



Fylkesmannen i
Nordland



Rana kommune

Tiltaksplan for Indre Ranfjorden, Nordland fylke.

Sluttrapport Fase II - Opprydding i forurensede sedimenter



RAPPORT fra Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelinga, og Rana kommune er en publikasjonsserie hos respektive myndighet som presenterer resultater fra undersøkelser og utredninger som foretas i myndighetens regi. Formålet er blant annet å spre informasjon om miljøvernspørsmål til en videre krets av interesserte. Rapporten er tilgjengelig på Fylkesmannens og Rana kommunes hjemmesider.

RAPPORTEN gis hovedsakelig ut på nett, og mangfoldiggjøres etter behov
Trykk/layout: Fylkesmannen i Nordland og Rana kommune

ISBN 82-92558-28-4 Fylkesmannen i Nordland Rapport nr. 02-2007

Henvendelser kan rettes til:

Fylkesmannen i Nordland
Miljøvernavdelinga
Statens hus
8001 Bodø

Rana kommune
Rådhuset
8601 Mo i Rana

Forfattere:

Kristina Myrvang
Overingeniør
Miljøvernavdelinga, Fylkesmannen i Nordland

Spesielt takk til styringsgruppen og til Sten Bruaas hos Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelinga, for innspill og korrektur.

Forsidebilde: Mo i Rana havn og industripark – 08.08.1986 (øvre bilde) og 2006 (nedre bilde). Foto: Rana Havnevesen

1. Introduksjon	2
1.1 Bakgrunn	2
1.2 Indre Ranfjorden	2
1.2 Formål	3
1.3 Avgrensning av arbeidet	3
1.4 Definisjoner	3
2. Organisering	4
2.1 Styringsgruppen	5
2.2 Arbeidsgrupper	7
3. Miljømål	7
3.1 Miljømål	7
3.2 Miljømåloppnåelse	8
4 Faktagrunnlag	9
4.1 PAH	9
4.2 Myndighet og konsesjoner	9
4.3 Utredningsområde	10
4.4 Miljøtilstanden i Ranfjorden	16
4.5 Tilførsel av PAH til indre Ranfjorden	18
4.6 Tiltak og måloppnåelse	21
5. Tiltaksplan	22
5.1 Arbeidsgrupper	22
5.2 Tiltaksalternativ	23
5.3 Gjennomføring av tiltak og tidsplan	26
6. Økonomisk analyse	26
6.1 Kostnadsoversikt	26
6.2 Fordelingsmodell	27
7 Referanser	28
8 Vedlegg	29
8.1 Vedlegg A: PAH – om PAH og bestemmelse av PAH	29
8.2 Vedlegg B: VKM og Mattilsynrapport	32

FORORD

Tiltaksplanen er blitt utarbeidet av styringsgruppen for Indre Ranfjorden. Planen er et ledd i regjeringens handlingsplan for forurensede sedimenter (jf St. meld 12 "Rent og rikt hav", 2001-2002). Finansiell støtte fra Statens forurensningstilsyn (SFT) og midler fra regional differensiert arbeidsgiveravgift (RDA midler) har gjort utredningsarbeider og rapportskrivning mulig. Planen er en oppfølging av kommunale målsetninger for fjorden og følger de politiske ambisjonene som Rana kommune har lagt til grunn for kommunens strategiplan for Mo i Rana som kompetanseby med fremtidsretta fokus.

Tiltaksplanen skal danne grunnlag for gjennomføring av tiltak i regi av de ansvarlige for forurensningen og for myndighetenes virkemiddelsbruk. Planen er ikke juridisk bindende, men fungerer som et praktisk styringsverktøy for berørte virksomheter, Rana kommune og sentrale myndigheter. I arbeidet med *EUs rammedirektiv for vann*, er det naturlig at tiltaksplanen tas med i karakteriseringsarbeidet og tiltaksprogrammet. Likeså er det naturlig at reduksjon i utslipp av tjærestoffer er i tråd med regjeringens handlingsplan "Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid" (*St. meld.14, 2006-2007*).

Styringsgruppens medlemmer har bidratt med kunnskap, assistanse ved prøvetakinger, stilt møterom til disposisjon, gitt innspill og satt av tid til arbeidet. Gruppen har vært ledet av Johan Petter Røssvoll. Fylkesmannen i Nordland har fungert som sekretariat, og har sammenstilt fremkomne opplysninger og dokumentasjon i denne rapporten. Styringsgruppen ønsker å takke alle for deres bidrag.

Styreleder: Johan Petter Røssvoll (politisk ledelse)
Medlemmer: Arnold Alterskjær (Mattilsynet)
Trond Eriksen (KIAS)
Rolf Jensen (Mo Industripark)
Henrik Johansen (Helgeland avfallsforedling)
Kyrre Johansen (Rio Doce Manganese Norway)
Haldor A. Gundersen (Ruukki Profiler)
Terje Guttormsen (Rana Gruber)
Øyvind Kvitnes (Fesil Rana metall)
Hilde Sofie Masterdalshei (Rana kommune)
Per Anders Nygård (Mo i Rana Havnevesen)
Snorre Petersen (Fundia Armeringsstål)

Sekretariat: Oddlaug E. Knutsen (Fylkesmannen i Nordland)
Kristina Myrvang (Fylkesmannen i Nordland)

Statens forurensningstilsyn (SFT) har vært observatør i gruppen. Mo Asfaltverk, Eka Chemicals Rana, Hydro Texaco (Hauknes), Terrateam og Veidekke er holdt løpende orientert.

Mo i Rana 16.03.2007

Johan Petter Røssvoll
Leder for styringsgruppen

Roar Høgsæt
Fylkesmiljøvernleder i Nordland

SAMMENDRAG

Tiltaksplanen for Indre Ranfjorden omhandler tiltak for å redusere tilførsel av tjærestoffer til fjorden slik at dagens kostholdsråd kan oppheves. Feltundersøkelser og modellsimuleringer peker på at utslippene fra landbaserte kilder må reduseres med 40-60% i 2007 for at målet skal nås i 2009. Tiltak i sedimentene alene vil kun ha marginal effekt.

- Miljøtilstanden i Ranfjorden er generelt blitt mye bedre siden slutten av 1980-tallet. Forbedringen skyldes omlegging i industrien og en rekke utslippsreducerende tiltak over tid. Dersom utslippene reduseres ytterligere ser det ut til at fjorden kan friskmeldes i en nær fremtid. Det vil da være den andre fjorden i Nordland som kan friskmeldes på kort tid.
- Utslipp fra Mo Industripark og avrenning fra gjenværende forurensning i Koksverkstomta er de største kildene til tjærestoffer i tiltaksområdet.
- Landbaserte kilder og i noen grad oppvirvling av sedimenter på de grunne områdene utenfor kaianleggene bidrar til dagens kostholdsråd.
- Tjærestoffene sitter hardt bundet i sedimentene. Tiltak i sedimentene vil derfor kun ha marginal effekt. Innsatsen må derfor rettes mot de landbaserte kildene, og det er i denne forbindelse en nødvendig forutsetning at disse reduseres med 40-60% i 2007 for å nå målet i 2009.
- Tiltaksplanen beskriver fire større tiltak:

Tiltak 1: Gjennomføring av aktuelle tiltak basert på materialstrømanalyse av tjærestoffer i aktuelle påslipp til industriens hovedkloakk og uttesting av renseløsninger.

Tiltak 2: Eventuell senking av grunnvannsstanden med tilhørende vurdering av konsekvenser av tiltaket på massenes stabilitet og utlekkingssevne. Anbefaling om at revidert overvåkingsprogram for Koksverksskanalen gjennomføres under normale vannforhold.

Tiltak 3: Oppfølging av tiltak for å redusere avrenning fra industrideponier via Mobekken (jf SFTs grunnforurensningsprosjekt).

Tiltak 4: Gjennomgang av tømme- og kontrollrutiner for oljeutskillere fra verksted og deponier på industriområdet og i kommunen før øvrig.

- For å nå miljømålet om en friskmeldt fjord må det foreligge kildekontroll og tjærenivåene i skjellene må være under gitte akseptgrenser. Måloppnåelse vil kunne bekreftes ved hjelp av dagens JAMP-program. Programmet foreslås utvidet med 2-3 stasjoner.
- Søknad om friskmelding av fjorden kan oversendes Mattilsynet så snart kriteriene er oppnådd. Dersom tiltakene gjennomføres i 2007 vil det kunne være aktuelt med en slik søknad tidligst i 2009.
- Ranfjorden er en av kandidatene til pilotområde i vannregion Nordland. Dersom dette område blir valgt ut, vil tidsfristene gitt i vannforvaltningsforskriften måtte etterfølges mht utredninger, tiltak og tiltaksverifiseringer.

1. Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Fylkesvise tiltaksplaner er ett ledd i Regjeringens handlingsplan for å rydde opp i forurensede sedimenter (St. meld. 12 "Rent og rikt hav", 2001-2002). Arbeidet startet opp i 2003 i 29 utvalgte fjordområder. I Nordland inngikk to fjorder: Ranfjorden og Vefsnfjorden. Fylkesmennene har fått i oppdrag av SFT å koordinere arbeidet med fylkesvise tiltaksplaner. Fylkesmannen i Nordland har valgt å rapportere de to fjordområdene separat. Denne rapporten omhandler tiltaksplanen for Indre Ranfjorden. Utredninger utført som del av tiltaksplanarbeidet er rapportert i nærmere detalj i separate rapporter (Helland og Uriansrud 2006, Saloranta 2006) og kun gjengitt i oppsummert form i hovedrapporten. Dette for å øke lesbarheten av hovedrapporten.

