



Uttalelse fra Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden

2. mars 2005

Kommentar til risikovurdering av forurensede sedimenter

SPØRSMÅL FRA MATTILSYNET

Risikovurdering av forurensede sedimenter – sak fra SFT

Mattilsynet har mottatt en henvendelse fra Statens forurensningstilsyn (SFT) vedrørende et system for risikovurdering av forurensede sedimenter, se vedlegg.

En del av systemet for risikovurdering for forurensede sedimenter tar for seg human eksponering for miljøgifter og mulig helserisiko. I den anledning ønsker SFT tilbakemelding på en del spørsmål. Etter det Mattilsynet kan se, er dette spørsmål som faller inn under VKMs ansvarsområde (risikovurdering).

Mattilsynet vil derfor med dette gjerne be vitenskapskomiteen om en tilbakemelding på de spørsmål som SFT stiller.

SFT har fått utviklet et system for risikovurdering av forurensede sedimenter som er utarbeidet av NIVA/NGI. Systemet baserer seg på en vurdering av:

1. risiko for spredning av forurensning til andre områder
2. risiko for humanhelse gjennom ulike eksponeringsveier
3. risiko for økosystemet

SFT ønsker å få avklart om den delen av systemet for risikovurdering av forurensede sedimenter som gjelder vurdering av helserisiko, samsvarer med risikovurdering av miljøgifter knyttet til annen eksponering. I den forbindelse ønsker SFT tilbakemelding på følgende spørsmål:

1. For å beregne grenseverdiene for humanhelse er det tatt utgangspunkt i Maksimal tolerabel Risiko verdier (MTR) fra en Nederlandsk kilde (Baars, et al., 2001, Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701025. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.). Vi ønsker tilbakemelding på om disse MTR verdier er i overensstemmelse med de som anvendes i Norge, ev. en tilbakemelding om verdier Mattilsynet mener bør brukes.
2. Når det gjelder akseptabel eksponering til sedimentrelaterte kilder inklusiv inntak av fisk er det tatt utgangspunkt i 10% av MTR verdien. Dette skaper en sikkerhet med hensyn til

eksponering fra andre kilder. Er 10% MTR grensen i samsvar med Mattilsynets praksis når det gjelder kostholdsråd?

3. Basert på grenseverdiene som er utarbeidet for trinn I og de biokonsentrasjonsfaktorer som anvendes kan det beregnes et "akseptabel nivå" i fisk (se vedlagt regneark). Hvordan forholder disse beregnede nivåene seg til kostholdsrådene som gjelder for norske fjorder og kystnære områder?

FAGGRUPPENS KOMMENTARER TIL SPØRSMÅLENE FRA SFT

1. For å beregne grenseverdiene for humanhelse er det tatt utgangspunkt i Maksimal Tolerabel Risiko verdier (MTR) fra en Nederlandsk kilde. SFT ønsker tilbakemelding på om disse MTR verdier er i overensstemmelse med de som anvendes i Norge, ev. en tilbakemelding om verdier Mattilsynet mener bør brukes.

Vurdering av helserisiko i forbindelse med eksponering for miljøgifter via matvarer baserer seg hovedsakelig på sikkerhetsvurderinger (safety assessments) fra internasjonale ekspertgrupper. Sikkerhetsvurderingene tar utgangspunkt i eksperimentelle resultater fra forsøksdyr og epidemiologiske data der de finnes. Den viktigste eksponeringen for de fleste miljøgifter er via mat. Ulike internasjonale ekspertkomiteer på mattrygghetsområdet har sikkerhetsvurdert en rekke miljøgifter (se tabell 1). JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) har lengst erfaring med slike risikovurderinger. I EU er det nå de vitenskapelige panelene i EFSA som foretar slike risikovurderinger. Tidligere var det EUs vitenskapelige komité for mat (SCF). Nasjonalt er det også utarbeidet risikovurderinger for miljøgifter. Dette har stort sett blitt gjort på stoffer der det mangler internasjonale vurderinger eller der særnorske forhold fører til en annen eksponering i befolkningen. I dag er det Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) som har ansvar for å risikovurdere miljøgifter, tidligere var det SNTs vitenskaplige komité.

Sikkerhetsvurderingene tar for mange av stoffene utgangspunkt i at kritiske effekter først opptrer ved overskridelse av en viss doseterskel (dette gjelder for stoffer som ikke er gentoksiske). Tolerable eksponeringer for slike stoffer angis ved at nulleffektsdosene for de kritiske effektene divideres med en usikkerhetsfaktor. Det fastsettes et såkalt tolerabelt daglig inntak, TDI, som er den mengden en person kan innta hver dag gjennom hele livet uten at dette anses som helsemessig betenkelig. Siden de fleste miljøgifter oppholder seg meget lenge i kroppen, angis ofte et tolerabelt ukentlig inntak (TWI) eller sågar tolerabelt månedlig inntak (TMI).

