

Exponeringsuppskattningar av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens

– översikt samt rekommendationer om arbetsgång och strategi

av Salomon Sand, Leif Busk, Hanna Eneroth, Bengt-Göran Ericsson och Mats Lindblad

Innehåll

Definition och förkortningar	2
1 Bakgrund och syfte	4
2 Inledning	5
3 Exponeringsuppskattningar i ett internationellt perspektiv.....	7
3.1 Kemiska ämnen inklusive näringsämnen.....	7
3.2 Mikrobiologiska agens	10
4 Exponeringsuppskattningar i ett nationellt perspektiv	12
4.1 Kemiska ämnen inklusive näringsämnen.....	12
4.2 Mikrobiologiska agens	15
5 Biomonitorering	17
6 Osäkerhet och variabilitet	20
6.1 Osäkerhet i konsumtions- och haltdata	20
6.2 Probabilistiska exponeringsuppskattningar.....	21
7 Arbetsgång för exponeringsuppskattningar	22
7.1 Enkel och utvecklad exponeringsuppskattning.....	22
7.2 Kvalitetsäkring och dokumentation	23
8 Tendenser och utvecklingsbehov inom området.....	25
8.1 Samlad värdering av risk och nytta.....	25
8.2 Utvecklingar inom det vardagliga arbetet	26
8.3 Data för exponeringsuppskattningar	26
8.4 Verksövergripande strategi för exponeringsuppskattningar	27
9 Slutsatser	29
Referenser	30
Bilaga A: Matkorgsprojekt.....	34
Bilaga B: Livsmedelsverkets matvaneundersökningar	37
Bilaga C: Kemikalier och näringsämnen	40

Definition och förkortningar

Akut referensdos (ARfD): Uppskattad mängd av ett ämne per kilo kroppsvikt som kan intas under kort tid, vanligen under en dag, utan risk för akuta hälsoeffekter med hänsyn även tagen till känsliga befolkningsgrupper, till exempel barn och foster.

Biomonitorering: Analys av kemiska ämnen, inklusive näringsämnen, och mikrobiologiska agens i biologisk vävnad.

FoodEx1/FoodEx2: System för klassificering och beskrivning av livsmedel som är framtagna av EFSA. FoodEx1 har vidareutvecklats till FoodEx2 som är ett mer heltäckande och flexibelt system.

Kombinationseffekter: Den biologiska effekten av flera komponenter i blandning. Samverkan och/eller interaktion mellan olika komponenter skulle kunna förstärka eller försvaga det biologiska utfallet. I en situation där ingen uttrycklig försvagning eller förstärkning av utfallet sker kan komponenterna betraktas att agera additivt - den så kallade ”kumulativa exponeringen” kan då beräknas.

Kumulativ exponering: Den sammanlagda exponeringen från flera kemiska ämnen. Beräkning av den kumulativa exponering, genom addition av olika kemiska ämnens exponering, kan göras för ämnen som verkar på samma sätt men som kan ha olika potens, dvs. ämnen som antas agera som spädningar av varandra. Vid en beräkning av den kumulativa exponeringen sker först en justering av varje enskilt ämnes exponering mot dess (relativa) potens innan de adderas samman.

LOQ (Limit of quantification): Den lägsta validerade halt av ett ämne i ett prov av till exempel livsmedel som kan kvantifieras med acceptabel riktighet och precision och rapporteras när ackrediterade analysmetoder för livsmedelskontroll används.

LOD (Limit of detection): Den lägsta halt av ett ämne som kan detekteras i ett prov av till exempel livsmedel, dvs. den halt som med en given sannolikhet kan urskiljas från halten i ett blankprov eller apparaturens bakgrundsbrus.

Osäkerhet: Ofullständig kunskap om det nuvarande eller framtida tillståndet hos en organism, ett system eller en (sub)population som studeras. Osäkerheten kan till exempel minskas genom att göra fler mätningar och använda förbättrade mätmetoder.

PRIMo (Pesticide Residue Intake Model): En typ av standardiserad beräkningsmodell för att uppskatta intag av växtskyddsmedel från livsmedel som används för riskvärdering inom EU.

Deterministisk/Probabilistisk exponeringsuppskattning: I en deterministisk exponeringsuppskattning utgörs inputvariablerna (t.ex. halten) av enskilda värden. I en probabilistisk exponeringsuppskattning representeras minst en av inputvariablerna av en fördelningsfunktion.

Rekommenderat dagligt intag (RDI): den mängd av ett näringsämne som möter fysiologiska behov och gör det möjligt att bibehålla god nutritionsstatus hos de flesta friska individer i en viss grupp (till exempel åldersgrupp eller kön). I Sverige och Norden används ofta begreppet RI, rekommenderat intag.

TDS (total diet study): Studie som vanligen syftar till att uppskatta medelintaget av kemiska ämnen från de livsmedel som konsumeras mest på populationsnivå. Livsmedelsverkets så kallade matkorgsprojekt är en typ av TDS.

Tolerabelt/acceptabelt intag: Uppskattad maximal mängd av ett ämne per kilo kroppsvikt som varje individ i en (sub)population i medeltal kan utsättas för varje dag, vecka eller månad (t.ex. tolerabelt eller acceptabelt *dagligt* intag) utan risk för hälsan på lång sikt. "Tolerabelt intag" och "acceptabelt intag" (och även "reference dose" och "reference concentration") är analoga termer. "Tolerabelt intag" används vanligen för ämnen som inte medvetet har adderats till produkter/miljön (miljöföroreningar, kontaminanter) och termen "acceptabelt intag" används vanligen för livsmedelstillsatser, bekämpningsmedel och veterinärmedicinska preparat

Variabilitet: Variabilitet omfattar både naturlig variation mellan individer och slumpmässighet. Till skillnad från "osäkerhet" kan variabiliteten inte minskas genom att till exempel göra fler mätningar och använda förbättrade mätmetoder.

1 Bakgrund och syfte

Målprojektet ”Vi arbetar med ändamålsenliga metoder för exponeringsanalys” startade vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen under 2011. Detta som en konsekvens av Livsmedelsverkets omorganisation och vår önskan att snabbt och med hög kvalitet kunna besvara ärenden med en ökad komplexitet, vilket ställer ökade krav på ett effektivt arbetssätt. Ett antal andra målprojekt vid avdelningen har även pågått parallellt med det målprojekt som denna rapport avser.

Det övergripande syftet med projektet har varit att ta fram en arbetsgång för att uppskatta exponering av kemiska ämnen, inklusive näringsämnen, och mikrobiologiska agens via konsumtion av livsmedel och dricksvatten. Effektmålet är att Risk- och nyttovärderingsavdelningen kommer att kunna göra exponeringsuppskattningar på ett mer ändamålsenligt och harmoniserat sätt där kvalitetsäkring och dokumentation även utgör viktiga element.

Som ett underlag i arbetet med att etablera en arbetsgång för exponeringsuppskattningar har denna bakgrundsrapport framtagits. Den omfattar bland annat sammanställningar av internationella vägledningar och hur arbetet med exponeringsuppskattningar i dagsläget bedrivs vid Livsmedelsverket. Den föreslagna arbetsgången för exponeringsuppskattningar presenteras och återfinns även som ett styrande dokument vid sidan om denna rapport. De vidareutvecklingar som möjliggör att Livsmedelsverket kan utföra exponeringsuppskattningar på ett bättre sätt belyses dessutom och ett behov av en verksövergripande strategi på området har identifierats.

2 Inledning

Det finns olika skäl till att göra exponeringsuppskattningar av de komponenter som finns i livsmedel inklusive dricksvatten. De utgör till exempel viktiga underlag för riskvärderingar (hälsoriskvärderingar av kemiska ämnen, inklusive näringsämnen, och mikrobiologiska agens) och nyttovärderingar (av näringsämnen). Livsmedelsverket utför risk- och nyttovärderingar med avseende på biologiska komponenter som mikroorganismer, kemiska ämnen som näringsämnen, kontaminanter inklusive material i kontakt med livsmedel och radioaktiva ämnen, bekämpningsmedel (växtskyddsmedel och biocider), livsmedelstillsatser, smakämnen, läkemedel till djur och substanser som producerats från genmodifierade organismer.

För kemiska ämnen, förutom näringsämnen, används ofta exponeringsuppskattningar för att undersöka huruvida det finns situationer där delar av befolkningen kan överskrida hälsobaserade referensvärden för exponering, dvs. det tolerabla intaget (TDI/TVI; tolerabelt dagligt intag/veckointag); det acceptabla intaget (ADI; acceptabelt dagligt intag); det akuta intaget (ARfD; akut referensdos), eller liknande. För näringsämnen är det på motsvarande sätt av intresse att undersöka hur intaget ligger i relation till genomsnittsbehovet, det rekommenderade dagliga intaget (RDI) och övre gräns för intag (UL; upper limit). I arbetet med kemiska ämnen är det i regel så att själva exponeringsuppskattningen görs på nationell nivå, och resultatet jämförs sedan med de internationellt etablerade referensvärdena (t.ex. TDI, ADI, ARfD, RDI, UL) vilket ger en värdering av exponeringssituationen i ett risk- och/eller nyttoperspektiv.

För mikrobiologiska agens är exponeringsuppskattningar ett nödvändigt steg i riskvärderingar, som ofta syftar till att besvara frågor om hur stor risken är för insjuknanden orsakade av en eller flera mikroorganismer efter konsumtion av ett visst livsmedel.

Förutom att exponeringsuppskattningar utgör delar av risk- och/eller nyttovärderingar så kan de även användas för att följa upp riskhanteringsåtgärder som syftar till att förändra intag/exponering av kemiska ämnen eller mikroorganismer. Dessutom används exponeringsuppskattningar t.ex. för att spåra exponeringsskällor och i epidemiologiska studier kan de användas för att undersöka samband med sjukdom.

För att kunna uppskatta exponeringen för en eller flera komponenter (kemiska ämnen eller mikrobiologiska agens) i kosten måste förekomsten och koncentrationen av komponenterna i olika livsmedel inklusive dricksvatten beaktas. Vidare krävs uppgifter om konsumtionen av livsmedelsprodukter där komponenterna förekommer. I praktiken är de livsmedel där det finns information om innehåll (förekomst/koncentration) av olika komponenter inte helt överensstämmande

med de livsmedel som det finns uppgifter om konsumtion på. Detta innebär att matchning av koncentrations- och konsumtionsdata vanligtvis inte kan göras för alla enskilda livsmedelsprodukter utan måste istället göras på en mer eller mindre grov livsmedelsgruppsnivå. Hur matchningen av data gjorts är av stor betydelse för resultatet och tolkningen av en exponeringsuppskattning.

Biomonitorering, dvs. analys av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens i biologisk vävnad, innebär ett mer direkt sett att mäta exponeringen (t.ex. genom analys av blodprover) jämfört med exponeringsuppskattningar som använder halt- och konsumtionsdata som underlag. Resultat från biomonitorering avser dock exponeringen från alla källor, inte bara livsmedel.

För exponeringsuppskattningar av kemiska ämnen rekommenderas ofta en stegvis process där en första screening syftar till att ge en indikation på om det finns ett potentiellt problem. Detta kan sedan följas av mer förfinade metoder om så anses lämpligt.

I det här dokumentet används kemiska ämnen som beteckning på alla grundämnen och föreningar som finns i livsmedel. Näringsämnen, kontaminanter, livsmedelstillsatser, bekämpningsmedel och veterinärmedicinska preparat faller t.ex. under detta begrepp. Ofta talar man om intag av kemiska ämnen men exponering av mikrobiologiska agens. Begreppet exponering/intag i denna rapport avser exponering/intag av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens från livsmedel inklusive dricksvatten. Inom det kemiska och mikrobiologiska området används även termer som exponeringsanalys, exponeringsbedömning, intagsberäkning och exponeringsuppskattning. Termen exponeringsuppskattning används i denna rapport.

I huvudsak fokuserar detta dokument på exponeringsuppskattningar som utnyttjar data på konsumtion av livsmedel i kombination med data på halter/förekomst av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens i dessa livsmedel. Biomonitorering (analys av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens i biologisk vävnad) diskuteras dock separat i avsnitt 5.

3 Exponeringsuppskattningar i ett internationellt perspektiv

3.1 Kemiska ämnen inklusive näringsämnen

FAO/WHO har under längre tid arbetat med att etablera vägledningar för exponeringsuppskattningar av kemiska ämnen. Under 2005 hölls en expertkonsultation som syftade till att harmonisera metoder för de ämnen som behandlas av JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) och JMPR (Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues) (FAO/WHO, 2008a). Resultatet från detta arbete utgör en bas i WHO/IPCS:s framtagna vägledning för riskbedömning av kemikalier i mat (WHO/IPCS, 2009a).

Insamling av data

Den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) bedriver även ett intensivt arbete för att harmonisera exponeringsuppskattningar. En vägledning har tagits fram för hur data på konsumtion av livsmedel inom EU kan användas (EFSA, 2011a). Sverige har rapporterat in konsumtionsdata från Riksmaten 1997-1998 (som omfattar den vuxna befolkningen) och Riksmaten 2003 (barnundersökning) till EFSA:s Comprehensive European Food Consumption Database. Våra konsumtionsdata ingår därför som en del i denna databas. I EFSA:s Comprehensive Database klassificeras livsmedel enligt systemet "FoodEx1". En vidareutveckling till ett mer heltäckande och flexibelt system, "FoodEx2", har nu skett (EFSA, 2011b).

EFSA har också utformat en vägledning för hur matvaneundersökningar bör genomföras genom att rekommendera "24-timmars recall" (EFSA, 2009a). Denna metod kommer att användas i den av EFSA finansierade pan-Europeiska studien "EU Menu" som omfattar samtliga medlemsstater. EFSA har dessutom en vägledning som gäller användande av haltdata av kemiska ämnen och förekomst av mikrobiologiska agens (EFSA, 2010a). Det finns också en särskild vägledning för elektronisk överföring av data (EFSA, 2010b).

Allmänna rekommendationer och exponeringsuppskattningens detaljnivå

WHO/IPCS (2009a) anser i ett generellt avseende att det är lämpligt att använda liknande metoder för exponeringsuppskattningar för olika typer av kemiska ämnen (t.ex. kontaminanter, bekämpningsmedel, veterinärmedicinska preparat, och livsmedelstillsatser inklusive färgämnen). Uppskattningar av intag av näringsämnen följer samma principer som för andra kemiska ämnen då högt intag befaras leda till toxiska effekter. För näringsämnen gäller även att ett lågt intag kan medföra en hälsorisk.

WHO/IPCS rekommenderar att screeningmetoder används som ett första steg för att identifiera vilka typer av kemiska ämnen som inte utgör en potentiell hälsorisk, dvs. där exponeringen tydligt understiger TDI/ADI, eller där exponeringen inte avviker stort från referensvärdet för ett näringsämne. WHO föreslår att metoderna som används för screening skall vara så enkla som möjligt. För kemiska ämnen där en hälsorisk på detta sätt kan uteslutas behöver ingen mer detaljerad exponeringsuppskattning göras.

Total diet studies - exempel på screeningsverktyg

EFSA/FAO/WHO (2011) påtalar i sitt gemensamma harmoniseringsarbete att användande av så kallade total diet studies (TDS) för exponeringsuppskattningar kan vara ett kostnadseffektivt screeningverktyg. Det har tidigare bedömts att TDS är användbara för prioritering, och det rekommenderades att 13 GEMS/Food Consumption Cluster Diets (Global Environment Monitoring System - Food Contamination Monitoring and Assessment Programme Consumption Cluster Diets) skulle användas som konsumtionsdataunderlag vid uppskattning av kronisk exponering (FAO/WHO, 2008a). Det pågår förtillfället ett fyraårigt EU-projekt (TDS exposure) som involverar 26 partners från 19 länder (där Livsmedelsverket ingår). Ett av syftena med detta projekt är att tydliggöra och identifiera vilken information en TDS kan ge i ett exponeringsuppskattnings- och riskvärderingsperspektiv.

Variationen i exponering mellan individer karaktäriseras vanligen inte i någon högre utsträckning då TDS används, utan fokus är på medelkonsumenten. En TDS kan dock göras mer eller mindre detaljerad beroende på antalet livsmedelsgrupper och de konsumtionsscenarier som ingår. Så kallade matkorgsprojekt kan sägas vara Livsmedelsverkets motsvarighet till TDS. I fallet med TDS görs dock analyser efter lämplig tillagning av produkterna medan tillagning inte sker i fallet med matkorgsanalyser. Mer detaljer om matkorgsprojekt finns att tillgå i bilaga A. EFSA/FAO/WHO (2011) föreslår att metoder för TDS harmoniseras bättre så att jämförelser på internationell nivå möjliggörs, men eftersom syftet med en TDS kan variera bedöms dock att en harmonisering inte kan ske i alla avseenden.