Tiltaksplanen skal være et verktøy til miljøforbedring i de utvalgte områdene. I St. meld 12 er det angitt innhold i og målsetning for planene:

- De skal foreslå hvilken miljøkvalitet (miljømål) som bør oppnås for området som helhet, basert på muligheter og kostnader ved å rydde opp.
- De skal vise oversikt over omfang og utbredelse av forurensningen og hvilke problemer det skaper for miljøet og brukerinteresser.
- De skal gi oversikt over utslippskilder og deres betydning for forurensningssituasjonen og sedimentenes betydning som kilde til forurensning.
- De skal beskrive effekter og kostnader ved å gjennomføre tiltak mot kildene og løsninger for håndtering av forurenset sediment.
- De skal se oppryddingen i sedimentene i sammenheng med tiltak på land, angi hvem som er ansvarlig for å få tiltakene gjennomført
- De skal inneholde en plan for finansiering av tiltakene.

Hovedprinsippet i tiltaksplanarbeidet er at før eventuelle tiltak kan rettes mot sedimentene må aktive kilder stanses eller reduseres, for å kunne oppnå langsiktig miljøforbedrende effekt. Arbeidet med tiltaksplaner er derfor sterkt koblet mot tilførsel av den aktuelle forurensningen fra både landbaserte kilder og fra sedimentene.

1.2 Indre Ranfjorden

Ranfjorden har vært en av de mest forurensede fjordene i Norge og har vært overvåket ved Statlig overvåkingsprogram siden midten av 1970-tallet. Fjorden er også en såkalt "indeksfjord", dvs miljøtilstanden i fjorden gjenspeiler den generelle forurensningstilstanden i landets industrifjorder. Miljøtilstanden i Ranfjorden er generelt blitt stadig mye bedre siden 90-tallet, som følge omlegging av Jernverket, nedleggelse av Koksverket og en rekke utslippsreducerende tiltak fra industrien. I perioden 2003-2004 begynte imidlertid forurensning fra tjærestoffer å øke igjen, noe som førte til utvidet kostholdsråd for skjell i Indre Ranfjorden. I 2005 sank nivåene på nytt. Tjærestoffproblemstilling er lagt til grunn for utrednings- og tiltaksplanarbeidet for Indre Ranfjorden.

1.2 Formål

Formålet med arbeidet med tiltaksplanen for Indre Ranfjorden har vært å finne årsaken til dagens kostholdsråd og vurdere tiltak som kan gjennomføres for å kunne friskmelde fjorden. Et slikt mål er utfordrende, ikke minst fordi kildene ikke er like entydige som for en 10-30 år, siden hvor industrien var hovedkilde til forurensningen.

Kostholdsråd for Ranfjorden har historisk vært basert på høyt innhold av tungmetaller og tjærestoffer i skjell. Metallnivåene i blåskjell er stadig blitt forbedret (redusert) med årene. Innholdet av tjærestoffer i skjellene er stadig blitt lavere, og holdt seg stabil i ca. 10 år i begynnelsen av 1990-2000 tallet. I 2003 og 2004 økte nivåene plutselig, for å deretter på nytt å synke i 2005. Mattilsynet reviderte kostholdsråd i mai 2005. Restriksjonsområdet ble utvidet som følge de høye nivåene av tjærestoff. Samtidig fastsatte Mattilsynet at metallnivåene var under akseptgrensen og ikke lenger ga grunn for kostholdsråd. Dagens kostholdsråd skyldes bare høye nivåer av tjærestoffer.

Kildene til tilførsel av tungmetaller og tjærestoffer til fjorden er til dels ulike. Det var derfor viktig tidlig i prosessen å avgrense problemstillingen. Avklaringen med Mattilsynet ga grunnlaget for videre arbeid, hvor det ble fokusert på tilførsel og effekter av tjærestoffer. Mattilsynets kriterier for friskmelding fra dagens kostholdsråd ligger til grunn for gjennomførte utredninger og for tiltak anbefalt i rapporten.

1.3 Avgrensning av arbeidet

De fylkesvise tiltaksplanene skal ta utgangspunkt i forurensningen på sjøbunn, og søke å kartlegge de kilder som har bidratt/bidrar til forurensningen, samt vurdere hva slags tiltak som kan være aktuelle for å forbedre tilstanden. Arbeidet må nødvendigvis avgrenses. I dette arbeid er følgende kriterier for avgrensning gjort:

- utredningsområde
- undersøkelsesparametere
- tilførsler av det aktuelle stoffet til utredningsområdet

Miljømålet for arbeidet er å friskmelde fjorden fra dagens kostholdsråd. Utredningsområdet i sjø er derfor samme området som per i dag omfattes av kostholdsråd. Til dette legges de ulike tilførselsveiene fra land (elver, utslipp, avløp, avrenning) og i sjø (sjøbunn). Kostholdsrådet gjelder sanking og spising av skjell innenfor området, og skyldes høyt innhold av *PAH* og det kreftfremkallende stoffet *BaP*. Av denne grunn er det i arbeidet valgt å fokusere på *tilførselskilder av PAH og BaP til utredningsområdet*. Se kap. 4.3 og 4.5 for nærmere beskrivelse henholdsvis av utredningsområdet og PAH-tilførsler.

1.4 Definisjoner

PAH - Polysykliske aromatiske hydrokarboner, tjærestoffer. Samlebegrep for en rekke enkeltforbindelser av ringformede hydrokarboner. Stammer fra olje/kull/tjære og/eller forbrenningsprodukter av olje/kull. Jo større andel av tyngre PAH forbindelser jo større andel forbrenningsrelatert kilde. Se også Kap. 4.1.

Benso(a)pyren – BaP, en enkeltforbindelse av PAH. Kjent kreftfremkallende stoff. Brukes som indikator for kreftfremkallende PAH. Se også Kap. 4.1.

SPMD – Semi Permeable Membrane Device. Såkalt passivt prøvetakingsutstyr. Ser ut som en pølse og kan nærmest ligne på en dialyseslange, med forskjell at SPMD oppkonsentrerer organiske forbindelser over en membran istedenfor løste salter. Kalles for *passiv* prøvetakere

fordi oppkonsentreringen skjer ved diffusjon over en membran. I dette prosjektet brukt for å oppkonsentrere PAH forbindelser fra ulike typer vannprøver over en 3 ukers periode. Gir stor frihet ved valg av plassering av prøvetakingsstasjoner. Isotopmerkes for å kunne sammenligne ulike vanntyper (ferskvann, sjøvann, kloakk med mer). Styrken i metoden ligger i å få rangert kildene (relativ sammenligning), ikke i å få absolutte tall for den enkelte kildens tilførsel. Se også NIVAs rapport (Helland og Uriansrud 2006).

Sedimentprosjektet – Et prosjekt utført i felt og i laboratorium med formål å tallfeste (kvantifisere) hvor hardt bundet tjærestoffene er til sedimentene. Dette sier noe om hvor lett PAH vil kunne tas opp (være biotilgjengelig) av skjell og derved hvor sannsynlig det er at sedimentene er kilde til dagens kostholdsråd. Brukt for å forbedre den generelle risikovurdering (SFT TA-2085/2005) av PAH utlekking fra sedimentene ut fra lokale forhold. Se også NIVAs rapport (Helland og Uriansrud 2006).

SED-FLEX prosjektet – Modellsimulering av betydningen av PAH-utlekking fra sedimentene og utslipp fra land for opptak av PAH i blåskjell. Brukt for å vurdere hvorvidt tiltak for å nå miljømålet om friskmelding av fjorden fra dagens kostholdsråd bør rettes mot landbaserte kilder og/eller sedimentene. Simuleringen bygger på resultater fra SPMD prosjektet, undersøkelse av hvor hardt bundet til sedimentene PAH forbindelsene i indre Ranfjorden er (sedimentprosjektet) og utslippstall fra landbaserte kilder.

Grunnforurensningsprosjektet – Oppfølging av så kalte A- og B-lokaliteter med hensyn på forurenset grunn, i regi av SFT. SFT har fulgt opp utredningene med pålegg om tiltak innen gitte frister. Oppfølgingen omfatter fire A- og fire B-lokaliteter på Mo industripark og deponi på Kokverkstomta.

2. Organisering

Fylkesmennene ble i brev fra Miljøverndepartementet (MD) av 31.01.2003 gitt koordineringsansvar for oppfølging av St. meld 12 "Rent og rikt hav" (2001-2002) ved de "Fylkesvise tiltaksplanene". Arbeidet er delt opp i fem faser:

- **Fase I:** Sammenstilling av eksisterende informasjon og data om miljøtilstand og mulige forurensningskilder. Vurdering av prioriteringer og ressursbehov. Fylkesmannen er ansvarlig for å få gjennomført den nødvendige sammenstillingen/kartleggingen, med rapportering til SFT.
- **Fase II:** Etablering av styringsgruppe og utarbeidelse av tiltaksplan. Fylkesmannen har koordinerende ansvar. Tiltaksplanen rapporteres til SFT etter gitt mal.
- **Fase III:** Forberedelse til tiltak (planlegging, dimensjonering, eventuelle søknader etc). Ansvarlige aktørers ansvar. Fylkesmannen får en veiledende funksjon.
- **Fase IV:** Gjennomføring av tiltak. Ansvarlige aktørers ansvar.
- **Fase V:** Evaluering av prosessen som ledet frem til tiltak og av effekten av tiltakene.

MD vektlegger lokal forankring av arbeidet for å sikre at lokale aktørers interesser og ansvar for å rydde opp blir ivaretatt.

Statlig finansiering for de fylkesvise tiltaksplanene kom i 2004. De største industribedriftene på Mo har konsesjon fra SFT. Fylkesmannen i Nordland startet derfor arbeidet med tiltaksplanen ved å gjøre seg bedre kjent med disse bedriftene. Kontakt med de ulike bedriftene på Mo Industripark (MIP), Eka Chemicals Rana, Rana Gruber og Unimaskin ble opprettet i 2004. Bedriftene viste Fylkesmannen velvillig rundt i prosessanleggene og

Fylkesmannen ble gitt mulighet til å gi en første informasjon om formålet med de fylkesvise tiltaksplanene.