For mutagene kreftfremkallende (gentoksiske) stoffer finnes det ikke noen nedre grense for helseskadelig effekt, det vil si en så lav dose at den ikke gir DNA-mutasjoner. Det er derfor heller ikke mulig å fastsette tolerable inntak (TDI, TWI). Da det antas at det ikke foreligger en nedre terskel for effekt av gentoksiske stoffer, er det vanlig å ekstrapolere ned til en dose der risikoen er så lav at den kan anses for å være tolerabel eller neglisjerbar (beskyttelsesnivå). Det har vært vanlig blant annet i WHO å regne en dose som ved daglig eksponering hele livet gir en kreftrisiko på 10^{-5} (1 av 100 000) som neglisjerbar og dermed tolererbar. I henhold til risikoanalyseprinsippet er det politikerne som skal fastsette beskyttelsesnivå for sin befolkning. Det er viktig å holde inntaket av gentoksiske stoffer så lavt som mulig.

Risikovurderinger av konkrete situasjoner/nivåer i f eks fisk foretas med utgangspunkt i de ovenfor nevnte sikkerhetsvurderingene og eksponeringsdata (data for hvor mye av den

aktuelle matvaren f eks fiskefilet, -lever, skjell som spises). Det må i den sammenheng også tas hensyn til eksponering fra andre næringsmidler.

I SFTs forslag til risikovurdering av forurensede sedimenter er det antatt ulike eksponeringsveier i tillegg til inntak via fisk og skalldyr for å beregne en livstidsbelastning som sammenlignes med MTR-verdiene. Nedenfor er det satt opp en tabell for de forbindelsene som SFT har oppgitt MTR-verdier for i sin risikovurdering av forurensede sedimenter og tilsvarende tolerable inntaksverdier som benyttes i risikovurdering av fremmedstoffer i mat.

Tabell 1: Oversikt over MTR-verdier benyttet i forslag til risikovurdering av forurensede sedimenter og TDI-verdier som benyttes i risikovurdering av fremmedstoffer i mat. Hvis annet ikke er markert er resultatene oppgitt i mg per kilo kroppsvekt per dag eller uke. For TDI/TWI-verdiene, er ekspertgruppene som har risikovurdert stoffet angitt under kilde.

Stoff	Risikovurderingen av forurensede sedimenter	Risikovurdering av fremmedstoffer i mat		
	MTR human Mg k.v./kg/dag	TDI mg/kg k.v./dag	TWI mg/kg k.v./uke	Kilde
Arsen	0,001		0,015 ¹	JECFA
Bly	0,0036		0,025	JECFA
Kadmium	0,0005		0,007	JECFA
Kopper	0,14	0,05-0,5 ²		JECFA
Krom	0,005			
Kvikksølv	0,0001		0,0016 ³	JECFA
Nikkel	0,05			
Sink	0,5	0,3-1 ⁴		JECFA
Benzo (a) pyren	0,0005	1,22 ng/kg k.v./dag ⁵ Så lavt som rimelig mulig ⁷		SNTs VK SCF
PAH	0,03-0,005	60 ng/kg k.v./dag ⁶ Så lavt som rimelig mulig ⁷		SNTs VK SCF
PCB ₇ (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	0,00001			
DDD	0,0005			
DDE	0,0005			
DDT	0,0005	0,01		JECFA
tri-butyltin oxide	0,0004	0,0003		WHO, SNTs VK
Tri-fenyltin	0,0004			
Trifenyltinhydroxide	0,0004			
2,3,7,8-TCDD	0,000000001 = 1 pg		14 pg TE/kg k.v./uke ⁸	SCF
PCB 105	0,000000001 = 1 pg		Beregnet inn i TWI for dioksiner	
PCB 126	0,000000001 = 1 pg		Beregnet inn i TWI for dioksiner	

¹ Gjelder uorganisk arsen. Sikkerhetsmarginen er liten.

² Anbefalt daglig inntak – maksimum tolerabelt daglig inntak.

³ Gjelder for metylkvikksølv.

⁴ Anbefalt daglig inntak – maksimum tolerabelt daglig inntak

⁵ Basert på livstidsrisiko på 10⁻⁵. Antatt at B(a)P opptrer i en blanding med andre PAH.