Populationsbaserade exponeringsuppskattningar

I vissa fall behöver mer detaljerade exponeringsuppskattningar göras. Dessa beaktar olika typer av individer i populationen, och metoderna skall vara designade så att (hög)exponeringen inte underskattas (WHO/IPCS, 2009a). Dessa analyser går vanligen ut på att karakterisera exponeringens variabilitet i hela populationen eller i en konsumentgrupp. Enligt WHO/IPCS (2009a) bör exponeringsuppskattningar på internationell nivå vara designade så att de resulterar i estimat som är lika med eller större än (eller lägre än, i fall underskott av näringsämnen avses) det som skulle ha erhållits enligt uppskattningar på nationell nivå. Ifall den estimerade internationella exponeringen understiger det hälsobaserade referensvärdet (t.ex. ADI, ARfD, TDI), eller ligger i nivå med det nutritionella referensvärdet (t.ex. RDI), bör exponeringen således vara acceptabel även på nationell nivå. Detta på grund av att överskattningen i den internationella bedömningen tenderar att vara större än den som erhålls på nationell nivå enligt WHO. Ett exempel på detta för-

hållande är Livsmedelsverkets exponeringsuppskattning för kadmium där våra nationella estimat på exponeringen understiger det som erhålls enligt EFSA:s bedömning för Sverige (Sand and Becker, 2012). Det skall dock påpekas att WHO:s resonemang om att en exponeringsuppskattning på internationell nivå bör vara mer konservativ jämfört med motvarande uppskattning på nationell inte per automatik gäller, snarare att WHO bedömer detta som ett lämpligt utfall samt att det finns exempel, som ovan, där detta har observerats. WHO/IPCS (2009a) rekommenderar också att nationella myndigheter som gör sina egna analyser använder nationella konsumtions- och haltdata, och relaterar detta till internationella toxikologiska och nutritionella referensvärden (dvs. TDI, ADI, ARfD, RDI eller motsvarande).

EFSA:s arbete med exponeringsuppskattningar

EFSA har sammanställt sina synpunkter på de metoder för exponeringsuppskattningar som myndigheten använder (EFSA, 2011c). Man påpekar att det finns ett antal olika metoder, alltifrån enkla "worst case" uppskattningar till förfinade metoder som har siktet inställt på högsta möjliga precision. Med ökad noggrannhet följer ofta högre kostnader och tidsåtgång.

EFSA anser att det finns goda möjligheter att harmonisera arbetet med exponeringsuppskattningar genom att använda de konsumtionsdata som EFSA förfogar över. För att förbättra data på halter av kemiska ämnen bör det utvecklas bättre statistiskt baserade metoder för provtagning i den offentliga kontrollen samtidigt som studier av typen TDS bör uppmuntras (EFSA, 2011c).

Barn bör alltid studeras separat enligt EFSA eftersom de ofta tillhör de mest exponerade när hänsyn tas till kroppsvikten. Möjligheten att mer rutinartat utföra så kallade probabilistiska exponeringsuppskattningar, som på bättre sätt anses kunna karakterisera osäkerhet och variabilitet, bör undersökas. EFSA anser även att det är tillrådligt att göra gemensamma exponeringsuppskattningar av ämnen med likartad kemisk struktur eller med samma målorgan, dvs. göra uppskattningar av den kumulativa exponeringen (EFSA, 2011c).

3.2 Mikrobiologiska agens

JEMRA (Joint FAO/WHO Expert Meetings on Microbiological Risk Assessment) har tagit fram en vägledning för exponeringsuppskattning av mikrobiologiska hälsofaraer i livsmedel (FAO/WHO, 2008b). Vägledningen beskriver principerna för kvalitativa och kvantitativa exponeringsuppskattningar, liksom behovet av data. Frågor om osäkerhet, variabilitet, kvalitet och kommunikation tas också upp.

Exponeringsuppskattning definieras som en kvalitativ och/eller kvantitativ värdering av det sannolika intaget av en mikrobiologisk hälsofara. Uppskattningen ska ge ett kvalitativt och/eller kvantitativt estimat av sannolikheten för förekomst och halt i en portion av ett livsmedel. Variabilitet och osäkerhet ska beskrivas så långt det är möjligt. Exponeringsuppskattningen kan också inkludera intagsfrekvens och mängder av ett livsmedel under en viss period av en viss population eller subpopulation, och baserat på detta ge en uppskattning av exponeringen på populationsnivå (CAC, 1999).

FAO/WHO (2008b) anger att exponeringsuppskattningar kan genomföras separat eller som en del av en riskvärdering, och påpekar att de ofta är specifika för livsmedelsproduktion och konsumtionsmönster i ett visst land eller region. Viktigt är att de utförs mot bakgrund av en väl definierad fråga från riskhanterare. Beroende på frågan kan uppskattningen handla om allt från sammanställningar av kartläggningsdata eller epidemiologiska data till fullständiga riskvärderingar. Frågeställningen samt tillgängliga resurser och data avgör lämpligt tillvägagångssätt (kvalitativt eller kvantitativt, deterministiskt eller stokastiskt) samt vilken detaljnivå som är önskvärd eller möjlig att uppnå.

FAO/WHO (2008b) beskriver olika ansatser för exponeringsuppskattningar:

- Kvalitativ: sannolikhet och halter beskrivs i termer som ”låg”, ”medium” eller ”hög”
- Semikvantitativ: ett relativt nytt begrepp där kvalitativa termer tydligt definieras som kvantitativa intervall. Ansatsen beskrivs i mer detalj i FAO/WHO (2009)
- Kvantitativ: sannolikhet och halter beskrivs numeriskt. Kvantitativa modeller kan indelas i deterministiska eller stokastiska. Deterministiska modeller bygger på användning av enstaka värden, till exempel medelvärde, 95:e percentil eller högsta observerade värde. Stokastiska modeller bygger på sannolikhetsfördelningar av möjliga värden. Stokastiska modeller är ofta komplexa och således svåra att lösa analytiskt. I stället används ofta Monte Carlo-simulering med hjälp av någon programvara som @RISK eller Analytica.

FAO/WHO (2008b) tar upp hur livsmedelskedjan från produktion till konsumtion kan modelleras med olika ansatser. Ett relativt nytt begrepp är ”the Modular Process Risk Model” som beskriver hur händelser i livsmedelskedjan kan modelleras.

Mikrobiologiska processer omfattar tillväxt eller inaktivering, medan enheter av livsmedel kan blandas, delas, tas bort eller utsätts för korskontaminering med mikroorganismer.

FAO/WHO (2008b) ger också omfattande vägledning till frågor som rör modellering av mikroorganismers tillväxt/inaktivering/toxinbildning med hjälp av prognosmikrobiologi, insamling av data från olika källor, beskrivning av variabilitet och osäkerhet, samt validering/verifiering och kommunikation av resultaten från en exponeringsuppskattning.

EFSA har inte gett ut någon vägledning till mikrobiologisk exponeringsuppskattning, men däremot ett dokument som ger generell vägledning till hur kartläggningar ska planeras och genomföras (EFSA, 2006a). EFSA har också publicerat en extern rapport som ger vägledning till kartläggningar av vissa specifika agens i syfte att harmonisera insamlade data inom EU (BfR, 2010).

4 Exponeringsuppskattningar i ett nationellt perspektiv

Nedan följer beskrivningar på hur det befintliga arbetet gällande exponeringsuppskattningar bedrivs vid Livsmedelsverket. Dessa uppskattningar görs i huvudsak av experter vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen och Undersökningsavdelningen i samarbete.

4.1 Kemiska ämnen inklusive näringsämnen

Exponeringsuppskattningar kan vara heltäckande beräkningar som omfattar alla, för det kemiska ämnet, relevanta livsmedel/livsmedelsgrupper. I det vardagliga arbetet kan exponeringsuppskattningar även vara begränsade att gälla ett specifikt livsmedel eller en specifik livsmedelsgrupp. Livsmedelsverkets matvaneundersökningar (se bilaga B) utgör tillsammans med framtagna data på halter av kemiska ämnen i livsmedel (data från Livsmedelsverkets kontrollprogram, matkorgsprojekt eller utförda kartläggningsprojekt) i regel grunden för exponeringsuppskattningarna. Ibland kan även externa data användas.

En individs intag av ett kemiskt ämne beräknas genom att halten i ett visst livsmedel multipliceras med individens konsumtion av detta livsmedel. För att få fram det totala intaget upprepas detta för alla livsmedel som individen ätit enligt kostundersökningen. I många fall kroppsviktsjusteras det totala intaget genom att antingen använda respektive individs rapporterade vikt, åldersgruppens medelvikt i kostundersökningen, eller genom att använda en standardkroppsvikt (t.ex. 60 eller 70 kg för en vuxen individ). EFSA har publicerat en vägledning om standardvärden som kan användas i avsaknad av faktiskt uppmätta; här rekommenderas bl.a. att en kroppsvikt på 70 kg ska användas för den vuxna europeiska befolkningen över 18 år (EFSA, 2012).

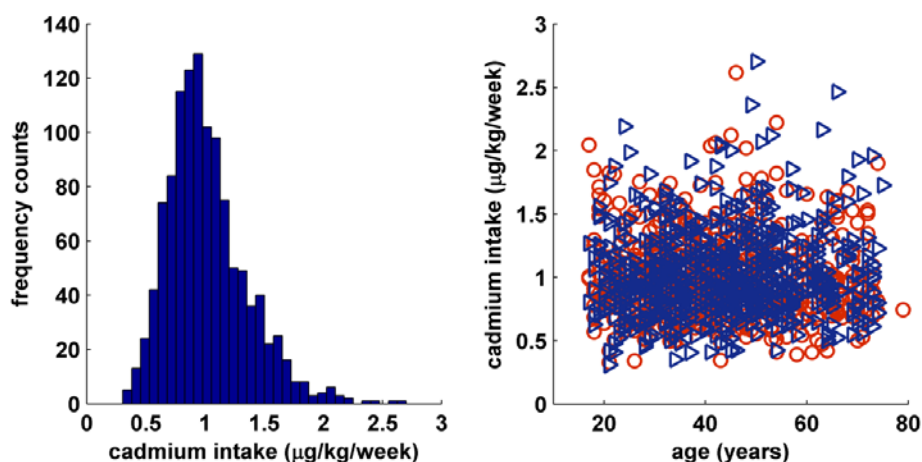
Beroende på kemiskt ämne kan vissa råvaror, livsmedel eller livsmedelgrupper uteslutas ifall deras bidrag till den totala exponeringen kan antas vara försumbar eller obefintlig. Beroende på graden av tillgängliga haltdata stratifieras kostundersökningen upp i så många livsmedelsgrupper som det är möjligt. Beroende på detaljnivån i underlaget erhålls en mer eller mindre specifik matchning mellan konsumtionsdata och haltdata. Exempelvis kan det finnas både konsumtions- och haltdata för potatis vilket resulterar i en relativt god matchning. Å andra sidan kan det saknas haltdata för många av de grönsaker som det finns relevanta konsumtionsdata på. Detta innebär att en grövre livsmedelsgrupp ”grönsaker” måste definieras och halten som matchas till den gruppen kan t.ex. vara baserad på den/de mest konsumerade grönsakerna för vilka haltdata finns tillgängliga. I strikt bemärkelse erhålls mycket sällan en helt perfekt matchning mellan konsumtions-

och haltdata. Antalet och urvalet av råvaror/livsmedel/livsmedelsgrupper som ingår i en exponeringsuppskattning kan variera stort beroende på vilket kemiskt ämne som avses. Matchningen mellan valda konsumtions- och haltdata kan i hög grad påverka slutresultatet. Hur själva matchningen utförs kan även vara mer eller mindre subjektivt och delvis bero på den/de experter som utför exponeringsuppskattningen (i fallet då matchningen baseras på ”expert judgement”).

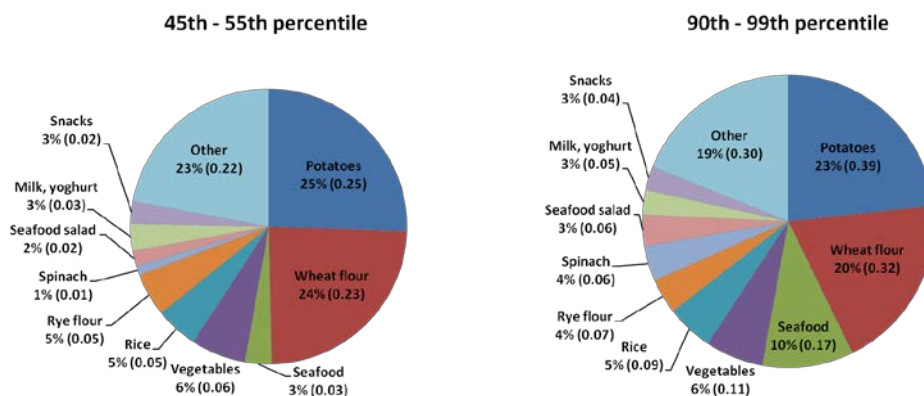
Exponeringsuppskattningar görs ofta för en rad tänkbara scenarier för att illustrera intaget i olika grupper av befolkningen eller för att visa på konsekvenserna av ändrade förutsättningar. Resultat rapporteras ofta i form av medel/medianvärde tillsammans med olika percentiler (t.ex. den 5:e och/eller den 95:e percentilen). Information om vilka livsmedel som bidrar mest till exponeringen är även av intresse. Exempel på resultat från en exponeringsuppskattning redovisas i Figur 1 och 2.

Själva beräkningarna har ofta utförts i program som Microsoft Excel. På senare tid används även mer avancerade statistikprogram (t.ex. STATA, Matlab) i viss utsträckning och ibland används även kostberäkningsprogram för näringsämnen. Beräkningsmodeller som förutom variationen mellan individer beaktar osäkerheter (t.ex. statistiska osäkerheter) har applicerats på senare tid inom vissa områden, t.ex. för kadmium (Sand and Becker, 2012) och för bekämpningsmedel inom ramen för EU-projekten SafeFoods och Acropolis, samt inom projektet EXPOCHI där intaget av ett antal olika ämnen beräknades för barn i olika åldersklasser.

En speciell typ av exponeringsuppskattning som utförs vid Livsmedelsverket baseras på data framtagna i så kallade matkorgsprojekt (se bilaga A). Detta resulterar i relativt heltäckande uppskattningar av exponeringen av olika kemiska ämnen från livsmedel. Resultat från matkorgsprojekt ger en uppskattning av per capita- eller medelxponering och kan ses som ett komplement till de exponeringsuppskattningar som använder våra matvaneundersökningar som underlag. Matkorgsprojekt är av typen ”total diet studies” och har hittills utförts vid Livsmedelsverket vid fem tillfällen (1987, 1994, 1999, 2005, och 2010). Resultat från det senaste matkorgsprojektet finns presenterade i Livsmedelsverkets rapportserie (Livsmedelsverket, 2012a).



Figur 1. Illustration av uppskattad kadmiumexponering (i mikrogram per kilo kroppsvikt och vecka) från livsmedel i den svenska vuxna befolkningen (Sand och Becker, 2012). Underlaget för konsumtionsdata utgörs av Livsmedelsverkets kostundersökning, Riksmaten 1997-98, och innefattar data på 1160 svenska individer, 17-80 år gamla. Underlaget för haltdata på kadmium i livsmedel utgörs av data från Livsmedelsverkets kontrollprogram och matkorsprojekt mellan åren 1999-2008. Fördelningen till vänster beskriver variationen i kadmiumexponering mellan de 1160 individerna. EFSA:s tolerabla intag för kadmium är 2,5 mikrogram per kilo kroppsvikt och vecka; endast en liten del av befolkningen bedöms alltså enligt denna exponeringsuppskattning överskrida det hälsobaserade referensvärdet. Till höger har den beräknade exponeringen för de 1160 individerna plottats mot ålder och kön (cirkclar motsvarar män och trianglar motsvarar kvinnor). Den kroppsviktjusterade kadmiumexponeringen skiljer sig inte nämnvärt mellan kvinnor och män, eller i olika åldersgrupper i den vuxna befolkningen.