Det faglige arbeidet med tiltaksplanen (fase I og II) ble startet i andre halvdel av 2004 og avsluttet i 2006. I samme perioden ble det etablert en styringsgruppe. Status og behovsrapport for Indre Ranfjorden (fase I) ble oversendt SFT 21. juni 2005. Denne rapporten omhandler fase II, selve tiltaksplanen.

2.1 Styringsgruppen

2.1.1 Medlemmer

Fylkesmannen inviterte 29. april 2004 Rana kommune, Mo i Rana Havnevesen og de største industribedriftene på Mo til et drøftingsmøte om tiltaksplanarbeidet. Et viktig punkt på agendaen var sikring av lokal forankring. De inviterte stilte seg positive til å delta i en styringsgruppe. Fylkesmannen sendte i etterkant av møtet et brev til partene og ba om formelt svar på deltakelse i styringsgruppen, samt en tilbakemelding i form av en intensjonsavtale for å ta høyde for at det kunne bli økonomiske forpliktelser.

Styringsgruppen har politisk ledelse. Sammensetningen er endret litt under veis, og gruppen består nu av representanter for:

- **Rana kommune:** Johan Petter Røssvoll er styringsgruppens leder (politisk ledelse). Rana kommune er representert ved Miljøvernssjef Hilde Sofie Masterdalshei.
- **Mo i Rana Havnevesen:** Havnevesenet er representert ved Havnefogd Per Anders Nygård.
- **Mo Industripark (MIP):** Rolf Jenssen representerer MIP og Kyrre Johansen for RDMN, Haldor A. Gundersen for Ruukki Profiler, Snorre Petersen for Fundia Armeringsstål, og Øyvind Kvitnes for Fesil Rana Metall. Bedriftene er i hovedsak smelte- og bearbeidingsbedrifter for stål og ferrolegeringer
- **Rana Gruber:** Terje Guttormsen representerer Rana Gruber. Rana Gruber bryter og prosesserer jernmalm.
- **KIAS:** KIAS er representert ved Trond Eriksen. KIAS er et utviklingsselskap, bestående av Nord norsk tankrens og Unimaskin AS, og har overtatt oppfølgingsansvaret for deler av Koksverkstomta fra Rana kommune.
- **Helgeland avfallsforedling (HAF):** HAF er representert ved Henrik Johansen. Avfallselskapet er inter-kommunalt og driver anlegg på Røssvollhei.
- **Fylkesmannen i Nordland (FM-NO):** FM-NO er representert ved Oddlaug E. Knutsen og Kristina Myrvang. Fylkesmannen er sekretariat for gruppen.

Statens forurensingstilsyn (SFT) har vært observatør i gruppen. Mo Asfaltverk, Eka Chemicals Rana, Hydro Texaco (Hauknes), Terrateam og Veidekke er forløpende holdt orientert.

2.1.2 Mandat

Styringsgruppen for Indre Ranfjorden har som mandat å ”utføre kompletterende undersøkelser for å etablere tiltaksplan for Ranfjorden innen utgangen av 2005” (Referat 20.04.2004). Mandatet omfatter både etablering av kartleggingsprosjekt i 2004-2005 og utarbeidelse av tiltaksplan, dvs fase I og II i tiltaksplanarbeidet. Gruppen oppløses og ny organisasjon dannes som følge av tiltaksplanen (fase III-V).

Leder for styringsgruppen har ansvar for kommunikasjon og pressekontakt i prosjektet. Styringsgruppens leder er den som skal være løpende oppdatert og uttale seg på vegne av

styringsgruppen. Fylkesmannen har sekretariatfunksjon og har ansvar for å følge opp de faglige utredningene.

2.1.3 Saksgang i tiltaksarbeidet

Tiltaksplanen er blitt utarbeidet etter en trinnvis tilnærming:

- Dokumentert oversikt over nivå og omfang av PAH og BaP forurensning i sedimentene
- Kildekartlegging og –kvantifisering av landbasert virksomhet og av sedimentenes rolle
- Etablering av miljømål, definering og verifisering av måloppnåelse med mer
- Risikovurdering av sedimenter etter ny veileder
- Etablering og vurdering av tiltaksalternativ, inklusive kostnytte vurdering.
- Sammenstilling i tiltaksplan

Utredningsarbeidene omfatter sammenstilling av historisk data, ny kartlegging ved SPMD- og sedimentprosjektet, modellering av mulige tiltaksscenarioer ved SED-FLEX prosjektet og nærmere kildesporing og tiltaksvurderinger i styringsgruppens arbeidsgrupper.

2.1.4 Møtevirksomhet

Styringsgruppen har hatt løpende møtevirksomhet for å sikre fremdrift og kommunikasjon i tiltaksplanarbeidet. Fylkesmannen har i tillegg hatt møte med SFT for å koordinere prosjektet med andre pågående prosjekter (A-lokaliteter, konsesjoner). Styringsgruppens møtekalender med hovedpunkter per møte er gitt i Tabell 1.

Tabell 1 Styringsgruppens møtekalender 2004-2006.

Møtedato	Agenda (formål med møtet)	Konklusjoner
29.04.2004	Drøftingsmøte (oppstartsmøte) med tema: FTP, miljømål, forurensningshistorikk	Konstituering av styringsgruppe og fastsettelse av mandat. Prosjektleder for faglige utredninger ble utnevnt.
25.10.2004	Lokale miljømål, informasjon om miljøstatus og deponier, kompletterende undersøkelser (SPMD), Mattilsynets kriterier for vurdering av kostholdsrad	PAH og BaP innholdet i skjell ser ut til å ha økt igjen i 2003 fra å ha vært lavt og stabilt over nesten 10 år. NIVA og Rambøll engasjert for oppfølging av A-lokaliteter (deponi). Saksgang i tiltaksplanarbeidet.
12.04.2005	Lokale miljømål, PAH-måleparameterer, A-lokaliteter, SPMD prosjektet	Usikkert om alle måler på samme PAH-parameterer. Forvaltningsmøte med SFT & FM-NO. Aksept for SPMD prosjekt.
28.06.2005	SPMD prosjektet, ny risikoveileder for sedimenter, tilbud sediment-prosjektet, bedriftsinternt drøftingsmøte om tiltak	Aksept for sediment-prosjektet. Oppstart etter ferdig rapport fra SPMD prosjektet.
29.09.2005	Lokale miljømål, SPMD status, RDA-midler, disposisjon tiltaksplanrapport	RDA midler til sediment-prosjektet. SED-FLEX prosjektet.
08.12.2005	Endringer i bunntopografi i havna, hovedkloakken.	Mer stabil bunnsedimentsituasjon nu. Opprettelse av fire arbeidsgrupper. Statusrapportering til SFT.
27.03.2006	Arbeidsgruppene, tiltaksplan	Tiltaksplanen skal skissere muligheter, og myndighetene gi pålegg. Formøte med SFT. Faglige utredningsprogram for fase II ferdige.
16.03.2007	Tiltaksplan	Gjennomgang og aksept av tiltaksplan og presse-melding. Avklaring i forhold til videre faser (III-V)

2.2 Arbeidsgrupper

Styringsgruppen valgte 8. desember 2005 å nedsette fire arbeidsgrupper for å utrede eventuelle ukjente/udokumenterte kilder til PAH og praktiske tiltak som kunne føre til redusere PAH-tilførsel til fjorden. Gruppene fikk frist til 28. februar 2006 med å komme med beskrivelse av tiltaksalternativ. De fire arbeidsgruppene er:

- **Kontroll/forvaltningsgruppen:** Ledet av Rana kommune (Hilde Sofie Masterdalshei) med andre medlem FM-NO (Oddlaug E. Knutsen).
- **MIP-gruppen:** Ledet av Rolf Jenssen (MIP) og med representanter fra RDMN (Kyrre Johansen), Ruukki Profiler (Haldor A. Gundersen), Fundia Armeringsstål (Snorre Petersen), og Fesil Rana Metall (Bengt Lydersen).
- **Sediment-gruppen:** er satt sammen av representanter fra Rana Gruber (Terje Guttormsen), Havnevesenet (Per Anders Nygård) og Fylkesmannen i Nordland (Kristina Myrvang). FM-NO ledet gruppen.
- **Vika-gruppen:** Ledet av KIAS ved Trond Eriksen og med representanter for Bulkterminalen (Jakob Roghell) og Nordmiljø (Ståle Lysfjord).

Resultater fra gruppenes arbeid er presentert i kapittel 5.

3. Miljømål

3.1 Miljømål

Kommuneplanens strategiske del er under revisjon. På politisk nivå er det bred enighet om ikke lenger å se på Mo i Rana som en forurenset by. Mo i Rana skal være en kompetanseby med fremtidsretta fokus.

Kommuneplanens strategiske del har miljø og bærekraftig utvikling som et av hovedområdene i planen. Fravær av forurensning og ivaretagelse av det biologiske mangfoldet er blant strategiene for måloppnåelse på dette området.

Kommunen skal ha fokus på følgende miljøområder i årene framover:

- Livskvalitet gjennom fysisk aktivitet og naturopplevelser
- Livskvalitet og naturgrunnlag gjennom fravær av forurensning
- Bærekraftig produksjon og forbruk
- Bærekraftig utnyttelse av naturressurser
- Klima og energi
- Biologisk mangfold
- Miljøkompetanse

3.1.1 Ranfjorden

Kommunen har som målsetting å få en ren fjord, uten tilførsel av miljøgifter som forringer det biologiske miljøet i fjorden eller gir grunnlag for kostholdsråd for skjell eller på annen måte belaster fjorden.

