fisk. Eftersom absorberade dioxiner/PCBer fördelas i det totala kroppsfettet har individens kropps-konstitution betydelse för halterna. Body Mass Index (BMI; vikt/längd) bör därför noteras. Dessutom har vissa andra parametrar visat sig bidra till att förklara uppmätta variationer av halt POPs i blodet. Provtagningsår, moderns utbildning, viktförändring under graviditeten, utomnordisk födelseort (moderns) samt antal månader modern själv blev ammad som barn är sådana parametrar. Man får i sig dioxiner och PCBer huvudsakligen genom kosten och därför bör uppgifter samlas in om kostvanor, särskilt vad gäller de fiskarter som omfattas av Livsmedelsverkets kostråd (se www.slv.se). Det är också viktigt att notera vilka undersökningspersoner som är eller har varit exponerade för organiska miljögifter i sitt arbete.

Exponeringsdata beskrivs med deskriptiv statistik (medelvärde, spridning, percentiler, etc). Man måste vid bedömning av eventuella skillnader mellan grupper och vid val av statistisk metod tas hänsyn till om data är normalfördelade eller snedfördelade. Om det finns skillnader

Version 1: 2005-04-09

i exponering mellan olika grupper skall orsakerna till dessa skillnader identifieras så långt möjligt så att signifikanta exponeringskällor kan identifieras.

Exponeringsmätningar på individnivå ger oftast ett säkrare bedömningsunderlag än vad man kan få t.ex. genom uppskattad exponering baserad på omgivningsmätningar. I förlängningen leder detta till åtgärder som är effektivare från både kostnads- och hälsosynpunkt. Fördelen med att mäta organiska miljögifter i humanbiologiskt material är att man då tar hänsyn till alla enskilda exponeringskällor och att man får ett mått på den totala exponeringen och absorberad dos, samt på den totala kroppsbelastningen. Nackdelen är att enskilda exponeringskällor och deras relativa betydelse för den totala exponeringen inte går att identifiera. För detta krävs mätningar i olika omgivningsmedia, t.ex. koncentrationer i livsmedel eller dubbelportioner, samt information om olika livsstilsfaktorer eller vanor som kan tänkas påverka exponering och dos. Sådan information kan samlas in via frågeformulär och aktivitetsdagböcker. Det kan vara lämpligt att kombinera två eller flera metoder för att få så mycket information som möjligt.

Kostnadsuppskattning

Undersökningskostnaderna beror på vilka kongener av dioxiner och PCB:er som ska analyseras, vilka medier man mäter i, antal prover som tas, etc. Generellt sett är analyser av dioxiner och PCB:er mycket dyra. Det är därför viktigt att utifrån den givna frågeställningen noggrant planera studiens upplägg, t.ex. hur många prover och vilka kongener som behöver analyseras.

Fasta kostnader

Fasta kostnader för undersökningarna kan inte anges, eftersom miljöövervakningsmetoden spänner över olika ämnen och undersökningar.

Analyskostnader

Kostnaderna för analyser avgörs av det analyserande labbet och kan därför inte anges generellt.

Tidsåtgång

Generellt kan sägas att en exponeringsundersökning oftast tar längre tid än ett år att genomföra, från ansökan om etisk prövning till dess att alla insamlade prover är analyserade och data har utvärderats.

Övrigt

Halter i omgivningsmedia

Intag och val av *livsmedel* varierar mycket, beroende på matvanor och livsstilsfaktorer. Mätningar av organiska miljögifter i enskilda födoämnen ger ganska osäker information om vad människor verkligen får i sig. Dioxiner och PCB:er förekommer främst i animaliska livsmedel med hög fetthalt. I Sverige har fet fisk från förorenade vatten, t.ex. Östersjön, liksom kött och feta mjölkprodukter, störst betydelse för människors exponering. Modersmjölk innehåller relativt höga halter av dioxiner och PCB:er, vilket tillsammans med

spädbarns ensidiga kost medför att spädbarn har en hög exponering. Exempel på indirekta metoder för att uppskatta intaget i befolkningen i stort på nationell eller lokal nivå är att utgå från insamling av enskilda livsmedel som analyseras med avseende på t.ex. organiska miljögifter, eller att mäta ett genomsnitt av de vanligaste livsmedlen som konsumeras i landet, exempelvis livsmedlen i en s.k. matkorg, som även kan analyseras före eller efter tillagning (kompositprover).