Figur 2. Illustration av det procentuella bidraget till kadmiumexponeringen från olika livsmedel (Sand and Becker, 2012). Värderna inom parentes är det motsvarande intaget i mikrogram kadmium per kilo kroppsvikt och vecka. Potatis och vetemjöl är de viktigaste produkterna för kadmiumintaget. Det kan noteras att konsumtionsmönstret skiljer sig mellan ”medianexponerade individer” (45-55:e percentilen) och ”högexponerade individer” (90-99:e percentilen). För den högexponerade gruppen bidrar skaldjur och spenat mer till exponeringen procentuellt sett, medan potatis och vetemjöl bidrar något mindre, jämfört med situationen för den medianexponerade gruppen. För övriga livsmedelsgrupper är det procentuella bidraget liknande för de två grupperna. Det skall dock pångentras att den högexponerade gruppen främst har ett högt intag på grund av att de har en högre konsumtion; bidraget från t.ex. potatis och vetemjöl är högre i termer av mikrogram kadmium per kilo kroppsvikt och vecka.

Även om exponeringsuppskattningar i princip kan utföras på liknande sätt oberoende av typen av kemiskt ämne finns det skillnader i utförandet inom olika områden, beroende på t.ex. frågeställningar, tillgängliga data, riktlinjer på området, och olika traditioner. Mer information om olika ämnesområden ges i bilaga C vilket omfattar kontaminanter, näringsämnen, livsmedelstillsatser, bekämpningsmedel och veterinärmedicinska preparat. För växtskyddsmedel görs uppskattningar enligt modeller inom ramen för rådande EU-riktlinjer som anknyter till internationella standarder. Standardiserade tillvägagångssätt förekommer även på det veterinärmedicinska området. Standardiserade modeller som är internationellt etablerade förekommer inte på samma sätt inom de andra områdena som diskuteras i bilaga C.

Livsmedelsverket besvarar kontinuerligt frågeställningar angående livsmedelsprodukter med potentiella problem. Den aktuella frågeställningen gäller ofta ett specifikt livsmedel eller en specifik livsmedelsgrupp i kombination med ett specifikt kemiskt ämne. Den exponeringsuppskattning som detta föranleder begränsas då att gälla det aktuella livsmedlet och utgår antingen från halt/er av ämnet som rapporterats i ärendet (t.ex. av universitet, media, privatperson) och/eller haltdata som finns vid Livsmedelsverket eller som i vissa fall tas fram av Livsmedelsverket som en konsekvens av ärendet. Rapporterade/uppmätta halter kan kombineras med konsumtionsdata, från kostundersökningar, eller konsumtionsscenarioer för att få en bild av den potentiella exponeringen i befolkningen. Det är viktigt att avgöra huruvida exponering från det specifika livsmedlet eller livsmedelsgruppen är stor eller liten. Ifall det sedan tidigare finns en heltäckande exponeringsuppskattning underlättar detta eftersom bidraget från den aktuella produkten då på ett enkelt sätt kan sättas i ett större perspektiv. Exponeringens storlek i relation till TDI/ADI eller RDI kan alternativt utgöra en referensram. Ett exempel på denna typ av frågeställning ges i bilaga C (avsnitt C1) och gäller ett ärende rörande bly i kaffe som hanterades vid Livsmedelsverket under 2011.

4.2 Mikrobiologiska agens

Exponeringsuppskattningar av mikrobiologiska agens utgör tillsammans med farokarakteriseringar basen för beräkningar av sannolikheten att en konsument ska insjukna efter att ha ätit ett visst livsmedel vid ett givet tillfälle. I det löpande arbetet på SLV besvaras frågor från riskhanterare normalt i form av kvalitativa riskvärderingar, där risken beskrivs i termer som "liten", "medel" eller "stor". Även den underliggande exponeringsuppskattningen är då oftast helt eller delvis kvalitativ. Vid enstaka tillfällen har mer omfattande kvantitativa probabilistiska riskvärderingar gjorts.

Oavsett om det handlar om en kvalitativ eller kvantitativ riskvärdering är ett av de första stegen i en riskvärdering att beskriva systemet ("the food pathway"), det vill säga den serie av potentiella händelser (tillväxt, inaktivering, korskontaminering, delning, blandning, borttagande) som kan ske från ett visst steg i livsmedelskedjan till det steg där risken av intresse ska karakteriseras. Beroende på frågan och till-

gängliga data kan systemet vara mer eller mindre komplext. I den enklaste situationen kan exponeringsuppskattning bestå av att beskriva förekomst och halter av ett visst mikrobiologiskt agens i ett konsumtionsfärdigt livsmedel, men ofta ingår steg med tillväxt, korskontaminering eller inaktivering. Nästa steg är att för varje potentiell händelse i systemet beskriva sannolikheten för att den inträffar, samt dess effekter på förekomst och halter av mikrobiologiska agens.

Den typ av data som behövs för exponeringsuppskattningar av mikrobiologiska agens är i första hand förekomst och halter av ett (eller flera) mikrobiologiskt agens i ett (eller flera) livsmedel. De kartläggningar som görs i form av så kallade Riksprojekt, i samarbete med landets kommuner eller i egen regi, är viktiga källor till nationella data över förekomst av agens i olika livsmedel. Prognosmikrobiologi används i många fall för att kvantifiera effekten av olika händelser genom att modellera förändringar i halter, eller sannolikhet för toxinbildning/tillväxt, av olika agens som en funktion av tid och omgivningsfaktorer (till exempel temperatur och vattenaktivitet). Beroende på frågeställningen kan även konsumtionsdata behövas. Värdefulla parametrar är då variation i portionsstorlek och konsumtionsfrekvens av ett visst livsmedel.

Exempel på exponeringsuppskattning

Sammanfattning från en kvalitativ värdering av risken för att verotoxinproducerande *Escherichia coli* (VTEC) ska förorsaka sjukdom vid konsumtion av ost gjord på opastöriserad mjölk (Lindblad och Rosengren, 2009, svar på fråga från riskhanterare):

Den höga förekomsten av VTEC hos nötkreatur i sydvästra Sverige innebär att det i dessa områden finns risk för kontamination av mjölkråvara med VTEC om inte hygien vid mjölkning och juverhälsa sköts på rätt sätt. I andra delar av landet, särskilt i Norrland, är risken mindre men kan inte uteslutas. Får och get kan också vara bärare av VTEC, men för dessa djurslag är data över förekomsten av VTEC i Sverige mindre omfattande (får) eller saknas (get). Data över hur vanligt det är att mjölk och mjölkprodukter förorenas med VTEC under svenska förhållanden saknas för alla djurslag.

Om opastöriserad mjölkråvara som kontamineras med VTEC används vid tillverkning av ost finns det stor risk för att VTEC ska finnas i den färdiga osten. Bakterien kan tillväxa under ystningen och avdöningen under mognad/lagring sker relativt långsamt. Detta gäller även om syrningsprocessen under tillverkningen fungerar väl. Risken är större i en färskost jämfört med en ost som lagrats under längre tid, men levande VTEC har även isolerats från halvhårda ostar som lagrats under flera månader upp till ett år.

5 Biomonitorering

Analys av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens i biologisk vävnad, s.k. biomonitorering gör det möjligt att följa trender för att tidigt upptäcka förändrad exponering, fastställa exponeringsnivåer hos befolkningen i stort och identifiera särskilt utsatta grupper, men även för att upptäcka exponering för nya, tidigare okända kemiska substanser (WHO/IPCS, 2009b; Angerer et al., 2007). Samband mellan hälsoeffekter och exponering av t.ex. livsmedelskontaminanter kan även upptäckas genom att studera biomarkörer (Silins and Högberg, 2011) och förändringar i metabolitmönster (Robertson et al., 2011).

En fördel med biomonitorering är att det innebär en direkt analys av exponeringen (t.ex. genom analys av blodprover) jämfört med exponeringsuppskattningar som använder halt- och konsumtionsdata som underlag. Ifall exponering från livsmedel enbart är det egentliga intresset är det dock en nackdel att biomonitorering är ett mått på den totala exponeringen, dvs. om det även finns andra relevanta källor till exponering.

Ett tydligt exempel från Sverige där biomonitorering fått betydelse gäller användandet av bromerade bifenyler i flamskyddsmedel. Genom att analysera kontinuerligt insamlade bröstmjölksprover påvisades en alarmerande ökning av exponeringsnivåerna under 90-talet (Norén and Meironyte, 2000). Resultaten har lett till en utfasning av dessa substanser från marknaden, både i Sverige och internationellt.

USA har ett nationellt biomonitoreringsprogram (CDC, 2013) som har utförts som en del av NHANES (National Health and Nutrition Examination Survey) vilket är en undersökning av den amerikanska befolkningen närings- och hälsostatus. På europeisk nivå pågår också projekt som syftar till att ta fram harmoniserade riktlinjer för biomonitorering i människa (COPHES, 2011).

Nedan beskrivs förenklat möjliga tillvägagångssätt för att besvara frågor rörande exponering ur ett biomonitoreringsperspektiv:

Vem exponeras?

- Tvärsnittstudier för att jämföra olika populationers exponering och därigenom kunna identifiera särskilt utsatta grupper.

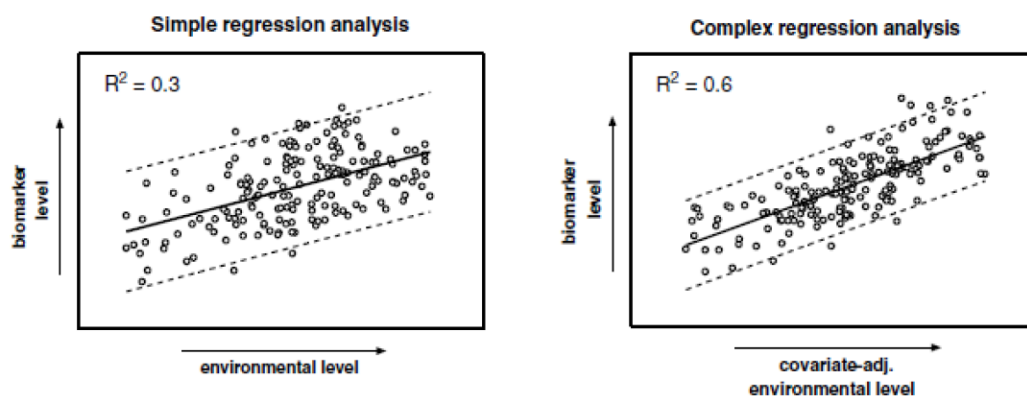
Hur ser trenderna ut?

- Uppföljning över tid för att t.ex. avgöra vilka agens som bör prioriteras för ytterligare undersökningar. Detta kan vara tvärsnittstudier av samma population över lång tid alternativt upprepad provtagning av enskilda individer.

Här är det också möjligt att identifiera eventuella skillnader mellan olika grupper.

Vilka är exponeringskällorna?

- Här kopplas nivåerna i undersökt population till källor i den omgivande miljön. Se Figur 3 som exempel där x-axeln skulle kunna motsvara den uppskattade konsumtionen av ett visst livsmedel, medan y-axeln visar motsvarande nivåer av en biomarkör hos de undersökta individerna. Exemplet i vänstra delen av Figur 3 visar att 30 procent av variansen i biomarkören förklaras av den uppskattade konsumtionen av det aktuella livsmedlet ($R^2 = 0.3$). För att säkrare definiera de bidragande exponeringskällorna krävs att analysdata justeras för möjliga samverkansfaktorer (co-faktorer). Här kan man använda sig av olika statistiska modeller, t.ex. multipel regression och justera för olika faktorer såsom body mass index (BMI) och annan konsumtion. Detta kan då leda till bilden som beskrivs till höger i Figur 3 där den uppskattade konsumtionen av livsmedlet i kombination med co-faktorer förklarar 60 procent av variansen i biomarkören.



Figur 3. Sobus et al. (2011).

Livsmedelsverkets senaste matvaneundersökning (Riksmaten 2010-11, se bilaga B) innefattar resultat från biomonitorering (för en andel av studiepopulationen). Denna information möjliggör korrelation mellan halter av olika komponenter i biologisk vävnad och individernas konsumtion av olika livsmedel. Analyser av detta har nyligen gjorts med avseende på bly, kvicksilver och kadmium (Bjeremo et al., 2013a) samt på organiska miljögifter (Bjeremo et al., 2013b).

Halter i biologisk vävnad som motsvarar etablerade hälsobaserade referensvärden, som TDI/ADI, kallas "biomonitoring equivalents" (BE:s). BE:s kan beräknas genom att använda kinetiska modeller som tar hänsyn till faktorer som upptag, omvandling och halveringstid. Vägledning för framtagande och kommunikation av

BE:s har diskuterats (Hays et al., 2008; LaKind et al., 2008). Idén med att använda BE:s är att det kan ge ett hälsoperspektiv på halter funna i biomonitoreringsstudier, dvs. dessa halter kan direkt jämföras mot BE som motsvarar det hälsobaserade referensvärdet.

Ibland kan TDI/ADI eller liknande, vara baserade på epidemiologiska studier där sambandet mellan halt i biologisk vävnad och hälsoeffekter har studerats. I sådana fall har hälsobaserade referenshalter, eller kritiska halter, i biologisk vävnad först etablerats vilka sedan har omvandlats till ett motsvarande intag på livsmedelsnivå vilket ger TDI/ADI. Detta kan betraktas som omvänt jämfört med BE, dvs. omvandling av halt i biologisk vävnad till ett intag på livsmedelsnivå jämfört med omvandling av intag på livsmedelsnivå till halt i biologisk vävnad.

Ett exempel där kritisk halt i biologisk vävnad utgjort underlag för framtagande av ett hälsobaserat referensvärde är EFSA:s senaste riskvärdering av kadmium. En kritisk halt i urinen på 1 ug/g kreatinin etablerades där (EFSA, 2009b) - kadmiumhalter i urinen upp till denna nivå ansågs inte vara kopplade till hälsoeffekter, dvs. inga större förändringar i utsöndringen av lågmolekylära njurmarkörer (som var den kritiska hälsoeffekten som riskvärderingen baserades på) observerades vid denna och lägre kadmiumhalter i urinen. Det motsvarande intaget på livsmedelsnivå antogs sedan som ett nytt tolerabelt veckointag ($TVI = 2,5 \text{ ug/kg kroppsvikt}$); för känsliga individer bedömdes intag vid TVI att på lång sikt resultera i en kadmiumhalt i urinen på 1 ug/g. På liknande sätt har EFSA (2010c) i sin riskvärdering av bly, utifrån kritiska blodblyhalter, etablerat referenspunkter för blyexponering via mat.

Exponeringsnivåer funna i biomonitoreringsstudier skulle direkt kunna jämföras med kritiska halter, eller referenshalter, i biologisk vävnad, när sådana finns tillgängliga, som diskuteras ovan. Detta bör kunna betraktas att ge ett mer direkt hälsoperspektiv på funna exponeringsnivåer jämfört med ett fall då mer indirekt etablerade BEs (etablerade med utgångspunkt från mått på externt intag) används som exponeringsreferenser.

6 Osäkerhet och variabilitet

I exponeringsuppskattningar måste både osäkerhet och variabilitet hanteras. Osäkerhet är ett uttryck för bristande kunskap, medan variabilitet omfattar både naturlig variation mellan individer och slumpmässighet. Osäkerhet, men inte variabilitet, kan minskas genom att göra fler mätningar, använda förbättrade mätmetoder eller genom att införskaffa mer kunskap. Både osäkerhet och variabilitet kan uttryckas som sannolikhetsfördelningar, vilket är ett skäl till att de båda begreppen lätt blandas ihop. Att inte skilja på osäkerhet och variabilitet kan dock i vissa situationer leda till felaktiga resultat (FAO/WHO, 2008b).

Osäkerheten i exponeringsuppskattningar av kemiska ämnen beror på graden av osäkerhet i den kostundersökning som använts, osäkerhet i haltdata från livsmedel, efterföljande matchning av halt- och konsumtionsdata och av tillförlitligheten i utförda beräkningar. Matchning av haltdata med konsumtionsdata innebär risk för en större felskattning av intaget i de fall där de kemiska analyserna i dålig utsträckning motsvarar, eller omfattar, de livsmedel som det finns konsumtionsdata för. Ibland måste grupperingar göras, till exempel en kategori motvarande konsumtionen av kålväxter kanske behöver matchas mot ett analysvärde i t.ex. broccoli.

Generellt sett rekommenderar EFSA att osäkerhetsanalysen (i fallet med kemiska ämnen) görs stegvis. Osäkerhetsanalyser behöver dock inte genomföras vid varje exponeringsuppskattning om analysen görs enligt standarden för screening och ifall antagandena i analysen är konservativa (EFSA, 2006b).