Kommunens miljømål for Ranfjorden er forankret i administrativ ledergruppe og i det overordna politiske miljø med ordfører/gruppeledere. Miljømåla har også vært underlagt en grundig gjennomgang og diskusjon i styringsgruppen for indre Ranfjorden. Gruppen har valgt å bruke friskmelding av fjorden fra dagens kostholdsråd som miljømål for tiltaksplanen.

Det er kommet inn flere innspill til nye mål, f.eks ang. ballastvann og på informasjonssiden.

Ballastvann: Etter hvert er ballastvann sett på som en trussel for det biologiske mangfoldet i norske fjorder.

Fritidsfiske: Det er behov for mer informasjon til befolkning omkring kvalitet på fisk i indre deler av fjorden. Fisking fra kai er et stadig økende fritidseskjefte i kommunen.

3.1.2 Kommunenes målsettinger for Ranfjorden

- Ranfjorden skal være en ren fjord og framstå som et viktig landskapselement i kommunen
- Fisk og skalldyr skal ikke være påvirket av utslipp av kloakk eller miljøgifter
- Kostholdsråd for Ranfjorden skal oppheves
- Ranfjorden skal kunne brukes til fiske og bading
- Bruken av Ranfjorden til friluftsliv skal økes
- Det biologiske mangfoldet i Ranfjorden skal økes
- Strandsonen skal ikke være påvirket av forsøpling, forurensning, kloakk mv.
- Målinger av utslipp til Ranfjorden skal videreføres
- Krav til utskifting av ballastvann før innseiling til fjorden vurderes

Informasjon om kvalitet på fisk i indre deler av fjorden forbedres.

3.2 Miljømåloppnåelse

Målet er friskmelding av fjorden fra dagens kostholdsråd for skjell sanket i indre deler av fjorden (innenfor Alternes-Bjørnbærvika). Kostholdsrådet sier ikke noe om sannsynligheten for at noen skal spise skjell men gir en pekepinn på hvor alvorlig forurensningen er.

Dagens kostholdsråd er basert på forhøyede nivåer av tjærestoffer i skjellene fra dette område (se kap. 1.2 og vedlegg A). Mens den generelle miljøtilstanden i fjorden ser ut til å ha blitt generelt bedre, økte nivåene av tjærestoff i blåskjellene i 2003-2004. Årsaken til denne økning er ikke kjent, noe som vanskeliggjør tiltak for forbedring.

Kontroll over tilførselskildene er et viktig grunnlag for å kunne friskmelde fjorden, og et av Mattilsynets kriterier for friskmelding. Mattilsynet stiller som krav at nivåene av tjærestoffene er under en tiltaksgrense og trenger en bekreftelse på at tilførselskilden ikke vil øke fremover i en slik grad at nivåene i skjellene vil overstige tiltaksgrensene.

Mattilsynet legger følgende informasjon til grunn ved vurdering av kostholdsråd:

- Status for PAH i blåskjell
- Beskrivelse av trendutvikling (historisk) for PAH-tilførsel og nivåer i fjorden
- Bekreftelse på uendret/ redusert tilførselsbilde (fremtidig tilførsel) for PAH

- Bekreftende data

PAH omfatter her også det kreftfremkallende stoffet benso(a)pyren (BaP). Disse fire punktene må oppfylles før miljømålet kan sies å være nådd. I praksis betyr dette at kildene må være under kontroll og tallfestet. I tillegg må en faglig vurdering og prognose for fremtidig PAH og BaP tilføres foreligge, som viser at fremtidige nivåer holdes under terskelverdiene satt av Mattilsynet. Vitenskapskomiten for mattrygghet (VKM) vil så gå gjennom grunnlaget og komme med en anbefaling til Mattilsynet. Mattilsynet fatter så det endelige vedtaket om eventuell endring av kostholdsrådet.

4 Faktagrunnlag

4.1 PAH

PAH er samlebegrep for en rekke enkelt forbindelser som stammer fra olje, kull og tjære. Nærmere informasjon om PAH og bestemmelse av PAH er gitt i vedlegg A (kap. 8.1). Kapittel 8.1 omhandler:

- Om PAH forbindelser. Hva slags stoff er PAH?
- Effekter og grenseverdier. Hvorfor er PAH giftig? Hva er akseptgrensen for PAH og BaP i blåskjell, og hvordan ble den satt?
- Måleparametere. Hva måler vi egentlig på når vi snakker om PAH bestemmelse?
- Kvaliteten i målingene. Vil målingene kunne gi svar på problemstillingen og hva betyr resultatene?

4.2 Myndighet og konsesjoner

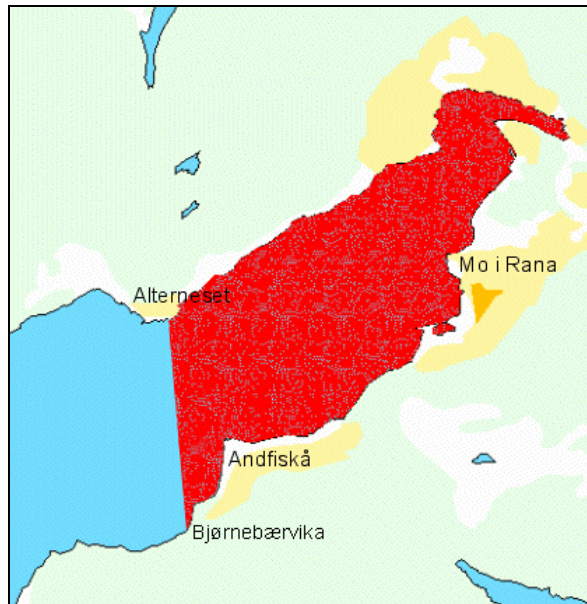
Statens forurensningstilsyn (SFT) er myndighet for utslipp fra industri i kontrollklasse 1-2. Myndigheten omfatter utslipp til luft og vann, de siste fra utslipp av prosessrelatert vann og avrenning fra gamle deponier.

Fylkesmannen i Nordland er myndighet for kommunalt avløp på Mo, mudre og dumpesaker og er konsesjonsmyndighet for avfallsdeponiet på Røssvollhei, Øines og Aajord entreprenørforretning AS og Multiserv Norway AS på industriområdet (kontrollklasse 3-4).

Rana kommune er myndighet for sanitært påslipp fra industrien på kommunalt avløpsnett, nedgravde oljetanker, og er plan- og bygningsmyndighet samt myndighet for forurenset grunn (etter bygge- og graveforskriften).

4.3 Utredningsområde

Utredningsområdet i sjø er slik tidligere omtalt begrenset til det område som per i dag har kostholdsråd (se kap. 1.2 og 1.4). Ytre grense for sjøområdet går ved Alternes-Bjørnebærvika (Figur 1).



Figur 1 Utredningsområdet i tiltaksplan Indre Ranfjorden. Rødt område markerer restriksjonsområdet med kostholdsråd (Kartkilde: Miljøstatus).

Det berørte området tilføres ferskvann fra Ranelva, Akersvatnet, Mofjellet, Andfiskvassdraget og via overvann. Tilførselen fra Andfiskvassdraget brukes av de enkelte bedriftene på MIP før det renner ut i fjorden. Inntaksvannet til Eka Chemicals pumpes opp fra Ranelva og når fjorden via Koksverkskanalen. Kommunen har fem renseanlegg med utslipp og overløp til utredningsområdet. I tillegg kommer overløp for overvann.

Sedimentene i det berørte området er i tillegg til de ulike landbaserte vannkildene en annen mulig tilførselskilde for PAH. Likeså ville diffus avrenning fra forurenset grunn på land kunne tilføre PAH. Hovedparten av strandsonen langs Mo sentrum er dog utfylt, slik at eventuell avrenning vil hovedsakelig samles til de ulike utslippspunktene nevnt over (se kap. 4.3.3). Langtransportert PAH tilførsel ved havstrømmer, og nedfall av PAH fra lokale og eller langtransporterte kilder er også mulige kilder. Sett i lys av fjordens historikk med henhold til utslipp til vann, ble disse kildene vurdert som mindre sannsynlige (Helland og Uriansrud 2005). Det foreligger dog ingen tall på lokalt utslipp av PAH til luft.

For å kartlegge PAH tilførselen fra nevnte landbaserte kilder og fra sjøbunn ble det i 2005 gjennomført to prosjekter: SPMD- og sedimentprosjektet. Målet var å kunne rangere de ulike kildene i forhold til hverandre, for at på denne måten fokusere diskusjonen og vurderingene av eventuelle tiltak mot de viktigste kildene.

4.3.1 Hydrografi

Indre Ranfjorden er en del av den ca. 55 km lange Ranfjorden (Mo-Sandnes), sør for Saltfjellet i Nordland fylke. Ranfjorden er en terskelfjord med to hovedterskler. Det innerste bassenget – Nordrana - har et største dyp på 540 m og er ca. 26 km lang. Det ytre bassenget – Sørrana - har et dyp ned til ca. 430 m.

Ranelva bidrar med den største ferskvannstilførselen til Indre Ranfjorden (290 m³/s). Vassdraget er et typisk flomvassdrag, som er regulert av tre vannkraftutbygginger. Ferskvannstilførselen skaper en markert vertikal sjiktning av vannsøylen og fører overflatevann ut av fjorden. Dette skaper en motstrøm i underliggende vannlag innover i fjorden. Vannutskiftningen og vertikal omblending følger sesongsutviklingen i terskelfjorder (Kirkerud *m.fl.*1977:1985).

4.3.2 Arealbruk

Arealbruken på land og i sjø i indre del av Ranfjorden er preget av industrien. Eksisterende fiskeoppdrett er landbasert med inntak av ferskvann. Deler av fjorden brukes som rekreasjonsområder. Engasjyen ved Ranelvas munning er naturreservat og det marine området rundt Alterbukta, Alterneset-Løkberget, Bustnes, Sjøneset, Sjøforsen og Dalselva-Dalselvreira er beiteområder respektive rasteplass for en rekke fuglearter. Ranelva med sideelver og Andfiskåga brukes for fritidsfiske. Lille Alteren og Hauknes samt Kvefsneset brukes som badeplass og turområde.