För att uppskatta eller beräkna varje enskild individs intag av olika födoämnen gör man *kostmätningar*. Till de indirekta metoderna för sådana mätningar hör olika typer av kostenkäter (intervjuer med eller utan olika visuella hjälpmedel, 24-h recall, kostregistrering under flera dagar som kan kombineras med vägning och mätning av födoämnen, enkäter om hur ofta man äter vissa livsmedel, s.k. frekvensenkäter, som ger information om matvanor). Det direkta och bästa sättet att mäta intaget av organiska miljögifter i kosten är genom dubbelpotionsstudier. Försökspersonerna sätter undan en extra portion av all mat och dryck som de äter under en viss tid. Eftersom halterna av organiska miljögifter kan variera mycket mellan och inom olika livsmedel behövs ganska många dagars insamling och/eller upprepade insamlingar för att få ett representativt mått på exponeringen. Dubbelpotionsstudier är dock arbetskrävande och kostsamma.

Människor kan också utsättas för organiska miljögifter som finns i *jord och damm*. Det kan ske genom att det finns jord eller damm i inandningsluften eller genom att man får sig jord- eller dammpartiklar direkt eller via födan (ytdeponerat eller inkorporerat). Vissa barn har en förkärlek för att äta icke-födoämnen och kan därför få i sig stora mängder jord. Detta utgör en risk om barnet vistas i en miljö som är förorenad av POPs.

Halterna av organiska miljögifter i *luft* i den allmänna miljön är generellt väldigt låga i Sverige, både utomhus och inomhus. Därför behöver luftmätningar oftast inte göras, utom om det finns speciella utsläpp/källor, t.ex. inomhus eller i närheten av industrier. Nyligen har det visats att PCB:er som användes i olika byggnadsmaterial främst under 1960-talet frigörs och lokalt kan orsaka kraftigt höjda PCB-halter i luften. Vad detta betyder för exponeringen av personer som bor i sådana hus är ännu oklart. På grund av att dioxiner och PCB:er har hög fettlöslighet är halterna i *dricksvatten* generellt mycket låga och behöver inte mätas.

Uppmätta halter av POPs i olika omgivningsmedia måste utvärderas i förhållande till vad människor verkligen utsätts för. Som exempel kan nämnas att människor tillbringar ca 90 procent av dygnet inomhus, varför utomhushalten i en punkt ger ett mycket ungefärligt värde på faktisk exponering.

Mätmetoder

Det är viktigt att skilja på omgivningshalt (t.ex. PCB-halt i sediment), exponeringshalt (PCB-halt i konsumerad fisk), absorberad (intern) dos (den mängd PCB som tas upp i mag-tarmkanalen), dos i kritiskt organ (den mängd PCB som ackumuleras i t.ex. levern) och biologiskt aktiv dos (den mängd PCB som orsakar t.ex. leverskador). En hög omgivningshalt behöver i sig inte innebära att människor exponeras. Exponering sker endast vid fysisk kontakt mellan ett omgivningsmedium (inandningsluft, dricksvatten, livsmedel, jord, damm, etc.) och ett biologiskt membran i huden, luftvägarna eller mag-tarmkanalen.

Den absorberade dosen är beroende av biotillgängligheten, som i sin tur är beroende av t.ex. exponeringsväg och ämnets kemisk-fysikaliska form. Absorptionen kan även påverkas av faktorer som t.ex. ålder, näringsstatus och olika kostfaktorer. Den biologiskt effektiva dosen är beroende av ämnesomsättningsprocesser och toxikokinetiska processer (processer för upptag och eliminering av ett ämne, t.ex. dess halveringstid).

Det finns indirekta och direkta metoder för att uppskatta och mäta exponering. De indirekta metoderna inkluderar modeller för spridningsberäkningar av utsläpp, omgivningsmätningar och frågeformulär. De direkta metoderna inkluderar mätningar på individnivå, t.ex. mätningar av halter av organiska miljögifter i humanbiologiskt material.

Innan man planerar en exponeringsmätning skall man så långt som möjligt identifiera och karakterisera exponering och hälsorisker samt formulera en hypotes. Målet för och syftet med undersökningen får sedan avgöra uppläggningsen av själva mätningen.

Innan man planerar en exponeringsstudie bör vissa frågor så långt möjligt besvaras:

- Vad är orsaken till problemet?
- Vilket ämne/vilken ämnesgrupp är problemet?
- Sker det någon form av omvandling av ämnet i omgivningsmedia (t.ex. en förändring i kongenmönster, alltså förhållandet mellan olika varianter)
- Var bor och arbetar människor i förhållande till exponeringskällan?
- Hur exponeras människor (vilka är exponeringsvägarna)?
- Vilka potentiella hälsorisker föreligger?