6.1 Osäkerhet i konsumtions- och haltdata

Kostundersökningar innebär en skattning av kosten hos en individ eller grupp och felkällorna beror på typen av undersökning. Urval, bortfall, administration av undersökningen, över- och underrapportering påverkar kvaliteten. Otillförlitlig urvalsmetod och högt bortfall ökar osäkerheten om huruvida konsumtionsdata speglar en hel population eller en specifik grupp inom populationen. Ofta genomförs undersökningar under några få dagar. Jämförs en sådan undersökning med det intag som erhålls för en längre period kommer resultatet troligen ge en överskattning av variationen mellan individer. Underrapporteringen är ofta större för vissa livsmedel än för andra och det kan leda till felskattning av intaget. Stor osäkerhet kan föreligga i fallet med livsmedel som äts sällan eller enbart under en viss årstid och som innehåller höga halter av det ämne/komponent som studeras.

Analysmetoder varierar mellan kemiska ämnen och mikrobiologiska ämnen och därmed också möjliga felskattningar på grund av metod. Hur man i beräkningen hanterar analysresultat som är under detektionsgränsen (LOD; limit of detection)

eller den analytiska bestämningsgränsen (LOQ; limit of quantification) kan påverka slutresultatet. Ett vanligt tillvägagångssätt har varit att sätta halter under LOD/LOQ till noll, halva LOD/LOQ eller lika med LOD/LOQ. EFSA (2010d) rekommenderar att resultatens känslighet för haltdata under LOD/LOQ undersöks genom en substitutionsmetod; halter under LOD/LOQ sätts till noll respektive LOD/LOQ och resultaten (medelhalt i livsmedlet eller medexponering från livsmedlet) för respektive scenario jämförs. Ifall skillnaden mellan dessa två scenarier anses betydande rekommenderar EFSA (2010d) att mer sofistikerade metoder används för att estimeras haltens statistiska fördelning. Exempel på där en sådan metodik använts finns i Livsmedelsverkets rapport om bly i viltkött (Livsmedelsverket, 2012b).

Vid uppskattning av den kroniska exponeringen används vanligen medelhalten (eller ibland medianhalt) i livsmedel. Den halt av ett kemiskt ämne som individen erhåller från konsumtion av ett visst livsmedel varierar (ofta slumpmässigt) från gång till gång men anses på sikt att närma sig medelhalten. I fallet med uppskattning av den akuta- eller korttidsexponeringen måste dock haltvariationen som kan förekomma i ett livsmedel beaktas.

6.2 Probabilistiska exponeringsuppskattningar

Användande av så kallade probabilistiska metoder för exponeringsuppskattningar diskuteras i den vetenskapliga litteraturen (t.ex. van der Voet et al., 2009; van der Voet and Slob, 2007; Slob, 2006). Definitionen på vad en probabilistisk exponeringsuppskattning är kan variera. Enligt WHO/IPCS (2009a) är den fundamentala skillnaden mellan en probabilistisk och deterministisk exponeringsuppskattning är att minst en inputvariabel (t.ex. halten) representeras i form av en fördelningsfunktion (probabilistisk exponeringsuppskattning) istället för ett enskilt värde (deterministisk exponeringsuppskattning). De exponeringsuppskattningar som traditionellt görs på Livsmedelsverket klassificerar i regel inte som probabilistiska, enligt WHO:s definition, eftersom de vanligen använder punktskattningar som input (även om slutresultatet kan ge en uppskattning på exponeringens variabilitet i hela populationen beroende på typen av beräkning). Avancerade probabilistiska metoder där en eller flera av inputvariablerna beskrivs av fördelningsfunktioner ger förutom kvantitativa mått på exponeringens variabilitet i befolkningen även kvantitativa uppskattningar på osäkerheter i beräkningarna (t.ex. statistiska osäkerheter). Probabilistiska metoder är datakrävande och tillämpas således i fallet med en mer detaljerad exponeringsuppskattning.

7 Arbetsgång för exponeringsuppskattningar

Som påtalades inledningsvis i denna rapport så har det övergripande syftet med målprojekt 4 vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen ”Vi arbetar med ändamålsenliga metoder för exponeringsanalys” varit att ta fram en arbetsgång för att uppskatta exponering av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens via konsumtion av livsmedel (Mål 4, 2014).

Som diskuterats i avsnitt 3 (internationellt perspektiv) finns ett antal olika metoder för exponeringsuppskattningar tillgängliga – allt från enklare till mer förfinade och komplexa exponeringsuppskattningar kan göras - både när det gäller kemikalier/näringsämnen och mikrobiologiska agens (EFSA, 2011c; WHO/IPCS 2009a; FAO/WHO, 2008b). Val av tillvägagångsätt/metod beror på den detaljnivå som behövs i karaktäriseringen av exponeringssituationen samt de tillgängliga resurserna, där mer resurser krävs i takt med att detaljnivån i exponeringsuppskattningen ökar. Vald metod rekommenderas att vara ”fit for purpose”, dvs. det kan ofta räcka med att göra en enklare och mindre resurskrävande exponeringsuppskattning. Mer avancerade uppskattningar görs ifall den enklare uppskattningen inte bedöms kunna ge ett tillräckligt tydligt underlag för att göra en bedömning av hälsorisk- eller nyttsituation (WHO/IPCS, 2009a).

I linje med detta rekommenderas en arbetsgång som innefattar val av ”enkel” eller ”utvecklad” exponeringsuppskattning. Arbetsgången är bland annat tänkt att utgöra ett stöd i samband med ärendehantering och projektplanering för att identifiera vilken exponeringsuppskattningen som bäst fyller ändamålet, beroende på frågeställnings karaktär och tillgängliga resurser. Krav på kvalitetsäkring och dokumentation av exponeringsuppskattningen ingår även. De centrala elementen i arbetsgången för exponeringsuppskattningar redovisas nedan (avsnitt 7.1 och 7.2). Arbetsgången ligger i sin helhet vid sidan av denna rapport som det styrande dokumentet ”Arbetsgång för exponeringsuppskattningar vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen” (Mål 4, 2014). Arbetsgången är tänkt att kunna vidareutvecklas utifrån erfarenheter och vetenskapliga utvecklingar på området.

7.1 Enkel och utvecklad exponeringsuppskattning

Enkel exponeringsuppskattning

I fallet med kemiska ämnen inklusive näringsämnen avser ”enkel” exponeringsuppskattning en uppskattning som baseras på konsumtionsdata på gruppnivå i kombination med punktskattning/ar på halt av kemiskt ämne. Den syftar till att ge en snabb uppskattning av potentiell medelexponering och/eller praktiskt/teoretiskt möjlig exponering (t.ex. ett så kallat ”worst case”).

I fallet med mikrobiologiska agens avser ”enkel” exponeringsuppskattning en kvalitativ uppskattning, där sannolikhet och halter beskrivs i termer som ”låg”, ”medium” eller ”hög”

Utvecklad exponeringsuppskattning

I fallet med kemiska ämnen inklusive näringsämnen avser ”utvecklad” exponeringsuppskattning en uppskattning som baseras på konsumtionsdata (från matvaneundersökning) på individnivå i kombination med tillgängliga haltdata. Punkt-skattningar av halten (medel/medianhalt eller övre/undre percentil) eller hela variationen i halt kan användas. Den utvecklade exponeringsuppskattningsuppskattningen ger förutom skattningar på kvantiteter som medel- eller medianexponeringen även en skattning på variationen i exponering mellan individer. Beroende på frågeställning kan den ”utvecklade” uppskattningen avanceras ytterligare, t.ex. genom att omfatta (kvantitativa) uppskattningar av statistiska osäkerheter.

I fallet med mikrobiologiska agens avser ”utvecklad” exponeringsuppskattning en semi-kvantitativ eller helt kvantitativ uppskattning, där sannolikhet och halter beskrivs numeriskt.

7.2 Kvalitetsäkring och dokumentation

Krav på kvalitetssäkring och dokumentation ingår även som viktiga element i arbetsgången för exponeringsuppskattningar.

Med kvalitetssäkring avses specifikt följande:

- Säkerställa att de specifika data som utgör underlaget (t.ex. konsumtions- och haltdata) är korrekta och för frågeställningen rimliga att använda. I fallet då Livsmedelsverkets egna data används ligger denna kvalitetssäkring i grunden på dataansvariga avdelningar/enheter.
- Säkerställa att valet av ”enkel” eller ”utvecklad” exponeringsuppskattning samt specifikt tillvägagångsätt för exponeringsuppskattning är lämpligt för ändamålet.
- Säkerställa att antaganden som gjorts i exponeringsuppskattningen redovisas och är rimliga för frågeställningen.
- Säkerställa att osäkerheter och begränsningar med exponeringsuppskattningen redovisas.
- Säkerställa att resultat och slutsatser av exponeringsuppskattningen är korrekta/rimliga.

Med dokumentation avses specifikt följande:

- Ta fram ett dokument som beskriver dataunderlagen som använts, hur beräkningar utförts och/eller vilken programvara som använts, samt antaganden som gjorts i exponeringsuppskattningen. Denna information bör i tillfredsställande utsträckning ingå som en del i t.ex. ärendesvaret, projektrapporten eller en vetenskaplig artikel. Om så är fallet behöver inget separat dokument tas fram.
- Ta till vara de data (datafiler, t.ex. konsumtions- och haltdatafiler, eller referenser) som beräkningarna baseras på.
- Elektroniska underlag (dokument, ärendesvar, projektrapport, eller vetenskaplig artikel, samt datafiler/referenser) placeras på en för teamet/avdelningen gemensam plats/databas.

8 Tendenser och utvecklingsbehov inom området

8.1 Samlad värdering av risk och nytta

Det har på senare år diskuterats hur mer samlade värderingar av potentiella risker och nyttor med komponenter i mat kan göras (jfr risk-benefit assessment). EFSA arrangerade en workshop om risk-nytta och mat under 2006 (EFSA, 2006c). Livsmedelsverket anordnade en workshop på samma område under 2007 (Sand et al., 2008). Senare togs även ett vägledande dokument fram av en arbetsgrupp under EFSA:s vetenskapliga kommitté (EFSA, 2010e). Ett annat målprojekt vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen behandlar just detta område, vilket naturligt även berör exponeringsuppskattningen. Enligt riskanalysens principer ger uppskattningar av den faktiska exponeringen i kombination med information om sambandet mellan exponering och hälsoeffekt/er en bild över hälsorisk- och nyttsituationen. Att Risk- och nyttovärderingsavdelningen arbetssätt går mot att göra risk-nyttovärderingar i större omfattning innebär att exponeringsuppskattningarna i dessa fall blir mer komplexa och behöver utföras med avseende på flera komponenter.

Beaktande av kombinationseffekter, dvs. om och hur olika komponenter kan samverka och/eller interagera, och som en konsekvens av detta ev. modulera olika hälsoeffekter, har även diskuterats mer på senare tid inom livsmedelsområdet. Vikten av att fortsätta att utveckla metoder för att beakta kumulativa och synergistiska effekter noteras bl.a. i bekämpningsmedelslagstiftningen (EG, 2005). Studerande av kombinationseffekter kan även ha tillämpningar med avseende på risk- och nyttovärderingar, men istället för att först bedöma bidraget från enskilda komponenter separat och sedan väga ihop detta, studeras här de olika komponenterna samtidigt (i blandning). Området kombinationseffekter är komplext och kräver bl.a. metoder som tillåter att många typer av kombinationer (t.ex. blandningar av kemiska ämnen) kan testas på ett effektivt sätt. Som i fallet med risk-nytta innebär detta även en komplexare syn på den faktiska exponeringen, så att exponeringsuppskattningen skiftar från att gälla specifika komponenter till att gälla vilka blandningar vi exponeras för.

För kemiska ämnen som agerar additivt, dvs. som verkar på samma sätt men med olika potens (de antas agera som spädningar av varandra), finns en relativt etablerad riskvärderingsmetodik. Inom t.ex. EU projektet Acropolis appliceras denna metodik för olika grupper av bekämpningsmedel (organofosfater, pyretroider, och triazoler). Exponeringen via mat för varje enskild substans i den aktuella gruppen beräknas först. Baserad på toxikologisk information beräknas sedan hur potenta de olika substanserna är i relation till en av substanserna som utgör referens (den relativa potensen uttrycks som en faktor och står i relation till referenssubstansen

som har en potensfaktor = 1). De uppskattade exponeringarna justeras sedan med respektive substans potensfaktor. Efter denna justering kan alla exponeringar sägas vara uttryckta i termer av referenssubstansen och de kan då adderas ihop till det som kallas kumulativ exponering. För att bedöma ifall en hälsorisk föreligger kan sedan den kumulativa exponeringen jämföras med en framtagen referensexponering för referenssubstansen (dvs. en jämförelse med TDI/ADI/ARfD på liknande sätt som för enskilda kemiska ämnen).

8.2 Utvecklingar inom det vardagliga arbetet

Som tidigare nämnts så kan många inkommande ärenden avse ett specifikt livsmedel, eller en specifik livsmedelsgrupp, i kombination med en specifik komponent (t.ex. ett kemiskt ämne). En utveckling inom ramen för detta vardagliga arbete kan vara att etablera en bättre metodik för hur storleksordningen på en exponering från ett enskilt livsmedel bedöms. I avsaknad av tillräckliga exponeringsdata är WHO:s praxis för kemikalier på dricksvattenområdet att allokera (eller tillskriva) 20 procent av det tolerabla dagliga intaget till dricksvatten (tidigare användes 10 procent vilket nu bedöms vara alltför konservativt, dvs. resultera i onödigt låga riktvärden i dricksvatten) (WHO, 2011). I vissa fall, när det finns säkra belägg för att exponeringen från andra livsmedel än vatten är liten, kan allokeringen sättas så högt som 80 procent. För vissa bekämpningsmedel, där en betydande exponering kommer från andra livsmedel än vatten, kan allokeringen till dricksvatten vara så låg som 1 procent. Vid fastställandet av riktvärden antar WHO att den dagliga per capita konsumtionen av dricksvatten för vuxna är ungefär två liter. Principen på dricksvattenområdet att som mest tillåta att exponeringen får vara en viss procent av det tolerabla intaget applicerades i ett ärende rörande bly i vatten från kaffemaskiner under 2011 (se bilaga C, avsnitt C1).

8.3 Data för exponeringsuppskattningar

Tillgången på data är en grundförutsättning för att kunna göra exponeringsuppskattningar på ett bra sätt. För att erhålla tillförlitliga resultat krävs kvalitet på både konsumtionsdata och data på halter/förekomst av de komponenter man vill uppskatta exponeringen av. En kontinuerlig utveckling av den totala databasen (konsumtionsdata omfattande flera individer och livsmedel, och haltdata omfattande flera komponenter i olika livsmedel) är givetvis viktig och en potentiell förbättring är här att kopplingen mellan konsumtionsdata och haltdata i högre utsträckning beaktas vid genererande av nya data. För att gynna ett effektivare arbete med exponeringsuppskattningar skulle dock mycket även kunna vinnas på en förbättrad organisation av befintliga data. Detta gäller t.ex. möjligheten att på ett mindre resurskrävande sätt kunna stratifiera och gruppera data från kostundersökningar på olika sätt eftersom den detaljnivå som behövs kan variera från fall till fall, t.ex. råvarunivå eller livsmedelsgruppsnivå. Vilka råvaror, livsmedel eller livsmedelsgrupper som är relevanta beror även på de kemiska ämnen och mikrobiologiska agens som exponeringsuppskattningen avser.

I dagsläget kan själva datasammanställningen vara mycket tidskrävande. Automatiserade system som möjliggör en effektivare dataorganisation och matchning mellan konsumtions- och haltdata är därför önskvärda. Detta är också relevant i takt med att komplexitet på frågeställningar inom området ökar, t.ex. går utvecklingen mot att göra samlade uppskattningar som kan omfatta flera olika komponenter, vilket diskuteras i tidigare avsnitt.

Data på konsumtion och förekomst bör finnas i lättåtkomliga databaser som är kompatibla med varandra. Det är också önskvärt att databaserna är kompatibla med internationella system som används av WHO och EFSA. Samstämmigheten mellan system är viktig för att underlätta internationella samarbeten och rapportering, och detta ger även möjligheten att använda internationellt tillgängliga beräkningsverktyg.

För screening kan livsmedel grupperas i få och breda kategorier, men då mer detaljerade uppskattningar görs kan klassificering av livsmedel i alltför breda grupper ge missvisande resultat. Ett system för klassificering av livsmedel bör därför vara hierarkiskt så att matchning kan ske i mer övergripande grupper som grönsaker, mjölkprodukter, fisk, eller mer detaljerade kategorier beroende på syfte.