4.3.3 Strandsonen ved Mo

Hovedparten av strandlinjen langs Mo sentrum, fra Mjølan i nord til RIT-terminalen i sør er utfyllt. Oppfyllingen kan betraktes som tildekking av forurensede sedimenter, og utgjør 2.51 mill. m³ på et areal på ca. 700 da. Naturlig strandlinje langs sentrum finnes kun ved området rundt Moholmen og Mjølan (Figur 2). Eventuell utlekking fra forurenset grunn på Koksverkstomta vil hovedsakelig drenere via Koksverkskanalen, og fra Mo sentrum ellers via overvannsutløp (von Huth *m.fl.* 1996).



Figur 2 Naturlig strandlinje ved Mo markert med stiplet gul linje.

4.3.4 Norsk Koksverk A/S og Koksverkstomta

Norsk Koksverk etablerte seg på Koksverkstomta i begynnelsen av 1960-talet. Området utgjør i alt ca. 250 mål og ligger på nordsiden av Koksverkskanalen.

Områdebeskrivelse: Området ble utfylt i to trinn i forhold til opprinnelig strandareal (Figur 3). Det utfylte arealet, Vika-området, avgrenses mot S-N av grunnfjellsrygger og mot øst av randmorene. Fyllmassene består av industriavfall, blant annet koksgrus, og innpumpet mudder blandet med sand/grus og pukk. Den øverste del av de opprinnelige massene består av silt, finsand og leire. Under dette er det leire, ned til grunnfjellet på kote -50 m. Grunnvannet i området renner hovedsakelig ut i kanalen slik at utlekking av grunnvann direkte til fjorden er meget begrenset (von Huth *m.fl.* 1996). Grunnvannet sies videre å danne en motstand mot inntrengende sjøvann, slik at disse ikke trenger inn i deponiene og vasker ut forurensning. Overvann renner på samme måte ut i Ranfjorden via kanalen. Eka Chemicals pumper opp sitt inntaksvann fra Ranelva. Prosessvannet slippes ut i kanalen. I dag er ca. 2/3 av området enten asfaltert eller bebygd.

Eier- og ansvarsforhold: Koksverket ble lagt ned i slutten av 80-årene. Rana kommune overtok i 1990 ansvaret for rehabilitering av hele Koksverkstomta, med økonomisk garanti fra Staten ved Nærings- og Energidepartementet for dekning av kostnader som oppstod som følge av pålegg fra miljøvernmyndighetene (SFT). KIAS overtok i 2002 deler av Koksverkstomta, med samme heftelser som Rana kommune hadde hatt. I alt ca. 220 mill. kroner er brukt på opprensning av Koksverkstomta. Dagens eierforhold på "Koksverkstomta", eller Vika-området, er vist i Figur 4.

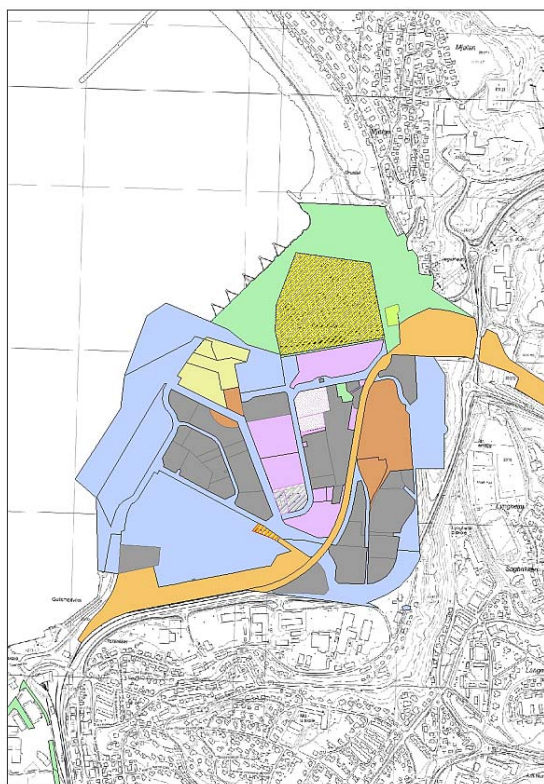
Forurensningsstatus: Hjøllnes COWI utarbeidet i 1996 en risikoanalyse av forurensninger fra Koksverkstomta (von Huth *m.fl.* 1996). Akseptgrensen ble satt etter Nederlandske normer for arealbruk industri/næringsvirksomhet (20 mgPAH6/kg tørr jord). Grenseverdien ble brukt som tiltaksgrense for rehabiliteringsprogrammet for området (jf tekst over). Den nederlandske normverdien er imidlertid basert på 6 PAH-forbindelser, hovedsaklig lette PAH-forbindelser. Koksverkstomta inneholder rester fra tjære og tungolje. Tjære og tungolje inneholder hovedsakelig middels til tunge PAH forbindelser. En oversikt over PAH-holdige deponier er gitt i Figur 5.

I begynnelsen og midten av 90-tallet ble det gravd opp og fjernet PAH-forurensede masser fra en rekke lokaliteter fra Koksverkstomta. De forurensede områdene viste seg å være større enn antatt, på grunn av utlekking av tjære til omgivelsene. Noen masser er ikke fjernet, blant annet fyllingen for jernbanespolet og området ved tjæreskipningstanken. Området ble ikke totalsanert og det er derfor grunn til å tro at det fortsatt finnes en god del forurensning igjen i massene.

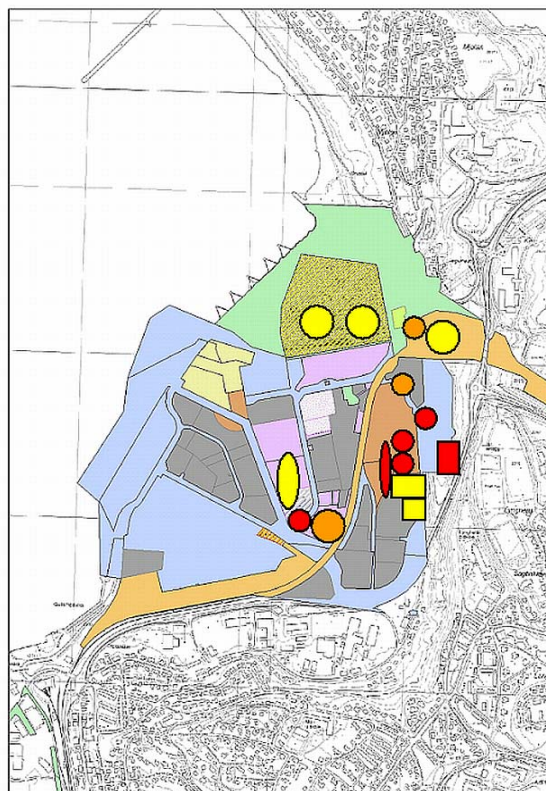
Overvåking: Koksverkskanalen er vært overvåket siden 1990 tallet. MOLAB har gjort en vurdering av forurensningsbidrag fra deponiene, og mulige spredningsveier til kanalen (MOLAB 1995). Overvåkingen er i de siste år vært fokusert på oppfølging av tiltak ved deponi B. For å få minimal vanntilførsel til kanalen fra andre områder enn deponi B er prøvetakingen gjennomført i perioder med driftsstans hos Eka Chemicals. Den samlede tilførselen av PAH til fjorden fra Vikaområdet via kanalen inngår per i dag ikke i overvåkingsprogrammet. Programmet er under revisjon av SFT.



Figur 3 Utbyggingstrinn for Vikaområdet: Koksverkstomten gjennom årene fra Dunderland Iron Ore (DIOC) sitt oppredningsanlegg og utskipningskai ved Gullsmedvika rundt 1900 (svart linje) til utbygging for Norsk Koksverk AS på midten av 1960-tallet (blå linje) og utfylling for havne- og næringsformål (rød linje) på midten av 1990-tallet. DIOCs oppredningsverk ligger dels på naturlig grunn.



Figur 4 (venstre) Eierforhold på Vikaområdet per 2006.



Figur 5 (høyre) PAH-holdige deponier på Koksverkstomta.

Figur 4: Eiendomskart over Koksverkstomta per april 2006 (etter Eiendomsregistret og oppmålingskontoret i Rana kommune): Rana kommune (blått), NJE (grønt), KIAS (lilla), Eka Chemicals Rana (brun), mindre aktører (grå), Asfaltverket (gul), NSB (lysebrun), Rana Gruber (stiplet gul-grønn), Unimaskin (stiplet lilla), og NSB og Rana kommune (stiplet brun-rød).