Inventera känd kunskap

Mycket kunskap finns att hämta i Nordiska ministerrådets hälsoriskbedömningar av dioxiner och PCB:er (1, 2) och i olika rapporter från EU och WHO (3, 4, 5) eller via Internet. Det är viktigt att samla in all tillgänglig information om exponering och omgivningsdata. Om det finns lokala data bör dessa användas i första hand. Som exempel kan nämnas att PCB-analyser i livsmedel (fisk, modersmjölk) utförs rutinmässigt och i projektform vid Livsmedelsverket. Halter av dioxiner och PCB:er i modersmjölk och blod, samt i fisk har studerats i olika projekt. Mot denna bakgrund bör man således fråga sig var känd kunskap redan kan finnas:

- Finns det nationella eller lokala data?
- Vilka exponeringsvägar är av störst betydelse?
- Finns det andra tänkbara exponeringskällor än de som identifierats?
- Finns det speciella riskgrupper eller känsliga grupper?
- Vilka hälsoeffekter är förknippade med det aktuella ämnet?
- Är sambanden dos-effekt respektive sambanden dos-respons kända?
- Vilka kompletterande mätningar behöver göras?
- Vilka mätmetoder finns att tillgå?
- Finns det tillgång till analysteknik med tillräckligt hög känslighet och specificitet?
- Hur pass säkra och reproducerbara är de metoder som skall användas?

Kontaktpersoner

Programområdesansvarig, Naturvårdsverket:

Britta Hedlund

Miljöövervakningsenheten

Naturvårdsverket

106 48 Stockholm

Tel: 08-698 12 08

E-post: britta.hedlund@naturvardsverket.se

Expert, Institutet för Miljömedicin

Annika Hanberg

Institutet för Miljömedicin (IMM)

Karolinska Institutet

Box 210

171 77 Stockholm

Tel: 08– 524 875 26

E-post: Annika.Hanberg@imm.ki.se

Exert, Livsmedelsverket

Per Ola Darnerud

Livsmedelsverket

Box 622

751 26 Uppsala

Tel: 018– 17 14 52

E-post: per.ola.darnerud@slv.se

Expert, Örebro universitet (kemisk analys)

Gunilla Lindström

MTM Forskningscentrum

Örebro universitet

701 82 Örebro

Tel: 019– 30 10 98

E-post: gunilla.lindstrom@nat.oru.se

Referenser

Metodreferenslista

1. Ahlborg UG, Håkansson H, Wærn F och Hanberg A (1988) Nordisk Dioxinriskbedömning. Nordiska Ministerrådet, 1988:7. Köpenhamn, Special-Trykkeriet Viborg a-s, ISBN (DK) 87 7303 100 2, (S) 91 7996 054 5.
2. Ahlborg UG, Hanberg A och Kenne K (1992) Nordic Risk Assessment of PCBs. Nordic Council of Ministers, 1992:26. Köpenhamn, AKA-PRINT APS, Århus, ISBN 92 9120 075 1. Se även <http://ki.se/content/1/c4/91/52/NordPCB-92.pdf>
3. EU/SCF (2001) Opinion on the risk assessment of dioxins and dioxins-like PCBs in food (update based on the new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22 November 2000) (adopted by the SCF on 30 May 2001) (http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/outcome_en.html#opinions)
4. WHO/ECEH (1996) Quality assessment of PCBs, PCDDs and PCDFs analysis. Third round of WHO-coordinated study. Environmental Health in Europe No. 2.
5. WHO (2000) Assessment of the health risks of dioxins: re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI). Food Additives & Contaminants 17(4): 223-240.

Version 1: 2005-04-09

6. Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld ATC, Brunstrom B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen FXR, Liem AKD, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, and Zacharewski T (1998) Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect* 106:775-792. Rapport från en expertgrupp, WHO.

7. Van Bavel, B, Tysklind, M, and Lindström, G (2000): The analysis of the PCBs in environmental samples. *Encyclopedia of Analytical Chemistry. Instrumentation and applications*. RA Meyers Ed. John Wiley and Sons, Sussex. 3124-3143.

Uppdateringar, versionshantering

Version 1: 2005-04-09. Framtagande av ny metodbeskrivning.