EFSA startade 2009 projektet ”Food Classification and Description” för att utveckla ett både komplett och flexibelt hierarkiskt system, FoodEx2 (EFSA, 2011b). Utmaningen har varit att hitta ett system som är lätt att använda samtidigt som det täcker all relevant lagstiftning. Systemet presenterades för medlemsstaterna under 2012. För närvarande sker en implementationsfas där synpunkter från berörda nationella myndigheter är tänkt att tas tillvara innan det slutliga systemet tas i bruk. EFSA förväntar sig att medlemsländerna därefter levererar både konsumtionsdata och haltdata i det nya FoodEx 2 formatet. Det är av stor vikt att EFSA:s arbete med ”Food Classification and Description” (EFSA, 2011b) beaktas när Livsmedelsverket fattar beslut om hur nationella konsumtions- och haltdata skall lagras i framtiden. Livsmedelsverkets nuvarande system håller på att revideras.

8.4 Verksövergripande strategi för exponeringsuppskattningar

Den föreslagna arbetsgången för exponeringsuppskattningar bedöms kunna bidra till ett mer harmoniserat och kvalitetssäkrat arbete med exponeringsuppskattningar främst vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen. Som diskuterades tidigare finns dock framtida tendenser och utmaningar på området samt datarelaterade behov. I skenet av detta identifieras behovet av en verksövergripande strategi gällande exponeringsuppskattningar.

Utförande av exponeringsuppskattningar involverar ofta medarbetare på flera avdelningar/enheter vid Livsmedelsverket (främst vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen och Undersökningsavdelningen). Dessa avdelningar/enheter kan ibland anses som antingen utförare av exponeringsuppskattningen eller leverantörer av data. I förslaget på ny organisation vid Livsmedelsverket 2011 påtalades att Risk- och nyttovärderingsavdelningens huvudsakliga uppgift skall vara att ”utveckla metoder för och utarbeta risk- och nyttovärderingar och liknande kunskapsunderlag”. Detta omfattar indirekt att ta fram uppskattningar av exponeringen. Eftersom vi i regel lutar oss mot internationellt framtagna och etablerade referensvärden (t.ex. TDI, ADI, ARfD, RDI) som en del i risk- och/eller nyttovärderingen av kemiska ämnen får detta konsekvensen att en risk- och/eller nyttovärdering i praktiken ofta kretsar kring Livsmedelsverkets egen exponeringsuppskattning, med efterföljande risk- och/eller nyttokarakterisering.

En övergripande strategi för exponeringsuppskattningar behöver etableras. Målet skall vara en effektivare verksamhet som integrerar kompetenser över avdelningsgränserna, som skapar arbetsglädje, delaktighet och ansvarstagande i arbetet. Olika modeller för detta kan diskuteras. Ett alternativ kan vara en avdelningsövergripande grupp av medarbetare som har exponeringsuppskattning som en av sina huvuduppgifter. Förutom att denna grupp skulle kunna ansvara för mer omfattande exponeringsuppskattningar bör de även arbeta med utveckling på området. Detta kan t.ex. beröra aspekter på data som diskuterades i tidigare avsnitt och diskussioner om framtagande av beräkningssystem. Ett ökat behov av harmonisering diskuteras ofta. Den föreslagna arbetsgången för exponeringsuppskattningar möter detta önskemål på en allmän nivå. Tillgång eller utveckling av en gemensam programvara som utför exponeringsuppskattningar på ett standardiserat sätt skulle innebära att en harmonisering även erhålls på mer detaljerad nivå. Ett exempel på en standardiserad beräkningsmodell är PRIMo (Pesticide Residue Intake Model) som används inom EU för växtskyddsmedel (se bilaga C, avsnitt C4). Resultaten från en internt etablerad exponeringsmodell skulle i många fall kunna utgöra en grund, eller utgångspunkt, för risk- och/eller nyttovärderingar.

9 Slutsatser

Exponeringsuppskattningar ska liksom övriga delar av risk- och nyttovärderingar göras på ett oberoende, objektivt och öppet sätt och grundas på kvalitetssäkrade dataunderlag och vetenskapliga metoder (som är etablerade då detta finns tillgängligt). För kemiska ämnen har både WHO och EFSA vägledningar för exponeringsuppskattningar. Vägledning för exponeringsuppskattningar av mikrobiologiska faror finns framtagen av FAO/WHO.

Beroende på frågeställning kan exponeringsuppskattningar utgöras av allt från enkla sammanställningar till delar av fullständiga riskvärderingar. Frågeställningen samt tillgängliga resurser och data avgör lämpligt tillvägagångssätt samt vilken detaljnivå som är önskvärd eller möjlig att uppnå. En arbetsgång för exponeringsuppskattningar vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen har föreslagits som baseras på detta resonemang. Specifikt rekommenderas valet av en ”enkel” eller ”utvecklad” exponeringsuppskattning beroende på frågeställning och tillgängliga resurser, och krav på kvalitetssäkring och dokumentation ingår även som viktiga element. Arbetsgången för exponeringsuppskattningar bedöms ge upphov till ökad ändamålsenlighet, harmonisering och på sikt effektivitet, i det interna arbetet vid Risk- och nyttovärderingsavdelningen. Den anses även kunna utgöra ett bra stöd i Livsmedelsverket avdelningsövergripande arbete.

I ett generellt perspektiv är en förbättrad organisation av relevanta konsumtions- och haltdata av central betydelse för att Livsmedelsverket ska kunna utföra exponeringsuppskattningar på ett effektivare sätt. Sammanställning av nödvändiga data, inklusive matchning av konsumtions- och haltdata, för exponeringsuppskattningar kan i dagsläget vara en mycket resurskrävande aktivitet och en utveckling som förenklar och/eller effektiviserar denna process skulle vara av stor betydelse. Detta gäller inom ramen för det traditionella arbetet med exponeringsuppskattningar vid Livsmedelsverket men är även nödvändigt för att på tillfredställande sätt kunna möta ambitionen om att göra mer övergripande bedömningar av risk och nytta vilket kommer innebära en mer omfattande dataorganisation.

I skenet av den avdelningsövergripande karaktären på arbetet med exponeringsuppskattningar och de framtida ambitionerna och utmaningarna på risk- och nyttovärderingsområdet anses att en verksövergripande strategi för exponeringsuppskattningar behöver etableras. Målet skall vara en effektivare verksamhet som integrerar kompetenser över avdelningsgränserna, som skapar arbetsglädje, delaktighet och ansvarstagande. Denna rapport föreslår att en grupp etableras som består av medarbetare från olika avdelningar som har exponeringsuppskattning som en av sina huvuduppgifter. Förutom att denna grupp skulle kunna ansvara för mer omfattande exponeringsuppskattningar bör de även arbeta med utveckling på området.

Referenser

Angerer, J., Ewers, U., Wilhelm, M. 2007. Human biomonitoring: state of the art. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 210, 201-228.

BfR. 2010. Development of harmonised survey methods for food-borne pathogens in foodstuffs in the European Union. Scientific report submitted to EFSA. Question No EFSA-Q-2009-00512.

Bjermo, H., Sand, S., Nälsén, C., Lundh, T., Enghardt Barbieri, H., Pearson, M., Lindroos, A.K., Jönsson, B.A.G., Barregård, L., Darnerud, P.O. 2013a. Lead, mercury, and cadmium in blood and their relation to diet among Swedish adults. *Food Chem. Toxicol.* 57, 161-169.

Bjermo, H., Darnerud, P.O., Lignell, S., Pearson, M., Rantakokko, P., Nälsén, C., Enghardt Barbieri, H., Kiviranta, H., Lindroos, A.K., Glynn, A. 2013b. Fish intake and breastfeeding time are associated with serum concentrations of organochlorines in a Swedish population. *Environ. Int.*, 51, 88-96.

CAC. 1999. Codex principles and guidelines for the conduct of microbiological risk assessment. Document CAC/GL-30.

CDC. 2013. Centers for Disease Control and Prevention, National Biomonitoring Program. Available from: <http://www.cdc.gov/biomonitoring/index.html>

COPHES. 2011. Consortium to Perform Human Biomonitoring on a European Scale (COPHES). Available from: <http://www.eu-hbm.info/cophes>

EFSA. 2006a. Report of Task Force on Zoonoses Data Collection on Guidance Document on Good Practices for Design of Field Surveys. *The EFSA Journal*, 93, 1-24.

EFSA. 2006b. Guidance of the scientific committee on a request from EFSA related to uncertainties in dietary exposure assessment. *The EFSA Journal*, 438, 1-54.

EFSA. 2006c. Risk-benefit analysis of foods. Methods and approaches. EFSA scientific colloquium summary report. 13-14 July, Parma, Italy.

EFSA. 2009a. General principles for the collection of national food consumption data in the view of a pan-European dietary survey. *The EFSA Journal*, 7(12):1435.

- EFSA. 2009b. Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European Commission on cadmium in food. The EFSA Journal, 9(8):1-139.
- EFSA. 2010a. Standard sample description for food and feed. The EFSA Journal, 8(1):1457.
- EFSA. 2010b. Guidance on data exchange. The EFSA Journal, 8(11):1895.
- EFSA. 2010c. EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM); scientific opinion on lead in food. The EFSA Journal, 8(4):1570.
- EFSA. 2010d. Management of left-censored data in dietary exposure assessment of chemical substances. The EFSA Journal, 8(3):1557.
- EFSA. 2010e. Guidance on human health risk-benefit assessment of foods. The EFSA Journal, 8(7):1673.
- EFSA. 2011a. Use of the EFSA Comprehensive European Food Consumption Database in Exposure Assessment. The EFSA Journal, 9(3):2097.
- EFSA. 2011b. Report on the development of a Food Classification and Description System for exposure assessment and guidance on its implementation and use. The EFSA Journal, 9(12):2489.
- EFSA. 2011c. Overview of the procedures currently used at EFSA for the assessment of dietary exposure to different chemical substances. The EFSA Journal, 9(12):2490.
- EFSA. 2012. Guidance on selected default values to be used by the EFSA Scientific Committee, Scientific Panels and Units in the absence of actual measured data. The EFSA Journal, 10(3):2579.
- EFSA/FAO/WHO. 2011. Towards a harmonised Total Diet Study approach: a guidance document. The EFSA Journal, 9(11):2450.
- EG. 2005. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 396/2005 av den 23 februari 2005 om gränsvärden för bekämpningsmedelsrester i eller på livsmedel och foder av vegetabiliskt och animaliskt ursprung och om ändring av rådets direktiv 91/414/EEG. EUT L 70, 16.3.2005, s. 1–16.
- FAO/WHO. 2008a. Dietary Exposure Assessment of Chemicals in Food, Report of a joint FAO/WHO consultation, Annapolis, Maryland, USA 2-6 May 2005.
- FAO/WHO. 2008b. Exposure assessment of microbiological hazards in food: guidelines. Microbiological risk assessment series, No. 7.

FAO/WHO. 2009. Risk characterization of microbiological hazards in food: guidelines. Microbiological risk assessment series, No. 17.

Hays, S.M., Aylward, L.L., LaKind, J.S., Bartels, M., Barton, H.A., Boogaard, P.J., Brunk, C., DiZio, S., Dourson, M., Goldstein, D.A., Lipscomb, J., Kilpatrick, M.E., Krewski, D., Krishnan, K., Nordberg, M., Okino, M., Tan, Y.M., Viau, C., Yager, J.W. 2008. Guidelines for the derivation of biomonitoring equivalents: Report from the biomonitoring equivalents expert workshop. Regul. Toxicol. Pharmacol. 51, S4-S15.

LaKind, J.S., Aylward, L.L., Brunk, C., DiZio, S., Dourson, M., Goldstein, D.A., Kilpatrick, M.E., Krewski, D., Bartels, M., Barton, H.A., Boogaard, P.J., Lipscomb, J., Krishnan, K., Nordberg, M., Okino, M., Tan, Y.M., Viau, C., Yager, J.W., Hays, S.M. 2008. Guidelines for the communication of biomonitoring equivalents: Report from the biomonitoring equivalents expert workshop. Regul. Toxicol. Pharmacol. 51, S16-S26.

Livsmedelsverket. 2012a. Market basket 2010 - chemical analysis, exposure estimation and health-related assessment of nutrients and toxic compounds in Swedish food baskets. Livsmedelsverkets rapport nr 7.

Livsmedelsverket. 2012b. Bly i viltkött - en riskhanteringsrapport. Bilaga: riskvärdering av bly i älgfärs.

Mål 4. 2014. Arbetsgång för exponeringsuppskattningar. LSDok, Livsmedelsverket.

Norén, K., and Meironyte, D., 2000. Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swedish human milk in perspective of past 20-30 years. Chemosphere 240, 1111-1123.

Robertson, D.G., Watkins, P.B., Reily, M.D., 2011. Metabolomics in toxicology: preclinical and clinical applications. Toxicol. Sci. 120, 146-170.

Sand, S., Becker, W., Darnerud, P.O. 2008. Aspects of risk-benefit assessment of food consumption. TemaNord 2008:568.

Sand, S., and Becker, W. 2012. Assessment of dietary cadmium exposure and population health concern including scenario analysis. Food Chem. Toxicol. 50, 536-544.

Silins, I., and Högberg, J., 2011. Combined toxic exposures and human health: biomarkers of exposure and effect. Int. J. Environ. Res. Public Health 8, 629-647.

Slob, W. 2006. Probabilistic dietary exposure assessment taking into account variability in both amount and frequency of consumption. *Food Chem. Toxicol.* 44, 933-951.

Sobus, J.R., Tan, Y.M., Pleil, J.D., Sheldon, L.S., 2011. A biomonitoring framework to support exposure and risk assessments. *Sci. Total Environ.* 409, 4875-4884.

van der Voet, H., van der Heijden, G., Bos, P., Bosgra, S., Boon, P., Muri, S., Br uchweiler, B. 2009. A model for probabilistic health impact assessment of exposure to food chemicals. *Food Chem. Toxicol.* 47, 2926-2940.

van der Voet, H., and Slob, W. 2007. Integration of probabilistic exposure assessment and probabilistic hazard characterization. *Risk Anal.* 27, 351-371.

WHO/IPCS. 2009a. Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food. *Environmental Health Criteria* 240.

WHO/IPCS. 2009b. Assessment of Combined Exposures to Multiple Chemicals: Report of a WHO/IPCS International Workshop on Aggregate/Cumulative Risk Assessment 2009 [2011-08-01]; Available from: <http://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/areas/workshopreportdocument7.pdf>

WHO. 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf

Bilaga A: Matkorgsprojekt

Salomon Sand och Per Ola Darnerud

Risk- och nyttovärderingsavdelningen, Livsmedelsverket

Så kallade matkorgsprojekt har genomförts regelbundet vid Livsmedelsverket cirka vart femte år med start 1987 (Becker, 2000) och den senaste undersökningen gjordes 2010 (Livsmedelsverket, 2012). Dessa projekt syftar till att undersöka de livsmedel som konsumeras mest på populationsnivå (se Darnerud et al., 2006; Becker et al., 2011; Törnkvist et al., 2011; Livsmedelsverket, 2012). Baserat på försäljningsstatistik från Jordbruksverket inkluderas livsmedel för vilka per capitakonsumtionen är minst 0,5 kg per person och år. Detta motsvarar cirka 1,5 g per dag, och matkorgsprojektets livsmedelslista kan sägas täcka cirka 90 procent av all mat som är tillgänglig för konsumtion. Representativa livsmedel (matkorgar) inhandlas och dessa livsmedel fördelas på livsmedelsgrupper, vanligen runt 15 grupper, t.ex. spannmålsprodukter, grönsaker, fisk/fiskprodukter, kött/köttprodukter och potatis. Beroende på projektets syfte kan inhandling ha gjorts i olika delar av landet, för att beakta regionala skillnader. Alternativt har insamling skett på en ort i landet då fokus varit på storköp och lågpriskedjor för vilka regionala skillnader antagits var små.

För var och en av de ingående livsmedelsgrupperna prepareras ett homogent för kemikalieanalys. Detta sker genom att 1 vikts-% av den årliga per capitakonsumtionen av respektive inhandlat livsmedel tas fram och ett homogent av respektive grov livsmedelsgrupp tillreds. Prover för analys tas sedan från homogenaten. De specifika ämnen som analyseras kan variera från gång till gång men omfattar vanligen både kontaminanter och näringsämnen, t.ex. dioxiner och dioxinlika PCB:er, andra organiska föreningar, tungmetaller, vitaminer och mineraler. En enkel exponeringsuppskattning görs sedan baserat på framtagna data. Medelhalten av respektive ämne multipliceras först med homogenatets vikt. Eftersom den resulterade mängden då motsvarar 1 procent av den årliga konsumtionen/exponeringen multipliceras denna mängd med 100, vilket ger den årliga exponeringen av ämnet. Detta kan sedan beskrivas som ett dagligt intag genom att dividera med 365. Summan från de olika livsmedelsgrupperna ger slutligen en bedömning av den totala per capitaexponeringen vilken kan kroppsviktsjusteras genom att använda en standardkroppsvikt.