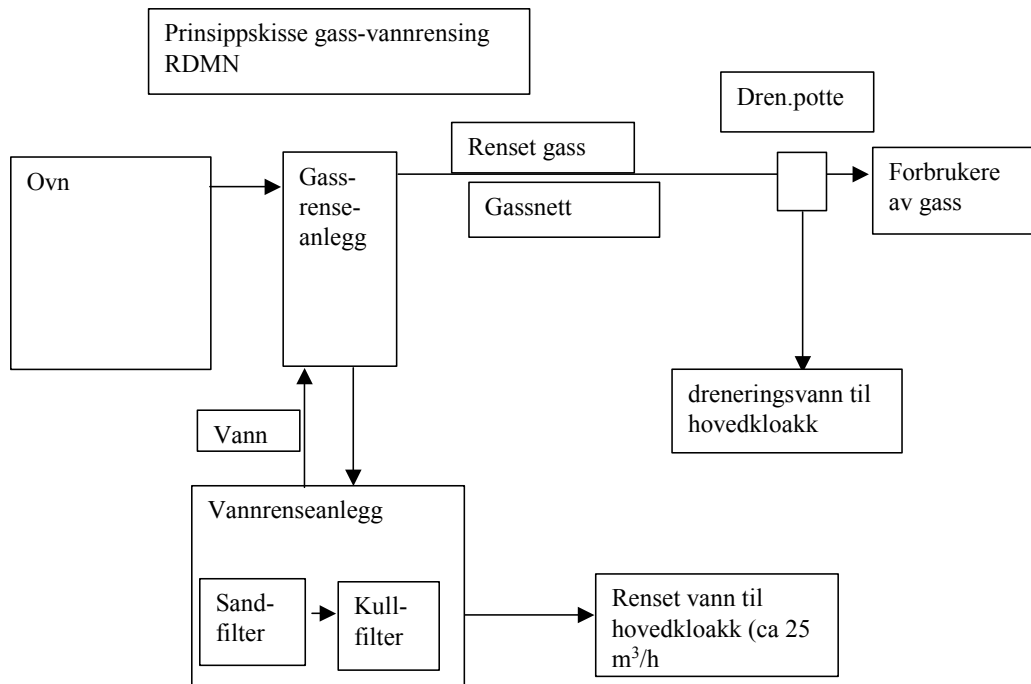
Figur 5: Oversikt over PAH-holdige deponier på Koksverkstomta (etter von Huth *m.fl.* 1996). Fargekode rød, oransje og gul står for henholdsvis sterkt, noe, og lite forurenset.

4.3.5 Hovedkloakken og Mobekken

Områdesbeskrivelse: Jernverksplataet var opprinnelig avskåret av to ravinedaler; Svortdalen i NV og sentralt på området, og Møldalen i SV. Deponier øst og nord for deponiområde 1A har avrenning mot Tverråga. Mobekken mottar avrenning fra deponiene i Svortdalen og Møldalen. Avrenning mot Tverråga pumpes opp i hovedkloakken. Vannet i Mobekken har høyt pH, metallinnhold og inneholder PAH.

Eier- og ansvarsforhold: Norsk Jernverk Eiendom (NJE) har tillatelsen til deponering av avfall og overvåking av hovedkloakken på industriområdet fra SFT. I tråd med tillatelsen er driftsansvaret for hovedkloakken og deponiene overført til Mo Industripark AS (MIP). Tillatelsen gir NJE (MIP) ansvar for overvåking av industriområdets samlede utslipp gjennom hovedkloakken og avrenning til Mobekken, herunder varsling til konsesjonsmyndigheten ved utslipp over normalt nivå fra hovedkloakken. Det er i tillatelsen ikke stilt noen krav i tillatelsen til øvre grense for utslipp via hovedkloakken. NJE har et overordnet ansvar for planlegging av drift og kontroll av deponiene ved å utarbeide en ”deponiplan” for området og sørge for at det foreligger avtaler med de berørte bedriftene som sikrer oppfølging av planen.

NJE (MIP) eier og driver et distribusjonsnett for CO-gass med tilhørende kondenspotter. Brukerne av CO-gass eier og driver sine fordelingsnett med tilhørende kondenspotter. Gassen produseres og selges av RDMN til andre industribedrifter i Industriparken. Før CO-gassen distribueres går den gjennom RDMN's gassrensseanlegg der fast stoff vaskes ut. Forurenset vann går til vannrensseanlegget, der faststoff tas ut som slam, en liten vannmengde (ca. 25 m³/h) ledes gjennom et sandfilter, og deretter et karbonfilter før det slippes i hovedkloakken. Etter gassrensseanlegget er gassen 100% mettet med vanndamp. PAH som ikke skilles fra CO-gassen i gassrensseanlegget følger gassen ut på gassnettet. Noe av dette vil kondensere sammen med vann i gassnettet, og renner ut i drenasjepunkter plassert forskjellige steder på nettet. Vann fra disse punktene går uten videre rensing til hovedkloakken (Figur 6).



Figur 6 Prinsippskisse for gass- og vannrensning til RDMN (kilde: RDMN v/ Kyrre Johansen).

Konsesjonsmyndigheten (SFT) kan pålegge NJE å gjennomføre utredninger og eventuelle tiltak med hensyn til reduksjon av forurensning fra deponiområdet og for å delta i finansiering av kartlegge forurensningsnivå og konsekvenser av forurensning i Ranfjorden.

De enkelte bedriftene innen industriområdet har ansvar for drift og kontroll av egne påslipp til hovedkloakken. Bedrifter med konsesjon har utslippsbegrensninger gitt i deres tillatelser. I alle tillatelser stilles krav til oljeutskillere. De øvrige bedrifter skal etterkomme gjeldende regelverk og andre bestemmelser gitt av forurensningsmyndigheten.

Forurensningsstatus: Rambøll AS gjennomførte i 2005 en risikovurdering med tiltaksplan for avrenning fra deponier på industriområdet. Undersøkelsen ble gjennomført som oppfølging av SFTs grunnforurensningsprosjekt og omfattet fire A- og fire B-lokaliteter. Risikovurderingen bygget på eksisterende data, noe som blant annet gjør at PAH fra kun hovedkloakken og Mobekken til Ranfjorden er tatt med i vurderinger om PAH utslipp og deres betydning for kostholdrådet. PAH-utslippet via Mobekken var i 2005 7 kg (Rambøll 2005). Aktuelle tiltak for å minke avrenning av forurensende stoffer til fjorden via Mobekken omfatter ulike løsninger for å redusere vanngjennomstrømmingen gjennom deponiene og om mulig senke grunnvannsstanden.

Hovedkloakken mottar påslipp fra de enkelte bedrifter påkoblet avløpsnett. I tillegg pumpes vann fra deponiområder med avrenning mot Tverråga opp i hovedkloakken. Det er tidligere ikke gjennomført noen risikovurdering for PAH utslipp til fjorden fra hovedkloakken eller vurdering av utslippets betydning for dagens kostholdsråd sett i lys av samlede PAH-utslipp til fjorden. PAH-utslippet fra hovedkloakken var i 2005 ca 60 kg (Rambøll 2005).

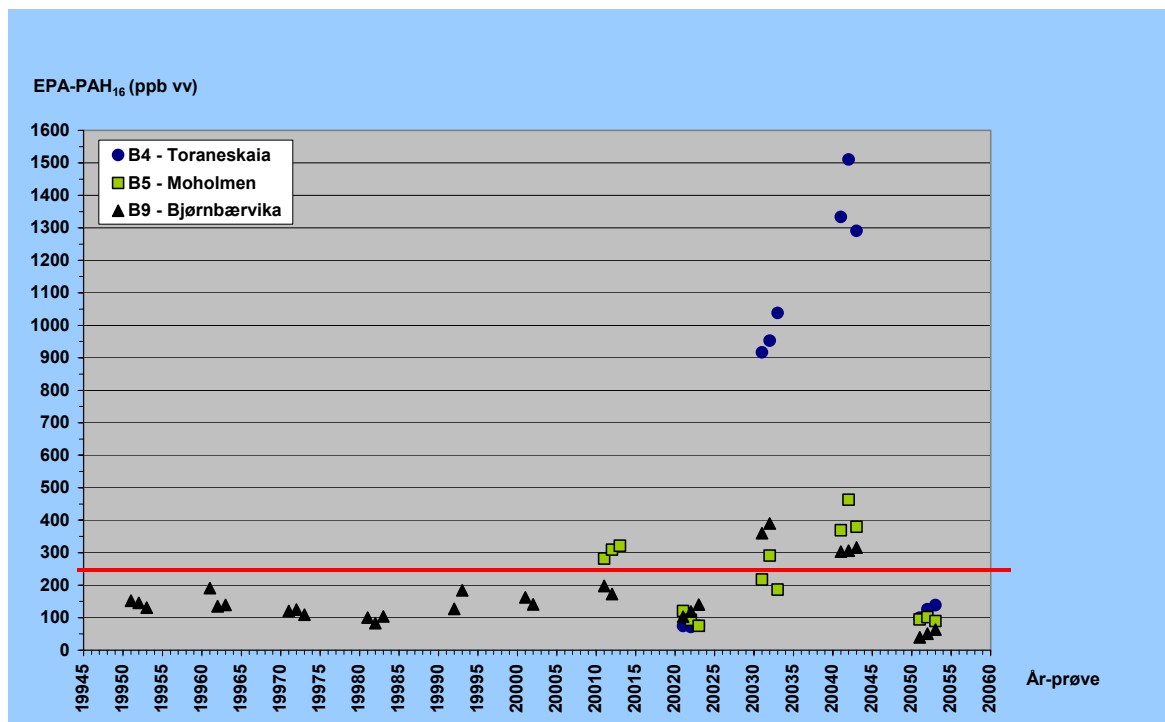
Overvåking: Overvåkingen i Mobekken er foreslått redusert til en gang i året (Rambøll 2005). Kontroll av utslipp fra hovedkloakken gjennomføres ved mengdeproporsjonale månedlige prøver i tråd med NJEs konsesjon fra SFT. Resultatene rapporteres til SFT som årlige utslippsmengder (www.sft.no/bmi). Konsesjonsmyndigheten (SFT) kan pålegge NJE å delta i finansiering av kartlegge forurensningsnivå og konsekvenser av forurensning i Ranfjorden.