⁶ Basert på livstidsrisiko på 10⁻⁵. Estimert fra risikovurderingen av B(a)P og ut i fra at PAH blandingen inneholder 2 % B(a)P.

⁷ Genetoksiske stoffer har ikke en terkelverdi, og internasjonalt er det derfor ikke fastsett TDI/TWI for disse stoffene.

⁸ Gjelder for sum toksiske ekvivalenter (TE) for dioksiner (17) og dioksinliknende PCB (12). Oppgis i pg.

De fleste av MTR-verdiene som er foreslått i risikovurderingen for forurensende sedimenter er enten lavere eller av samme størrelsesorden som de fastsatte TDI/TWI-verdier. MTR-verdiene for PAH og benzo(a)pyren er imidlertid høyere enn de tolerable inntaksverdiene som er vanlig å bruke i forbindelse med eksponeringsvurdering av disse stoffene fra maten.

Dioksiner og dioksinliknende PCBer ses under ett når norske matmyndigheter risikovurderer denne stoffgruppen. Vurdering av kun 2,3,7,8-TCCD alene gir ikke noe godt bilde på hvor mye dioksiner som er tilstede i prøven. Det er i alt utarbeidet omregningsfaktorer for 17 dioksiner og 12 PCBer. Andre PCBer har ikke dioksinliknende egenskaper, og pr. i dag finnes det ikke internasjonale helsevurderinger av ikke-dioksinliknende PCBer. Inntil videre har PCB blitt vurdert ved at de dioksinliknende PCBer er inkludert i dioksinbegrepet. EFSA arbeider imidlertid med å risikovurdere disse ikke-dioksinliknende PCBene og rapporten skal etter planen foreligge i 2005. Analyser av PCB₇ er ikke godt egnet for å vurdere om sjømat kan være helseskadelig å spise.

Maksimal tolerabel risikoverdier (MTR) er oppgitt å komme fra en nederlandsk kilde (rapporten er ikke vedlagt i bestillingen). I forslag til risikovurdering fra SFT er det ikke beskrevet hvordan og på hvilket grunnlag disse MTR verdiene er beregnet. Faggruppen finner det derfor ikke mulig å kommentere om disse verdiene baserer seg på samme datagrunnlag som de tolerable inntaksverdiene som er utarbeidet i internasjonale ekspertgrupper på mattrygghetsområdet. De MTR verdiene som er foreslått fra Nederland virker ikke å være i overensstemmelse med de TDI/TWI verdier som anvendes av Mattilsynet. De TDI/TWI verdier for de enkelte fremmedstoffer som Mattilsynet til en hver tid forholder seg til er de som godkjennes av internasjonale ekspert organer for mat i EU og CODEX.

2. Når det gjelder akseptabel eksponering til sediment-relaterte kilder inklusiv inntak av fisk er det tatt utgangspunkt i 10 % av MTR verdien. Dette skaper en sikkerhet med hensyn til eksponering fra andre kilder. Er 10 % MTR grensen i samsvar med Mattilsynets praksis når det gjelder kostholdsråd?

Den reelle eksponeringen for en miljøgift i fisk og skalldyr vil variere fra stoff til stoff og med kostholdet i ulike befolkningsgrupper. Hvilket stoff det dreier seg om, hvilke kjemiske former stoffet foreligger i og hvilke spiselige organismer/deler av organismer som oppkonsentrerer det aktuelle stoffet vil også ha betydning for eksponeringen. Det er således svært mange faktorer som påvirker den biologiske tilgjengeligheten til det aktuelle stoffet. Inntaket av de forskjellige miljøgiftene varierer i den norske befolkningen. For eksempel viser beregninger at inntaket av dioksiner og dioksinliknende PCBer i et gjennomsnittlig kosthold er på samme nivå som den fastsatte TWI-verdien, mens inntaket av bly er langt lavere enn den fastsatte TWI-verdien. Forskjell i bakgrunnseksponering for disse stoffene i befolkningen i forhold til tolerable inntaksverdier vil være førende for andel sjømat som kan tolereres som konsum fra forurensede områder.

Det finnes ikke norske data som kan anvendes for å vurdere om 10 % av MTR-verdiene er realistiske i forhold til å beskytte forbrukerne. Faggruppen antar imidlertid at det er et konservativt estimat at kun 10 % av MTR-verdiene benyttes for eksponering fra forurensede sedimenter.

3. Basert på grenseverdiene som er utarbeidet for trinn I og de biokonsentrasjonsfaktorer som anvendes kan det beregnes et "akseptabel nivå" i fisk. Hvordan forholder disse beregnede nivåene seg til kostholdsrådene som gjelder for norske fjorder og kystnære områder?