En fördel med matkorgsprojekten är att det möjliggör analyser av många olika ämnen, där detta görs på ett liknande sätt vilket underlättar jämförelser av olika slag t.ex. tidstrender. Eftersom poolade prover av olika livsmedel används innebär detta att data som genereras representerar medelhalter. På grund av detta är matkorgsdata, eller liknande, bäst lämpade till uppskattningar av kronisk exponering

(där medelhalt i livsmedel anses vara det relevanta koncentrationsmättet) och för trendanalys för att t.ex. utvärdera effekten av riskhanteringsåtgärder (EFSA/FAO/WHO, 2011).

Den huvudsakliga nackdelen med matkorgsanalyser är utspädningseffekten som erhålls då flera olika livsmedel kombineras till ett prov. Ett kemiskt ämne i ett specifikt livsmedel kan spädas ut av de andra komponenterna i blandningen till en så hög grad att halten av ämnet är under detektionsgränsen (LOD) för den kemiska analysen som används. EFSA/FAO/WHO (2011) påpekar därför att det är viktigt att välja analysmetoder som har kapacitet att kvantifiera halter av kemiska ämnen i tillräckligt låga nivåer, vilket generellt sett innebär lägre LOD/LOQ värden jämfört med det som behövs vid kontroll- och övervakningsverksamhet.

En annan begränsning är att ingen spridning i beräknad konsumtion erhålls; den uppskattade exponeringen sägas gälla en medelkonsument. EFSA/FAO/WHO (2011) anser att scenarier för en låg, medel och hög konsumtion kan ingå för så kallade "total diet studies (TDS). TDS kan sägas vara en internationell motsvarighet till Livsmedelsverkets matkorgsanalyser (i fallet med TDS görs dock analyser efter lämplig tillagning av produkterna medan detta inte sker i fallet med matkorgsanalyser). Variationen i exponering mellan individer i befolkningen beaktas alltså i begränsad utsträckning i dessa typer av exponeringsuppskattningar. Detta skulle dock kunna förfinas genom att kombinera framtagna haltdata i matkorgsanalyser med mer detaljerad (individbaserad) konsumtionsdata för de livsmedelgrupper som matkorgsanalyserna baseras på, genom att utnyttja konsumtionsdata från de matvaneundersökningar som genomförts vid Livsmedelsverket. Risk- och nyttovärderingsavdelningen och den tidigare Livsmedelsdataenheten har diskuterat detta.

EFSA/FAO/WHO (2011) anser att TDS:s är användbara som komplement till data som genereras inom ramen för kontroll- och övervakningsverksamhet, eller som en kostnadseffektiv screeningsmetod som utgör utgångspunkt för vidare exponeringsuppskattningar.

Referenser

Becker, W. 2000. Total diet studies - examples from Sweden. *J Food Comp Anal* 13, 545-549.

Becker, W., Jorhem, L., Sundström, B., Petersson Grawé, K. 2011. Contents of elements in Swedish market basket diets. *J. Food Comp. Anal.* 24, 279-287.

Darnerud, P.O., Atuma, S., Aune, M., Bjerselius, B., Glynn, A., Grawé, K.P., Becker, W. 2006. Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. *Food Chem. Toxicol.* 44, 1597-1606.

EFSA/FAO/WHO. 2011. Towards a harmonised Total Diet Study approach: a guidance document. *The EFSA Journal*, 9(11):2450.

Livsmedelsverket. 2012. Market basket 2010 - chemical analysis, exposure estimation and health-related assessment of nutrients and toxic compounds in Swedish food baskets. Livsmedelsverkets rapport nr 7.

Törnkvist, A., Glynn, G., Aune, M., Darnerud, P.O., Halldin Ankarberg, E. 2011. PCDD/F, PCB, PBDE, HBCD and chlorinated pesticides in a Swedish market basket from 2005 - levels and dietary intake estimations. *Chemosphere.* 83, 193-199.

Bilaga B: Livsmedelsverkets matvaneundersökningar

Cecilia Nälsén¹, Eva Warensjö Lemming¹ och Anna Karin Lindroos²

¹ Risk- och nyttovärderingsavdelningen, Livsmedelsverket

² Rådgivningsenheten, Livsmedelsverket

Livsmedelsverket har tagit beslut om att regelbundet genomföra nationella matvaneundersökningar. Planen är att det regelbundet ska genomföras undersökningar på olika åldersgrupper i befolkningen: småbarn (0,5-5 år), skolbarn (6-17 år) och vuxna (18-80 år). Genom matvaneundersökningar får vi kunskap om befolkningens livsmedelsintag, matvanor och näringsintag. Resultaten används i arbetet för att främja bra matvanor och förebygga kroniska sjukdomar, vid underlag för olika risk- och nyttovärderingar och vid beslut om berikning av vitaminer och mineraler. Resultat från matvaneundersökningarna stödjer och påverkar också det internationella arbetet t ex inom EU och Codex.

Fyra nationella matvaneundersökningar har tidigare genomförts vid Livsmedelsverket: Hulk (Hushållens livsmedelsutgifter och kostintag) 1989, Riksmaten 1997-98 (Livsmedelsverket, 2002), Riksmaten - barn 2003 (Livsmedelsverket, 2006) och Riksmaten - vuxna 2010-11 (Livsmedelsverket, 2012). Hulk omfattade både barn och vuxna, Riksmaten 1997-98 och Riksmaten 2010-11 omfattar vuxna och Riksmaten som genomfördes 2003 omfattar barn.

Uttag från matvaneundersökningarna kan göras på flera nivåer från konsumtion av enskilda livsmedel och rätter i den form som de rapporterats och ätits i till konsumtion omvandlad till enstaka livsmedel på råvarunivå. Uttag på råvarunivå är komplicerat och tidskrävande då den faktiska konsumtionen måste omvandlas. Detta innebär många manuella moment, men arbete pågår med att göra uttagen mer automatiserade.

A1 Beskrivning av kostregistreringsmetoderna

Det finns olika metoder för att mäta matvanor och livsmedelsintag och i Livsmedelsverkets nationella matvaneundersökningar har olika typer kostregistreringsmetoder använts. I Hulk-undersökningen och Riksmaten 1997-98 användes en så kallad menybok med förtryckta alternativ som deltagarna valde emellan för att registrera vad de ätit. I Riksmaten - barn 2003 användes en öppen registrering där deltagaren skriver med egna ord vad hon eller han ätit. En öppen registrering ger

mer information än en förkodad menybok, men en öppen registrering är tid- och resurskrävande både för deltagaren och för de som sammanställer resultaten. Portionsmängderna har skattats genom att deltagaren angivit mängden genom att jämföra sin portion med fotografier på portionsstorlekar eller så har de angivits med hushållsmått (t.ex. deciliter) eller som antal. Genom att undersökningarna genomförs under ett år täcks alla årstider in och deltagarnas registreringsperiod slumpas så att registreringarna omfattar både vecko- och helgdagar. För att även sällan-livsmedel och livsmedel som är svåra att mäta i en kostregistrering ska täckas in kompletteras kostregistreringen med enkätfrågor om hur ofta vissa livsmedel äts t.ex. frågor om intag av olika fisksorter eller olika typer av nöter.

Ökad detaljnivå

Kraven på en ökad detaljnivå vad gäller livsmedel har blivit större sedan tidigare matvaneundersökningar och därför skedde en metodutveckling innan Riksmaten vuxna 2010-11 startade för att kunna tillgodose ökade krav. I Riksmaten 2010-11 har en ny metod använts för att kostregistrera via webben. Ett internt-IT stöd, Livsmedelssystemet, som bland annat inrymmer både Livsmedelsverkets livsmedelsdatabas och all data som samlats in i undersökningen samt en koppling till webbverktyget för registrering av mat och dryck, har utvecklats. Detta system möjliggör ökad detaljinformation om livsmedel och kvalitetskontroll samt möjligheter för administration av matvaneundersökningar och bearbetningar av data. Även blod- och urinprover som kompletterar resultaten från kostregistreringen och enkäten har samlats in i en delgrupp. Deltagarna kunde välja bland drygt 1 900 livsmedel och maträtter i webbverktyget. Detta är en utökning av antalet livsmedel och maträtter jämfört med menyböckerna i tidigare undersökningar. I och med att deltagarna bara kunde välja bland dessa 1900 livsmedel och maträtter var det viktigt att de speglade det aktuella livsmedelsutbudet. Detta säkerställdes med hjälp marknadsöversikter och med fakta om produktsortiment från kontakter med livsmedelsföretag och detaljhandel.

A2 Data kan levereras på olika nivåer

Människor äter sammansatta livsmedel och rätter som också är tillagade snarare än enstaka ingredienser på råvarunivå. Information om livsmedelsintaget kan levereras på olika nivåer beroende på vad som undersöks t ex råvaru- eller ingrediensnivå. Det finns många möjligheter till olika uppdelningar, men manuell hantering krävs i de flesta fall. Den tidigare Livsmedelsdataenheten har arbetat fram rutiner för att lättare få ut data på råvaru- och ingrediensnivå, men beroende på frågeställning kan uttagen vara komplicerade med många manuella moment.

A3 Fördelar med matvaneundersökningar

I matvaneundersökningar får man en detaljerad information om enskilda personers livsmedelskonsumtion genom att deltagarna rapporterar mängd av allt de ätit och druckit under en definierad period. En annan fördel med Livsmedelsverkets mat-

vaneundersökningar är att de är rikstäckande och alla regioner i Sverige (Norrland, Svealand och Götaland), större och mindre städer samt glesbygd, är representerade. Jämfört med många regionala undersökningar där matvanorna oftast rapporteras med enkätfrågor har informationen om matintaget i Livsmedelsverkets matvaneundersökningar en hög detaljeringsgrad. Detta tillsammans med att spridningen i konsumtionsdata är god gör att resultaten från undersökningarna är användbara som underlag för risk- och nyttovärderingar. Även uppgifter om var maten intas ges i matvaneundersökningarna. Med hjälp av bakgrundsdata såsom socioekonomi, boendeort och hushållsstorlek etc. kan också ytterligare uppdelningar göras som tillför information.

A4 Begränsningar med matvaneundersökningar

Det har blivit allt svårare att rekrytera deltagare till undersökningar och detta har också varit fallet för den senaste matvaneundersökningen, Riksmaten 2010-11. Detta ger en större osäkerhet i resultaten och bortfallet kan göra att viss data måste tolkas med försiktighet. Även underrapportering och felrapportering som diskuterats tidigare i rapporten är ett problem i matvaneundersökningar och förekommer i alla typer av matvaneundersökningar. Felrapportering kan ske både medvetet (att deltagaren avsiktligt utelämnar att registrera vissa livsmedel eller äter nyttigare än de brukar) och omedvetet (att deltagaren glömmer bort att registrera vissa livsmedel). Ett problem är att de livsmedel som allmänt anses vara ”onyttiga” (exempelvis godis, läsk, kakor) underrapporteras mer än ”nyttiga” livsmedel (exempelvis grönsaker) och det är svårt att justera för detta. När en kostregistrering görs under några förbestämda dagar finns en risk för att deltagarna äter annorlunda under sin registreringsperiod än de annars brukar göra.

Referenser

Livsmedelsverket. 2002. Riksmaten 1997-98. Kostvanor och näringsintag i Sverige. Metod- och resultatanalys. Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. 2006. Riksmaten - barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige. Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. 2012. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. Resultat från matvaneundersökning genomförd 2010-11. Uppsala: Livsmedelsverket.

Bilaga C: Kemikalier och näringsämnen

Bitte Aspenström Fagerlund, Hanna Eneroth, Bengt-Göran Ericsson, Nils-Gunnar Ilbäck och Salomon Sand

Risk- och nyttovärderingsavdelningen, Livsmedelsverket

C1 Kontaminanter

Heltäckande exponeringsuppskattningar inom detta område har främst omfattat vissa organiska föreningar och tungmetaller, t.ex. dioxin och dioxinlika PCB:er (Glynn et al, 2013), metylkvicksilver (Pettersson-Grawé et al., 2007), akrylamid (Svensson et al., 2003) och kadmium (Sand och Becker, 2012). Livsmedelsverkets matvaneundersökningar och haltdata har i huvudsak utgjort grunden för dessa uppskattningar. Kompletteringar med internationella data kan även ske då detta är nödvändigt. Matchning av konsumtions- och haltdata görs baserat på tillgänglig data som finns för de relevanta livsmedelsgrupperna. Detta innebär att de livsmedelsgrupper som ingår kan skilja sig stort beroende på den kontaminant som analysen avser. Inom detta område har det traditionellt inte tagits någon hänsyn till hur halten i livsmedlet kan påverkas av tillagning eller processning. För bekämpningsmedel är det vanligare att även försöka väga in denna aspekt. För långlivade kontaminanter är det ofta den kroniska exponeringen som är av intresse, dvs. efter (förhöjd) exponering under lång tid kan hälsoskadliga effekter uppkomma. För uppskattning av kroniskt intag är det standard att använda medelhalt i livsmedlet. Detta kan sägas beskriva den halt som konsumenterna utsätts för på sikt (och inte vid enskilda konsumtionstillfällen).

Vardagliga frågeställningar på detta och andra områden kan ofta gälla hur situationen ser ut för ett enskilt livsmedel. Ett ärende angående bly i vatten från kaffemaskiner som hanterades under 2011 är ett exempel på detta. En beskrivning ges nedan hur denna fråga värderades vilket till stor del handlade om att göra en uppskattning av hur mycket en enskild källa får bidra till den totala exponeringen:

Exempel på exponeringsuppskattning från enskilt livsmedel

För gravida rekommenderar Livsmedelsverket en kaffekonsumtion på högst 3 koppar per dag, dvs. 0,45 liter per dag, för att begränsa koffeinintaget. EFSA har etablerat referenspunkter för blyexponering. För den mest kritiska effekten (utvecklingseffekt) är EFSA:s referenspunkt 0,5 µg per kilo kroppsvikt och dag och kan sägas gälla för barn och gravida. För en person som väger 60 kilo innebär detta 30 µg bly per dag. Vid etablering av hälsobaserade gränsvärden för dricks-

vatten har det tidigare varit praxis att man tillåter att 10 procent av det s.k. tolerabla intaget får komma från vatten. Denna princip användes i den aktuella frågeställningen för att ta fram en referenshalt som aktuella observationer kunde jämföras med. En referenshalt på 6,7 µg/liter erhöles; dvs. en gravid kvinna som väger 60 kilo och som konsumerar 0,45 liter kaffe per dag med en blyhalt på 6,7 µg/liter erhåller ett blyintag på 3 µg bly per dag, vilket motsvarar 10 procent av EFSA:s referenspunkt. En halt i kaffe (färdig dryck) på över 6 µg/liter föreslogs därför kunna indikerar på att kaffe kan bli en orimligt stor källa till blyexponering (i ett populationsperspektiv), även ifall en sådan situation i sig inte behöver innebära en hälsorisk. Aktuella data i ärenden visade på högre halter än den framtagna referenshalten vilket bidrog till Livsmedelsverkets bedömning att observerade halter var för höga.

C2 Näringsämnen

Exponeringsuppskattningar av intaget av utvalda näringsämnen har utförts av den tidigare Livsmedelsdataenheten i samband med färdigställande av rapporten Riksmaten 2010-11 (Livsmedelsverket, 2012), och av avdelningen för Information och Nutrition för tidigare matvaneundersökningar som Riksmaten 1997-98 (Livsmedelsverket, 2002) och Riksmaten barn 2003 (Livsmedelsverket, 2006).

För att omvandla uppgifter från kostundersökningar till livsmedel som finns tillgängliga för sökning i Livsmedelsdatabasen behöver uppskattningar ofta göras, t.ex. räkna ut hur mycket av ett icke-processat livsmedel som ingår i en processad produkt. Om matvaneundersökningen inte bidragit med detaljerade uppgifter om recept utgår man från standardrecept. För att beräkna näringsinnehåll i tillagad mat används beräkningsfaktorer för att ta hänsyn till vattenförlust eller vattenupptag vid tillagningen. Korrigering för förlust av vissa vitaminer vid tillagning sker med hjälp av tidigare kända beräkningsfaktorer, medan det för mineralämnen och andra vitaminer inte görs korrigeringar.