4.4 Miljøtilstanden i Ranfjorden

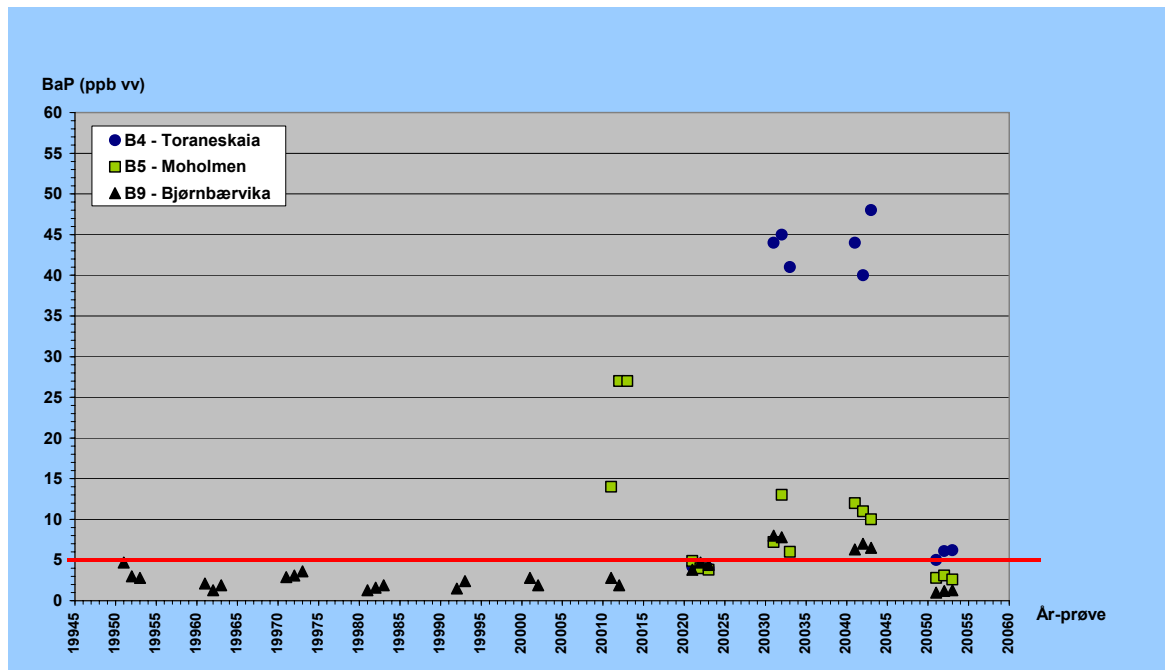
Miljøtilstanden i fjorden er tidligere (1970-90) blitt vurdert på bakgrunn av målinger i sediment og skjell (og reker) som ledd i "Statlige overvåkingsprogram". Målingene er blitt gjentatt hvert år for skjell, ca. hvert tiende år for sedimenter og to ganger for reker. Feltmessige forhold har gjort at ikke de samme stasjonene er blitt fulgt opp hver gang. Gode tidsserier finnes derfor for kun én blåskjellstasjon (B9, Bjørnbærvika) og for sedimentene. Det finnes ikke per i dag noe helhetlig overvåkingsprogram for fjorden, hvor utslipp og avrenning samt luft- og sjømålinger blir gjort og vurdert under ett.

Miljøtilstanden i fjorden ble vesentlig forbedret i begynnelsen av 90-tallet, som følge omlegging av industrien og utslippsreducerende tiltak. Fra midten av 90-tallet og frem til 1992 var PAH nivåene i skjell stabile, og på grensen til datidens akseptverdier fra Mattilsynet.

I 2003 og 2004 skjedde noe som gav økte PAH nivåer i skjell fra indre deler av Ranfjorden. Nivåene av PAH og BaP var i 2003 og 2004 like høye som de var like etter nedleggelsen av Koksverket og omleggingen av Jernverket. Økningen var størst ved Toraneskaia, helt innerst i fjorden. Dette grunne kaiområde tilføres utslipp fra Koksverkskanalen, MIPs hovedkloakk, kommunalt avløp og overvann. PAH-nivåene minket på nytt i 2005. Tilsvarende tall for 2006 er forbundet med stor usikkerhet på grunn av mulig prøveforveksling. 2006 års data er av denne grunn ikke tatt med i rapporten. NIVA foretar for tiden kontrollmålinger. Nye data vil kunne foreligge om ca. 1-2 måneder. Resultatene fra kontrollmålingene må vurderes opp mot at prøvetakingen skjer i en annen periode i blåskjellenes livssyklus enn normalt. Nivåene av det kreftfremkallende stoffet benso(a)pyren følger hovedsakelig utviklingen til EPA-PAH₁₆.



Figur 7 Tidsserie for EPA-PAH₁₆ (ppb vv) i skjell sanket fra Toraneskaia (B4), Moholmen (B5) og Bjørnbærvika (B9) i perioden 1995-2005. Den røde streken angir terskelverdien for kostholdsrad satt av Mattilsynet (250 ppb vv). Terskelverdien er endret siden 1997 da den lå på 175 ppb vv. Datakilde: JAMP og "Statlig overvåkingsprogram".



Figur 8 Tidsserie for benso(a)pyren (BaP, ppb v.v.) i skjell fra Toraneskaia (B4), Moholmen (B5) og Bjørnbærvika (B9) i perioden 1995-2005. Den røde streken angir terskelverdien for kostholdsråd satt av Mattilsynet (5 ppb v.v.). Terskelverdien er endret siden 1997 da den lå på 3,5 ppb v.v. Datakilde: JAMP og ”Statlig overvåkingsprogram”.

4.4.1 Datagrunnlag

NIVA har analysert samtlige prøver innen de Statlige overvåkingsprogrammene for fjorden. Analysemetodene er blitt forbedret og omfatter flere forbindelser nå enn på 1970-tallet da målingene startet. PAH innholdet i samtlige prøver analyseres som EPA-PAH₁₆.

Utslippstall for PAH fra landbaserte kilder finnes kun for Mo Industripark (hovedkloakken, RDMN og Fundia, og for Mobekken) samt for Koksverkskanalen. Målingene for Mo Industripark er gjort av Miljøteknikk Terrateam og for Koksverkskanalen av NIVA og MOLAB. RDMN har, i tråd med konsesjonskravene, tidligere målt PAH som Borneff₆. Siden begynnelsen av 2005 har bedriften også målt NS-PAH og EPA-PAH₁₆ (Analytica). PAH-nivåene i hovedkloakken er målt som EPA-PAH₁₆ (Analytica). NIVA har analysert EPA-PAH₁₆ innholdet i vannprøver fra Koksverkskanalen. Analytica bruker HPLC (væskekromatografi) eller GCMS (gasskromatografi) metode, og NIVA bruker GCMS i sine PAH-analyser. Nivåene i RDMNs påslipp er godt over bestemmelsesgrensene, og til største del under kvantifiseringsgrensen for hovedkloakken.

PAH-nivåene i RDMN sitt påslipp er godt over bestemmelsesgrensene for de enkelte PAH forbindelsene. Konsentrasjonene av de enkelte PAH forbindelsene i hovedkloakken er i hovedsak under bestemmelsesgrensen (kvantifiseringsgrensen). Målemetoden i hovedkloakken er på grunn av dette ikke god nok til å gi et totalbilde av PAH tilførselen fra industribedriftene. Eneste måten å løse dette på er ved kontroll av påslippene til hovedkloakken (”materialstrømanalyse”, se kap. 5.2.1).

4.4.2 Miljøtilstand

Indre del av Ranfjorden har siden siste to århundre vært sete for industri, med gruvedrift og videreforedling av malmen. Utslippene fra industrien har vært store, med bl.a. flertalls hundre tonn av PAH. Etter omleggingen av Jernverket på slutten av 1980-tallet, nedleggningen av Koksverket og en rekke utslippsreduserende tiltak fra industrien er miljøtilstanden stadig forbedret.

Fra at hele fjorden var forurenset er det nå den indre delen, Indre Ranfjorden, som er belastet av forurensning. Området fra Alternes-Bjørnbærvika og innover mot Mo er belagt med kostholdsråd. Restriksjonen omfatter sanking og spising av skjell på grunn av høyt innhold av PAH og BaP. På tross av senere års forbedring av miljøtilstanden er det i 2003 og 2004 igjen observert økte nivåer av PAH i skjell (Figur 7-Figur 8). Nivåene av PAH og BaP var i 2003 og 2004 like høye som de var like etter nedleggelsen av Koksverket og omleggingen av Jernverket.

Med bakgrunn i de kraftig forhøyede nivåene endret og utvidet Mattilsynet kostholdsrådet fra 1997. Kostholdsrådet fra 1997 var satt på bakgrunn av høyt innhold av tungmetallene bly og kadmium og PAH og BaP. Tungmetallnivået er i senere år gått kraftig ned og dagens kostholdsråd (mai 2005) omfatter derfor kun PAH og BaP. Økningen i PAH- og BaP nivå i 2003 og 2004 strakk seg helt ut til Bjørnbærvika. Den sørlige ytre grensen for restriksjonsområdet ble derfor flyttet fra Andfiskåga og ut til Bjørnbærvika.

Utvidelsen av ytre grense gjør at det per i dag ikke finnes noen stasjon utenfor området med kostholdsråd. Dette i sin tur innebærer at den ytre grensen for restriksjonsområdet ikke er kjent.

4.5 Tilførsel av PAH til indre Ranfjorden

PAH tilføres indre Ranfjorden fra land, sjø og elver samt fra atmosfæren. Landbaserte kilder vil være utslipp (industri, avløp med mer) og utlekking fra forurenset grunn. PAH vil også kunne tilføres fjorden fra sedimentene (historiske utslipp). Tilførsel med havstrømmer og atmosfærisk nedfall er her vurdert som liten (Helland og Uriansrud 2006).

Landbaserte kilder er vurdert ved feltkartlegging (SPMD-prosjektet) og ved gjennomgang av eksisterende utslippsdata fra industrien og Koksverkskanalen. Sedimentenes bidrag er vurdert ved to feltkartlegginger og ved modellering (SPMD- og sedimentprosjektet). De ulike datagrunnlagene er vurdert nedenfor. SPMD- og sedimentprosjektet er beskrevet nærmere i NIVA sin rapport (Helland og Uriansrud 2006).