Begrepet "akseptabelt nivå i fisk" for ulike miljøgifter er basert på den nederlandske modellen. Dette betyr at en kan ut fra innholdet av miljøgiften i sedimentet beregne hva som vil være akseptabelt nivå av tilsvarende miljøgift i fisk i området. Faggruppen er svært kritisk til denne fremgangsmåten. Hva er "fisk" i denne sammenhengen? Er det liten fisk eller stor fisk (alderen betyr svært mye for både persistente organiske miljøgifter og metaller)? Hvilken art er det (mager eller feit)? Hvilket organ er det (filet, lever, hel fisk)? Hva med annen sjømat? Det er liten grunn til å tro at en vil komme opp med fornuftige tall for hva som kan forventes av miljøgifter i "fisk" med bakgrunn i sedimentkonsentrasjoner, unntatt for stasjonær fisk i svært begrensede resipienter. En har heller ikke kunnskap om den biologiske tilgjengeligheten av den aktuelle miljøgiften fra sediment til de sedimentlevende organismene. Hvordan kan det da la seg gjøre å komme opp med realistiske konsentrasjoner i "fisk" som er en slik uensartet gruppe organismer?

Som sagt over vil "akseptabelt nivå" variere med organisme/-del av organisme og sannsynlig inntak av den aktuelle matvaren. I tabell 2 vises en oversikt over konsentrasjonene i fisk som er beregnet å være akseptable i SFTs forslag til risikovurdering av forurensede sedimenter. Av tabellen nedenfor synes nivået av bly i fisk å være høyt. Nivået av bly i fiskefilet fanget utenfor forurensede områder ligger på <0,005-0,01 mg/kg (tall fra Miljødatabasen, NIFES).

I norske havner og fjorder er det gitt kostholdsråd for skjell når B(a)P-nivået ligger mellom 3,5 og 5 µg/kg. I forslag til risikovurdering av forurensede sedimenter er konsentrasjon av B(a)P i fisk foreslått å være 53 µg/kg (0,053 mg/kg). De foreslåtte nivåene for de andre PAH-forbindelsene i fisk er også mye høyere enn hva norske matmyndigheter anser som tolerable.

Tabell 2: Oversikt over konsentrasjoner i fisk som er beregnet til å være akseptable nivåer i fisk i forslag til risikovurdering av forurensede sedimenter.

Stoff	Konsentrasjon i fisk mg/kg våt vekt	Stoff	Konsentrasjon i fisk mg/kg våt vekt
Arsen	0,045	PCB ₇ (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	0,00335-0,14950
Bly	0,205	DDD	0,0198
Kadmium	0,012	DDE	0,0223
Kopper	0,210	DDT	0,0210
Krom	0,052	tri-butyltin oxide	0,1458
Kvikksølv	0,001	Tri-fenyltin	0,0052
Nikkel	0,150	Trifenyltinhydroxide	0,1458
Sink	9,546	2,3,7,8-TCDD	0,0000000985
Benzo (a) pyren	0,053	PCB 105	0
PAH	0,049-5,039	PCB 125	0

For kvikksølv er situasjonen motsatt. I tabell 2 er 0,001 mg/kg våtvekt satt som akseptabelt nivå for kvikksølv i fisk. Norsk og internasjonal grenseverdi for kvikksølv i de fleste fiskearter er 0,5 mg/kg våtvekt, mens grenseverdien for predatorfisk er 1 mg/kg våtvekt. Innholdet av kvikksølv i all fisk, uansett fangssted, er stort sett over grensen for akseptable nivåer for kvikksølv i forslag til risikovurdering av forurensede sedimenter. Lignende resonnement kan også anføres for arsen.

KONKLUSJON

Faggruppen mener at vurderinger av human risiko ved inntak av miljøgifter bør baseres på verdier for tolerabelt inntak beregnet av internasjonale ekspertgrupper innen mattrygghet. Slike verdier er fastsatt for nettopp dette formål og benyttes ved all annen risikovurdering av miljøgifter i kosten. Den foreslåtte metoden vil ikke være et alternativ til TWI/TDI verdier for miljøgifter utarbeidet av ekspertgrupper innen matvaretrygghet.

VURDERT AV

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden:

Janneche Utne Skåre (leder), Jan Alexander, Tore Aune, Marc Berntssen, Kari Grave, Kåre Julshamn, Helle Katrine Knutsen, Helle Margrete Meltzer, Ole Bent Samuelsen

Koordinator fra Sekretariatet: Marie Louise Wiborg