En nackdel med nuvarande tillvägagångssätt är att spridning orsakat av variationer i näringsämnen i enskilda livsmedel inte beaktas. En nordisk rapport visar att skillnader mellan beräkningsfaktorer och beräkningsätt i de nordiska länderna är så stora att direkta jämförelser av näringsintag i länderna inte är möjligt (Nordiska Ministerrådet, 2000). Harmonisering av europeiska livsmedelsdata pågår inom projektet EuroFIR NEXUS (fram till juni EuroFIR, European Food Information Resource) (Eurofir, 2011).

C3 Livsmedelstillsatser

Exponeringsuppskattningar som utförts vid Livsmedelsverket inom detta område innefattar t.ex. artificiella sötningsmedel bland diabetiker (Ilbäck et al., 2003) och nitrat och nitrit bland barn (Larsson et al., 2011). Vid uppskattningen av intaget av

artificiella sötningsmedel identifierades de mest konsumerade lightprodukterna på den svenska marknaden via försäljningsuppgifter. Konsumtionen av de i undersökningen ingående livsmedlen studerades via ett frågeformulär skickat till målgruppen (vuxna och barn). Konsumtionsdata kombinerades sedan med maximalt tillåten mängd sötningsmedel i de specifika produkterna så att intaget av varje sötningsmedel kunde beräknas på individbasis. Vid uppskattningen av intaget av nitrat och nitrit användes Livsmedelsverkets matvaneundersökning för barn 2003 (Livsmedelsverket, 2006). Uppgifter om halter av nitrat och nitrit hämtades beroende på produkt från Livsmedelsverkets egna analyser av olika livsmedel alternativt med data via EFSA från 20 andra länder inom Europa samt från Svenskt Vatten.

C4 Bekämpningsmedel

C4.1 Växtskyddsmedel

Växtskyddsmedel används i huvudsak för att skydda växter och växtprodukter inom jordbruk, skogsbruk och trädgårdsbruk. Den följande texten tar upp exponeringsuppskattningar för kemiska växtskyddsmedel inom ramen för det vardagliga arbetet på Livsmedelsverket.

Det tillvägagångssätt som används inom EU för att fastställa att gränsvärden (MRL; Maximum Residue Level) och funna halter i kontrollen över MRL av växtskyddsmedel är säkra baseras främst på en internationellt överenskommen metodik för långtidsexponering utarbetad av WHO (WHO, 1997a; EFSA, 2007). Dessa riktlinjer ger även vägledning för hur riskvärdering av akut exponering (korttidsexponering) ska utföras. Konsumenternas livstidsexponering, och ibland akuta exponering, för bekämpningsmedelsrester genom livsmedelsprodukter bör utvärderas i enlighet med gemenskapens förfaranden och praxis, med beaktande av Världshälsoorganisationens riktlinjer (EG, 2005). Exponering jämförs mot toxikologiska referensvärden, för långtidsexponering mot ADI (acceptabelt dagligt intag) och för korttidsexponering mot ARfD (akut referensdos). Långtidsexponering täcker en daglig medelxponering över hela livslängden och korttidsexponering en period på 24 timmar.

Vid riskvärdering av EU MRL och funna halter i kontrollen bedöms konsumentexponeringen via en excelbaserad beräkningsmodell utvecklad av EFSA (PRIMo - Pesticide residue intake model). Modellen baseras på konsumtionsdata som lämnats av medlemsländerna. Modellen består av 22 nationella dieter för långtidsexponering och 19 för korttidsexponering (vissa medlemsländer har lämnat data för mer än en subpopulation). Svenska data på vuxna för kronisk exponering ingår men behöver uppdateras mot bakgrund av Livsmedelsverkets nya matvaneundersökningar och även inkludera svenska barns konsumtion. En sammanställning av svenska data för akut exponering saknas helt. Exempel på resultat från en exponeringsuppskattning i PRIMo redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Exempel på riskvärdering av en aktiv substans i växtskyddsmedel (lambdacyhalotrin) i PRIMo (excelbaserad beräkningsmodell utvecklad av EFSA). Första delen visar resultatet i form av en rapport, del två visar ett exempel på en av de ingående beräkningarna (akut riskvärdering för barn).

EFSA model for chronic and acute risk assessment - rev. 2_0		
Report: Lambda-cyhalothrin		
Status of the active substance: EU approved		LOQ (mg/kg bw): 0,02
Toxicological end points:	ADI (mg/kg bw/day): 0,005 (source: Dir 00/80)	ARfD (mg/kg bw): 0,0075 (source: Dir 00/80)
The risk assessment has been performed on the basis of current MRLs (Regulation (EC) No 396/2005) with available STMRs, HRs, processing factors and correction factors.		
Chronic risk assessment - refined calculations		
TMDI (range) in % of ADI: 4 - 61		No of diets exceeding ADI: --
Examples of MS diets and calculated values		
<u>MS Diet and highest calc.</u>	<u>IEDI / NEDI values in % of ADI</u>	
FR toddler	60,9	
NL child	56,5	
WHO Cluster diet B	29,6	
SE general population	21,9	
<u>Highest contributor</u>	<u>Commodities</u>	<u>IEDI / NEDI values in % of ADI</u>
FR toddler	Milk and cream	39,6
NL child	Milk and cream	29,3
WHO Cluster diet B	Olives for oil production	4,2
SE general population	Milk and cream	12,4
<u>2nd contributor</u>		
FR toddler	Bovine	3,7
NL child	Apples	3,8
WHO Cluster diet B	Milk and cream	3,2
SE general population	Bananas	1,3
<u>3rd contributor</u>		
FR toddler	Spinach	2,8
NL child	Bovine	3,4
WHO Cluster diet B	Bovine	3,0
SE general population	Potatoes	0,8
Acute risk assessment /children - refined calculations		
No of unprocessed commodities for which ARfD/ADI is exceeded (IESTI 1): 7		
<u>Highest % of ARfD/ADI</u>	<u>Commodities</u>	<u>pTMRL/ threshold MRL (mg/kg)</u>
734,4	Scarole (broad-leaf endive)	0,63 / 0,08
306,5	Kale	0,34 / 0,11
168,3	Chinese cabbage	0,34 / 0,2
146,9	Celery	0,24 / 0,16
112,3	Head cabbage	0,16 / 0,14
104,5	Apples	0,08 / 0,07
102,2	Leek	0,13 / 0,12
97,1	Pears	0,08 / -
93,3	Aubergines (egg plants)	0,28 / -
No of processed commodities for which ARfD/ADI is exceeded (IESTI 1): --		
<u>Highest % of ARfD/ADI</u>	<u>Commodities</u>	<u>pTMRL/ threshold MRL (mg/kg)</u>
87,7	Grape juice	0,2 / -
67,9	Apple juice	0,1 / -
66,0	Orange juice	0,1 / -
47,8	Peach juice	0,2 / -
32,0	Raspberries juice	0,2 / -
Acute risk assessment / adults / general population - refined calculations		
No of unprocessed commodities for which ARfD/ADI is exceeded (IESTI 1): 1		
<u>Highest % of ARfD/ADI</u>	<u>Commodities</u>	<u>pTMRL/ threshold MRL (mg/kg)</u>
161,9	Chinese cabbage	0,34 / 0,21
92,9	Aubergines (egg plants)	0,28 / -
92,4	Kale	0,34 / -
74,5	Scarole (broad-leaf endive)	0,63 / -
73,7	Celery	0,24 / -

EFSA model for chronic and acute risk assessment - rev. 2_0		
Report: Lambda-cyhalothrin		
No of processed commodities for which ARfD/ADI is exceeded (IESTI 1): --		
Highest % of ARfD/ADI	Commodities	pTMRL/ threshold MRL (mg/kg)
13,4	Orange juice	0,1 / -
10,3	Wine	0,2 / -
8,8	Apple juice	0,1 / -
5,4	Peach preserved with syrup	0,2 / -
2,5	Tomato (preserved-fresh)	0,1 / -

AKUT riskvärdering för barn (lambda-cyhalothrin)	IESTI calculation – Children		ARfD: 0,0075	
Code no. (1)	130010	130020	243020	251030
Examples of individual products	Apples	Pears	Kale	Scarole
MRL	0,1	0,1	1	1
individual value for calculation	0,08	0,08	0,34	0,63
MRL/HR/HR-p/STMR/STMR-p	HR	HR	HR	HR
Maximum food intake reported (g/kg bw)	20,72	14,35	9,71	17,49
percentile	97,5	97,5	97,5	97,5
EU member state (MS)	UK Infant	DE	NL	NL
body weight (kg)	8,7	16,15	17,1	17,1
large portion g/person	180,30	231,80	166,00	299,00
MS unit weight, edible portion (g)	112,00	206,50	165,00	353,40
case	2a	2a	2a	2b
variability factor (VF)	7	7	7	5
IESTI 1 (calculation with VF) µg/kg bw/day	0,0078	0,0073	0,0230	0,0551
% ARfD	104,5	97,1	306,5	734,4
alternative variability factor	5	5	5	5
IESTI 2 (calculation with alternative VF) (µg/kg bw)	0,0058	0,0052	0,0164	0,0551
% ARfD alternative variability factor) (µg/kg bw)	77,0	69,9	219,0	734,4
Threshold MRL IESTI 1 (mg/kg)	0,077		0,111	0,086
Threshold MRL IESTI 2 (mg/kg)			0,155	0,086

Uppskattning av långtidsexponering

Vid uppskattning av långtidsexponering är det konsumtionsmönster för längre perioder som är relevanta och inte variationer från dag till dag. För att bedöma exponeringen av bekämpningsmedelsrester på internationell nivå användes tidigare fem GEMS/Food regional diets (WHO, 2003), men dessa har ersatts av tretton GEMS/Food cluster diets (WHO, 2006; FAO/WHO, 2008).

Fram till 1997 gjordes uppskattningen av långtidsexponering enligt de första riktlinjerna som togs fram av WHO (WHO, 1989). TMDI (Theoretical Maximum Daily Intake) beräknas för en person med en kroppsvikt på 60 kg och uttrycks i procent av ADI genom att använda MRL och medelkonsumtionen för respektive livsmedel som sedan summeras för alla ingående livsmedel. Då TMDI bedöms ge en grov överskattning så granskades metodiken av WHO (WHO, 1997a). För att öka tillförlitlighet och noggrannhet föreslogs det att man skulle använda medianvärdet för resthalten i de kontrollerade fältförsöken (STMR) istället för MRL. Detta ger en IEDI (International Estimated Daily Intake) som även kan ta hänsyn till faktorer som resthaltsdefinition, resthalter under bestämningsgränsen (LOQ), resthalter i ätlig del, effekter på resthalter vid lagring, processning eller tillagning samt till andra kända användningar (t.ex. som veterinärmedicinskt preparat och/eller biocid). Om ADI överskrids vid beräkning av IEDI rekommenderar WHO att man ska överväga att ta med ytterligare relevanta data från t.ex. myn-

digheter och industri som nationella konsumtionsdata, nationell kontroll, andel behandlad gröda och andel som importeras. Detta ger en uppskattning av NEDI (National Estimated Daily Intake) (FAO, 2002).

Uppskattning av korttidsexponering

Scientific Committee on Plants (SCP, 1998) rekommenderade att vid fastställande av MRL inom EU så ska korttidsexponeringen av bekämpningsmedelsrester beaktas som rutin med den metodologi som rekommenderades vid en FAO/WHO konsultation (WHO, 1997b). Nuvarande EU praxis för att uppskatta korttidsexponeringen tar även in ändringar föreslagna vid efterföljande JMPR möten (FAO, 2002; FAO/WHO, 2003).

För att kvantifiera exponeringen under sämsta tänkbara förhållanden antas det att en konsument kan äta en stor portion (large portion (LP), motsvarar en högkonsument vid övre delen av distributionskurvan) som kan innehålla högre resthalter än det medelvärde som blir resultatet vid analys av ett samlingsprov. Den akuta uppskattningen görs separat för varje livsmedel då det anses osannolikt att en konsument ska äta två eller flera livsmedel som LP inom en kort tidsperiod och att dessa skulle innehålla högsta halt av samma bekämpningsmedel.

Beräkningen av IESTI (International Estimated Short Term Intake) kräver data på konsumtion av LP (vanligen 97,5:e percentilen från data på konsumtion under en dag) tillsammans med enhetsvikter för ätlig del av livsmedlen och kroppsvikter som är kopplade till respektive konsumtionsdata.

Beräkningarna innehåller fyra olika "case" (case 1, 2a, 2b och 3). Case 1 är det enklaste där resthalterna i ett samlingsprov motsvarar resthalterna i en måltid. Case 2 är när en enskild enhet i en måltid kan ha en högre resthalt än samlingsprovet, då resthalterna inte är enhetligt fördelade inom ett parti eller en sändning, och beräknas med en variationsfaktor. Case 2 delas i 2a och 2b där enhetens storlek är mindre eller större än LP. Case 3 medger att hänsyn tas till effekter från volym och blandning för processade produkter.

Vid beräkning av IESTI gäller följande definitioner: LP (large portion), 97,5:e percentilen av portionen för personer som konsumerat produkten ifråga; HR, högsta resthalt från ett samlingsprov; HR-P, högsta resthalt från processad produkt; bw, medelkroppsvikt för konsumentgruppen; U, enhetsvikt; v, variationsfaktor som appliceras på samlingsprovets resultat för att beräkna resthalten i en enhet med hög resthalt; STMR, supervised trials median residue; STMR-P, supervised trials median residue i processad produkt; P, processfaktor.

IESTI beräknas enligt följande ekvationer:

- Case 1, resthalten i samlingsprovet återspeglar resthalten i en måltid av produkten i fråga (enhetsvikten är <25 g). Case 1 används även för kött, lever, njure, ätliga slaktbiprodukter och ägg. Även spannmål, oljefröer och

torkade baljfrukter beräknas enligt case 1 när bekämpningsmedlet har applicerats efter skörd.

$$IESTI = \frac{LP * (HR \text{ or } HR - P)}{bw}$$

- Case 2, antas att resthalten i en enskild enhet (enhetsvikt >25 g) kan vara väsentligt högre än resthalten i ett samlingsprov, här används därför en variationsfaktor (förklaras mer nedan). Case 2 delas i 2a och 2b där enhetens storlek är mindre eller större än LP.

Case 2a, enhetsvikten för ätlig del är mindre än LP, antas att LP består av mer än en enhet. Den första enheten innehåller resthalter som motsvarar HR multiplicerad med variationsfaktorn, medan övrig del av LP innehåller resthalter på HR.

$$IESTI = \frac{U * (HR \text{ or } HR - P) * v + (LP - U) * HR \text{ or } HR - P}{bw}$$

Case 2b, antas att LP består av högst en enhet.

$$IESTI = \frac{LP * (HR \text{ or } HR - P) * v}{bw}$$

- Case 3, är relevant för processade produkter som mjöl, vegetabiliska oljor och fruktjuicer där effekter från volym eller blandning förekommer. STMR-P representerar den troliga högsta resthalten i ätlig del. Används även för mjölk, spannmål, oljefröer och torkade baljfrukter när bekämpningsmedlet har applicerats före skörd.

$$IESTI = \frac{LP * STMR - P}{bw}$$

Variationsfaktor

För produkter >25g per enhet görs beräkning av IESTI enligt case 2a och 2b, en måltid kan innehålla endast en eller ett fåtal enheter och resthalten kan vara avsevärt högre än medelvärdet i partiet beroende på variation mellan enheter. Vid riskvärdering används därför en variationsfaktor. Enligt JMPR (FAO/WHO, 1999), beror variationsfaktorn på enhetsvikt och på vilket sätt bekämpningsmedlet har applicerats. Hänsyn tas även till empiriska data som genererats för vissa produkter (Hamilton et al., 2004). Kriterierna för att välja variationsfaktor summeras nedan:

Produktkaraktäristisk	Variationsfaktor (v)
enhetsvikt >250 g (utom huvudkål)	5
enhetsvikt ≥ 25 g och ≤ 250 g	7
enhetsvikt ≥ 25 g och ≤ 250 g, vid jordbehandling med granulatpreparat	10
bladgrönsaker med enhetsvikt ≥ 25 g och ≤ 250 g	10
huvudsallat och huvudkål	3

En studie framtagen inom IUPAC utvärderade ett stort antal studier på variation i fältförsök och på den öppna marknaden. De rekommenderade att ett standardvärde på 3 tillämpas som variationsfaktor i avsaknad av mer exakt information (Hamilton et al., 2004). Vid 2003 års JMPR accepterades detta standardvärde för livsmedelsprodukter med en enhetsvikt >25 g (FAO/WHO, 2003). Eftersom information som samlats in i EU:s koordinerade kontrollprogram för bekämpningsmedelsrester, 1999-2002, indikerade att det i vissa fall var mer lämpligt med en högre variationsfaktor begärdes en vetenskaplig bedömning från EFSA:s PPR panel om tillgänglig information kan styrka att tidigare variationsfaktorer kan ersättas med en faktor på 3. Slutsatsen var att variationsfaktorns medelvärde i kontrollerade fältförsök är 2,8 och cirka 3,6 i prover från marknadsundersökningar samt att den "verkliga" variationsfaktorn kommer att underskattas i ungefär en tredjedel av intagsberäkningarna om ett standardvärde på 3 används (EFSA, 2005).

2005 gjorde JMPR en ny granskning av variationsfaktorn baserat på underlag från mer än 22 000 resthaltsresultat, inklusive data från bl.a. EFSA. Slutsatsen blev att ett standardvärde på 3 ska användas för enhetsvikter >25 g om inga empiriskt framtagna variationsfaktorer är tillgängliga (FAO/WHO, 2005).

EU har ännu inte accepterat ett standardvärde på 3 för variationsfaktorn. Hittills verkar det som att ett generellt standardvärde på 3 inte kan accepteras, det är ännu inte heller beslutat om variationsfaktorn på 7 kan ersättas med 5. Ett alternativ som diskuterats är att basera beräkningarna på MRL istället för STMR och HR och därigenom kunna acceptera en variationsfaktor på 3. Detta skulle även inne-

bära att beräkningarna blir mer transparenta och riskvärderingen lättare att kommunicera.

C4.2 Biocider

Biocidprodukter används för att skydda människor, husdjur och annan egendom mot skada från till exempel skadedjur eller mikroorganismer. I biocidförordningen (Europaparlamentet och Rådets förordning 825/2012) anges att det krävs en konsumentriskvärdering för biocider som kan tänkas komma i kontakt med mat, antingen direkt eller indirekt. Biocider delas in i 22 produkttyper av vilka en del används på ytor eller föremål där mat produceras, förvaras eller tillagas, och en del används vid behandling av livsmedelsproducerande djur eller i djurstallar. Exempel på användning av produkter som räknas som biocider och som kan kontaminera mat är: insekticider och repellenter som används på eller i närheten av livsmedelsproducerande djur, desinfektion av dricksvatten och apparater där mat produceras (glassmaskiner, mjölkkanläggningar), i kök, diskmedel, behandling av trä, material i kontakt med livsmedel, förpackningar, konserveringsmedel, insekticider i kök, både professionellt och i hemmet. Olika riktlinjer utarbetas av DRAWG (Dietary Risk Assessment Working Group) där Livsmedelsverket deltar aktivt; "Guidance on estimating livestock exposure to active substances used in biocidal products" och "Guidance on estimating transfer of biocidal active substances into foods professional use" och "Guidance on estimating transfer of biocidal active substances into foods, non- professional use". En fjärde riktlinje har utarbetats av DRAWG medlemmar tillsammans med medlemmar från Safety Working Party på EMA (Europeiska läkemedelsverket); "Guideline on risk characterisation and assessment of maximum residue limits (MRL) for biocides". En exponeringsbedömning görs för varje enskild biocidprodukt beroende på vilket användningsområde produkten har. Intaget beräknas för just den användning som är aktuell. Ibland används den matkorg som används för veterinärmedicinska läkemedel, ibland kan man använda den som används vid bedömning av växtskydd, eller ConsExpo och ibland speciella beräkningsgrunder som anges i de riktlinjer som håller på att utarbetas. Från och med 2014 kommer biocidarbetet att flyttas till ECHA och då kommer DRAWG arbetet att överföras till en ny arbetsgrupp under ECHA som kallas ARTFood WG. Denna arbetsgrupp kommer att fortsätta arbetet med exponering av biocider via mat.

C5 Veterinärmedicinska preparat

Läkemedel som används till livsmedelsproducerande djur ska godkännas för ett visst djurslag och en viss användning. För att bli godkända måste alla ingående ämnen vara utvärderade och inplacerade i Kommissionens förordning EU/37/2010. Gemensamma gränsvärden fastställs inom EU, via Europeiska läkemedelsverket (EMA). Metodiken är i princip samma som används av JECFA och Codex när de bedömer läkemedelsrester i livsmedel.

ADI för läkemedel som används på livsmedelsproducerande djur baseras på tre olika s.k. endpoints, toxikologiskt ADI, mikrobiologiskt ADI och farmakologiskt ADI. Det ADI som är lägst används vid beräkning av gränsvärden (maximum residue limits, MRL:s). ADI värdet kan därför ibland vara grundat på långtidseffekter men också ibland på akuta effekter, t.ex. farmakologiska effekter. När det gäller resthalter av läkemedel tar man inte hänsyn till den verkliga konsumtionen utan man använder en tänkt matkorg som används globalt och härrör från början från JECFA och Codex. Exponeringsuppskattningar för veterinärmedicinska preparat görs genom att utgå från de MRL som fastställts för olika vävnader: muskel, lever, njure, fett, mjölk, ägg och honung. MRL fastställs för en markörs substans som utgör resthaltsdefinitionen (modersubstans, metabolit eller modersubstans + metabolit). MRL ska reflektera fördelningen av markörs substansen i de olika vävnaderna. MRL fastställs så att det totala intaget inte överskrider ADI efter en konsumtion av den tänkta matkorgen.

Det totala intaget uppskattas genom att resthalten av markörs substansen (MRL) divideras med den kvot som man räknat ut att markörs substansen utgör av totala resthalten, i varje vävnad. Kvoten är ett mått på hur mycket substansen metaboliserats. Om substansen metaboliseras så att endast 30 procent av markörs substansen kvarstår blir det totala intaget från den vävnaden $MRL/0,3$. Beräkningen görs för varje vävnad och resultaten summeras sedan. Det totala intaget av resthalter som beräknats jämförs sedan med ADI. För att förhindra att konsumenten utsätts för läkemedelsrester fastställs sedan karenstiden, vilken är den tid som behövs för att resthalterna ska ha sjunkit under MRL i alla vävnader.

Referenser

EFSA. 2005. Opinion of the Scientific Panel on Plant health, Plant protection products and their Residues on a request from Commission related to the appropriate variability factor(s) to be used for acute dietary exposure assessment of pesticide residues in fruit and vegetables. The EFSA Journal 177, Parma. Italy.

EFSA. 2007. Reasoned opinion on the potential chronic and acute risk to consumers' health arising from proposed temporary EU MRLs according to Regulation (EC) no 396/2005 on maximum residue levels of pesticides in food and feed of plant and animal origin 15 March 2007.

EG. 2005. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 396/2005 av den 23 februari 2005 om gränsvärden för bekämpningsmedelsrester i eller på livsmedel och foder av vegetabiliskt och animaliskt ursprung och om ändring av rådets direktiv 91/414/EEG. EUT L 70, 16.3.2005, s. 1–16.

Eurofir. 2011. Available from: <http://www.eurofir.net/home>.

FAO. 2002. FAO manual: Submission and evaluation of pesticide residues data for the estimation of maximum residue levels in food and feed. FAO Plant Production and Protection Paper 170, Food Agricultural Organization, Rome, Italy.

FAO/WHO. 1999. Joint FAO/WHO Meetings on Pesticide Residues: Pesticide residues in food-1999. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group. FAO Plant Production Paper, 153, Rome, Italy.

FAO/WHO. 2003. Joint FAO/WHO Meetings on Pesticide Residues: Pesticide residues in food-2003. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group. FAO Plant Production Paper, 176, Rome, Italy.

FAO/WHO. 2005. Pesticide residues in food - 2005. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group. FAO Plant Production and Protection Paper, 183.

FAO/WHO. 2008. Dietary Exposure Assessment of Chemicals in Food, Report of a joint FAO/WHO consultation, Annapolis, Maryland, USA 2-6 May 2005.

Glynn, A., Sand, S., Becker, W. (2013) Risk and benefit assessment of herring and salmonid fish from the Baltic Sea Area. Livsmedelsverkets rapport nr 21.

Hamilton, D., Ambrus, A., Dieterle, R., Felsot, A., Harris, C., Petersen, B., Racke, K., Wong, S.S., Gonzalez, R., Tanaka, K., Earl, M., Roberts, G., Bhula, R. 2004. Pesticide residues in food – acute dietary exposure. *Pest. Management Science* 60, 311.

Ilbäck, N.G., Alzin, M., Jahri, S., Enghardt Barbieri, H., Busk, L. 2003. Estimated intake of the artificial sweeteners acesulfame-K, aspartame, cyclamate and saccharin in a group of Swedish diabetics. *Food Addit. Contam.* 20, 99-114.

Larsson, K., Darnerud, P.O., Ilbäck, N.G., Merino, L. 2011. Estimated dietary intake of nitrite and nitrate in Swedish children. *Food Addit. Contam.* 28, 659-666.

Livsmedelsverket. 2002. Riksmaten 1997-98. Kostvanor och näringsintag i Sverige. Metod- och resultatanalys. Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. 2006. Riksmaten – barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige. Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. 2012. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. Resultat från matvaneundersökning genomförd 2010-11. Uppsala: Livsmedelsverket.

Nordiska Ministerrådet, Norfoods. 2000. Intagsberäkningar av kostdata i Norden. En jämförelse av näringsdata, beräkningsfaktorer och beräkningsmetoder. Tema Nord:522. 2002, Köpenhamn: Nordiska Ministerrådet. 74.

Petterson-Grawé, K., Concha, G., Ankarberg, E. 2007. Riskvärdering av metylkvicksilver i fisk. SLV Rapport 10.

Sand, S., and Becker, W. 2012. Assessment of dietary cadmium exposure and population health concern including scenario analysis. Food Chem. Toxicol. 50, 536-544.

SCP. 1998. Opinion of the Scientific Committee on Plants regarding variable pesticide residues in fruit and vegetables. Opinion expressed by Scientific Committee on Plants on 14 July 1998.

Svensson, K., Abramsson, L., Becker, W., Glynn, A., Hellenäs, K-E., Lind, Y., Rosen, J. 2003. Dietary intake of acrylamide in Sweden. Food Chem. Toxicol. 41, 1581-1586.

WHO. 1989. Guidelines for Predicting Dietary Intake of Pesticides Residues. GEMS/Food (E, S, F), World Health Organization, Geneva.

WHO. 1997a. Guidelines for predicting dietary intake of pesticide residues (revised). Prepared by the Global Environment Monitoring System - food contamination monitoring and assessment programme (GEMS/Food) in collaboration with the Codex Committee on Pesticide Residues, WHO/FSF/FOS/97.7. WHO, Geneva, Switzerland.

WHO. 1997b. Food consumption and exposure assessment of chemicals. Report of a FAO/WHO Consultation of 10-14 February 1997. WHO, Geneva, Switzerland.

WHO. 2003. GEMS/Food Regional Diets, Global Environment Monitoring System/Food Contamination Monitoring and Assessment Programme, Food Safety Department. WHO, Geneva, Switzerland.

WHO. 2006. GEMS/Food Consumption Cluster Diets, Global Environmental Monitoring System - Food Contamination monitoring and Assessment Programme (GEMS/Food). WHO, Geneva, Switzerland.

1. Contaminants and minerals in foods for infants and young children – analytical results, Part 1, by V Öhrvik, J Engman, B Kollander and B Sundström.
Contaminants and minerals in foods for infants and young children – risk and benefit assessment, Part 2 by G Concha, H Eneroth, H Hallström and S Sand.
Tungmetaller och mineraler i livsmedel för spädbarn och småbarn. Del 3 Risk- och nyttohantering av R Bjerselius, E Halldin Ankarberg, A Jansson, I Lindeberg, J Sanner Färnstrand och C Wanhainen.
Contaminants and minerals in foods for infants and young children – risk and benefit management, Part 3 by R Bjerselius, E Halldin Ankarberg, A Jansson, I Lindeberg, J Sanner Färnstrand and C Wanhainen.
2. Bedömning och dokumentation av näringsriktiga skolluncher – hanteringsrapport av A-K Quetel.
3. Gluten i maltdrycker av Y Sjögren och M Hallgren.
4. Kontroll av bekämpningsmedelsrester i livsmedel 2010 av A Wannberg, A Jansson och B-G Ericsson.
5. Kompetensprovning: Mikrobiologi – Livsmedel, Januari 2013 av L Nachin, C Normark och I Boriak.
6. Från jord till bord – risk- och sårbarhetsanalys. Rapport från nationellt seminarium i Stockholm november 2012.
7. Cryptosporidium i dricksvatten – riskvärdering av R Lindqvist, M Egervärn och T Lindberg.
8. Kompetensprovning: Mikrobiologi – Livsmedel, April 2013 av L Nachin, C Normark, I Boriak och I Tillander.
9. Kompetensprovning: Mikrobiologi – Dricksvatten, 2013:1, mars av T Šlapokas och K Mykkänen.
10. Grönsaker och rotfrukter – analys av näringsämnen av M Pearson, J Engman, B Rundberg, A von Malmborg, S Wretling och V Öhrvik.
11. Riskvärdering av perfluorerade alkylsyror i livsmedel och dricksvatten av A Glynn, T Cantilana och H Bjerme.
12. Kommuners och Livsmedelsverkets rapportering av livsmedelskontrollen 2012 av L Eskilsson.
13. Kontroll av rests substanser i levande djur och animaliska livsmedel. Resultat 2011 av I Nordlander, B Aspenström-Fagerlund, A Glynn, I Nilsson, A Törnkvist, A Johansson, T Cantillana, K Neil Persson Livsmedelsverket och K Girma, Jordbruksverket.
14. Norovirus i frysta hallon – riskhantering och vetenskapligt underlag av C Lantz, R Bjerselius, M Lindblad och M Simonsson.
15. Riksprojekt 2012 – Uppföljning av de svensk salmonellagarantierna vid införsel av kött från nöt, gris och fjäderfä samt hönsägg från andra EU-länder av A Brådenmark, Å Kjellgren och M Lindblad.
16. Trends in Cadmium and Certain Other Metal in Swedish Household Wheat and Rye Flours 1983-2009 by L Jorhem, B Sundström and J Engman.
17. Miljöpåverkan från animalieprodukter – kött, mjölk och ägg av M Wallman, M Berglund och C Cederberg, SIK.
18. Matlagningfettets och bordsfettets betydelse för kostens fettkvalitet och vitamin D-innehåll av A Svensson, E Warensjö Lemming, E Amcoff, C Nälsén och A K Lindroos.
19. Mikrobiologiska risker vid dricksvattendistribution – översikt av händelser, driftstörningar, problem och rutiner av M Säve-Söderbergh, A Malm, R Dryselius och J Toljander.
20. Mikrobiologiska dricksvattenrisker. Behovsanalys för svensk dricksvattenförsörjning – sammanställning av intervjuer och workshop av M Säve-Söderbergh, R Dryselius, M Simonsson och J Toljander.
21. Risk and Benefit Assessment of Herring and Salmonid Fish from the Baltic Sea Area by A Glynn, S Sand and W Becker.
22. Synen på bra matvanor och kostråd – en utvärdering av Livsmedelsverkets råd av H Enghardt Barbieri.
23. Revision av Sveriges livsmedelskontroll 2012 – resultat av länsstyrelsernas och Livsmedelsverkets revisioner av kontrollmyndighete av A Rydin, G Engström och Å Eneroth.
24. Kött – analys av näringsämnen: hjort, lamm, nötdjur, ren, rådjur, vildsvin och kalkon av V Öhrvik.
25. Akrylamid i svenska livsmedel – en riktad undersökning 2011 och 2012 av Av K-E Hellenäs, P Fohgelberg, U Fäger, L Busk, L Abramsson Zetterberg, C Ionescu, J Sanner Färnstrand.
26. Kompetensprovning: Mikrobiologi – Livsmedel, oktober 2013 av L Nachin, C Normark och I Boriak.
27. Kompetensprovning: Mikrobiologi – Dricksvatten, september 2013 av T Šlapokas och K Mykkänen.
28. Sammanställning av analysresultat 2008-2013. Halt av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i livsmedel – matfetter, spannmålsprodukter, kosttillskott, choklad, grillat kött och grönsaker av S Wretling, A Eriksson och L Abramsson Zetterberg.

1. Exponeringsuppskattningar av kemiska ämnen och mikrobiologiska agens – översikt samt rekommendationer om arbetsgång och strategi av S Sand, H Eneroth, B-G Ericsson och M Lindblad.