4.5.1 SPMD prosjektet

Bakgrunnen for SPMD-prosjektet er et behov å få kartlagt de viktigste tilførselskildene for PAH til fjorden og hva disse har å si for dagens kostholdsråd. Det fantes ikke tilsvarende undersøkelse av fjorden fra før av (se kap. 3.2). Passive prøvetakere (SPMD) ble valgt for å kunne få best mulig stasjonsdekning. Det ble satt ut SPMD på 19 stasjoner. For å minke usikkerheten ved tolking av resultatene ble prøvene tatt på det samme tidspunktet og analysert av det samme laboratoriet. Usikkerheten i PAH bestemmelsen ved SPMD er en faktor på 2 (Helland og Uriansrud 2005). Styrken ved SPMD metoden er den relative sammenligningen mellom ulike kilder, og i å ha en kontinuerlig tidsintegrert prøvetaking (i dette tilfelle 3 uker). Sammenligningen kildene imellom gjøres ved å bruke isotopmerkede SPMDer. Resultatene lar seg ikke direkte sammenligne med vannprøver fra hovedkloakken og Koksverkskanalen. Dette skyldes blant annet ulikheter i metodikk, bruk av ulik analysemetodikk og at analysene

er utført av ulike laboratorier. Nivåene ligger dog i samme størrelsesorden, unntatt for Koksverkskanalen. Årsaken til det siste kan ligge i forholdene under prøvetakingen. Vannprøvene fra overvåking av deponi B er tatt under forhold med minimal vannføring i kanalen, dvs driftstans hos Eka Chemicals og tørrværsperiode. SPMD prøven er tatt under periode med normal tilførsel av prosessvann fra Eka Chemicals og i en regnværsperiode.

I følge undersøkelsen tilføres PAH fjorden først og fremst fra hovedkloakken og Koksverkskanalen (Tabell 2). Mobekken bidrar med noe PAH, likeså de det kommunale renseanlegget ved Mjølan og sedimentene på de grunne områdene utenfor kaianleggene. For nærmere detaljer om undersøkelsen vises til Helland og Uriansrud (2005).

Tabell 2 PAH og benzo(a)pyren tilførsel til Indre Ranfjorden i kg/år (Helland og Uriansrud 2006). SPMD målingene har en usikkerhetsfaktor på 2. Snittverdiene er i samme størrelsesorden som vannprøver fra hovedkloakken og kommunalt avløpsvann. Kokskanalen=Kokverkskanalen.

Rangering	Kilde	kg PAH/år			g B(a)P/år		
		snitt	min	maks	snitt	min	maks
1	MIP hovedkloakk	65	33	130	1186	593	2372
2	Kokskanalen	27	13,5	54	2,1	1,0	4,2
3	Mobekken	9	4,5	18	6,6	3,3	13,3
4	Mjølan	3	1,5	6	0,1	0,0	0,1
	Sedimentene	2	1	3	0,0	0,0	0,1
	Moskjæran	1	0,5	2	0,6	0,3	1,3
7	Røssvollhei	0,06	0,03	0,12	0,0	0,0	0,0
8	Storforshei	0,04	0,02	0,08	0,0	0,0	0,0

4.5.2 Sedimentprosjektet

Formålet med sedimentprosjektet var å få kartlagt hvor stor tilførselen av PAH fra sedimentene på de grunne områdene innerst i fjorden var og hva det hadde å si for dagens kostholdsråd. PAH nivåene i de øverste sedimentlagene ble målt i felt og det ble utført laboratorieeksperimenter for å se hvor hardt bundet PAH var til sedimentene (stedsspesifikk Kd). Det siste ville si noe om hvor lett PAH fra sedimentene kunne tas opp i blåskjell (biotilgjengelighet). SFTs veileder TA-2085/2005 ble brukt for risikovurderingen.

De øvre sedimentlagene var markert og sterkt forurenset av henholdsvis EPA-PAH₁₆ og BaP, tilsvarende tilstandsklasse III respektive IV (Molvær 1997). PAH er imidlertid hardt bundet til sedimentene og lekker derfor i liten grad til vann slik de ligger. Oppvirvling fra skipstrafikk vil imidlertid gjøre PAH mer tilgjengelig for blåskjell, spesielt utenfor kaianleggene. For nærmere detaljer rundt undersøkelsen og resultatene vises til Helland og Uriansrud (2005).

4.5.3 Utslippsdata fra Mo Industripark

Utslippsdata til vann og luft fra bedriftene på Mo Industripark og fra hovedkloakken rapporteres årlig til SFT. Tallene er tilgjengelige på nett (www.sft.no/bmi). Hvilke stoffer som analyseres på varierer fra bedrift til bedrift etter pålegg fra SFT.

Målinger: RDMN og Rautaruukki måler PAH og BaP i sine påslipp til hovedkloakken. Fundias utslippstall gjelder for avrenning fra deponi til Mobekken. Utslippstallene for NJEs utslipp til vann er samlede tall for hovedkloakken og Mobekken (avrenning fra deponier på Mo Industripark). Utslipppet fra hovedkloakken slippes ut i Ranfjorden, mellom Toraneskaia og Bulkterminalen. Mobekken har sitt utløp mellom Moholmen og RIT-terminalen (Mobekkleira).

Utslippstall: Mengdeproporsjonale prøver samles inn og rapporteres for den enkelte måned. Bedriftene måler nå på EPA-PAH₁₆. I 2005 lå de årlige utslippsmengdene fra hovedkloakken på 43 (13-71) kg. Tilsvarende tall for 2006 var 70 (53-88) kg. De årlige utslippsmengdene fra

Tiltaksplan for Indre Ranfjorden, Nordland fylke.

RDMN lå i samme periode på henholdsvis 66 og 54 kg. De månedlige PAH nivåene i RDMNs påslipp varierer kraftig, fra ca. 0.02-22 kg PAH₁₆. De store vannmengdene i hovedkloakken gjør det vanskelig å fange opp slike variasjoner i påslipp, som følge av at konsentrasjonen i hovedkloakken til stor del er under kvantifiseringsgrensene for de enkelte PAH forbindelsene.

Tabell 3 Utslippstall for PAH₁₆ (kg) i 2005 fra RDMN og MIPs hovedkloakk. Nivåene er angitt med snitt, minimum og maksimumverdier. Ved beregning av snitt, minimum og maksimum er henholdsvis ½ LOQ, null og LOQ verdiene brukt for nivåer av enkelt PAH forbindelser <LOQ. "I.b" står for "ikke beregnbart", enten på grunn av at måling ikke er foretatt eller at nivåene for alle PAH₁₆ forbindelsene er under LOQ. RDMN hadde driftstans i september og oktober 2005, og derfor null-påslipp til hovedkloakken.

Måned	RDMN			Hovedkloakken				
	Vannmengde (m ³)	snitt kg	min kg	max kg	Vannmengde (10 ⁶ *m ³)	snitt kg	min kg	max kg
Januar	18058	0,54	0,54	0,54	6,0	3,7	1,5	6,0
Februar	16844	4,1	4,1	4,1	4,8	3,8	2,2	5,5
Mars	20995	0,02	0,02	0,02	4,7	3,9	1,7	6,0
April	14931	3,4	3,4	3,4	6,5	4,8	3,3	6,4
Mai	16370	22	22	22	8,2	4,5	1,3	7,7
Juni	27768	11	11	11	6,7	4,1	1,5	6,8
Juli	24148	21	21	21	7,7	4,3	1,4	7,3
August	5185	4,5	4,5	4,5	6,5	1,3	0,1	1,2
September	0	i.b.	i.b.	i.b.	6,4	2,8	i.b.	5,5
Oktober	0	i.b.	i.b.	i.b.	8,2	3,6	i.b.	7,1
November	8860	0,01	0,01	0,01	6,6	2,9	i.b.	5,7
Desember	29078	0,05	0,05	0,05	6,6	2,9	i.b.	5,7
Sum	182237	66	66	66	79	43	13	71

Tabell 4 Utslippstall for PAH₁₆ (kg) i 2006 fra RDMN og MIPs hovedkloakk. Nivåene er angitt med snitt, minimum og maksimumverdier. Ved beregning av snitt, minimum og maksimum er henholdsvis ½ LOQ, null og LOQ verdiene brukt for nivåer av enkelt PAH forbindelser <LOQ. "I.b" står for "ikke beregnbart", enten på grunn av at måling ikke er foretatt eller at nivåene for alle PAH₁₆ forbindelsene er under LOQ.

Måned	RDMN			Hovedkloakken				
	Vannmengde (m ³)	snitt kg	min kg	max kg	Vannmengde (10 ⁶ *m ³)	snitt kg	min kg	max kg
Januar	22125	0,12	0,12	0,12	8,2	2,0		4,0
Februar	22860	16	16	16	6,7	1,4	0,18	2,6
Mars	24320	0,02	0,02	0,02	6,4	2,2	1,3	3,1
April	17757	0,07	0,07	0,07	7,3	2,8	0,23	5,3
Mai	16043	0,15	0,15	0,15	5,4	11	10	12
Juni	14403	8,1	8,1	8,1	5,2	7,2	5,2	9,1
Juli	17147	10	10	10	5,1	4,8	2,9	7,0
August	22177	0,02	0,02	0,02	5,8	2,3	1,5	3,2
September	17214	0,04	0,04	0,04	6,0	2,7		5,4
Oktober	19179	16	16	16	7,0	16	15	17
November	21880	0,06	0,06	0,06	5,2	2,6	1,9	3,4
Desember	13430	4,0	4,0	4,0	6,7	15	14	17
Sum	228535	54	54	54	75	70	53	88

4.5.4 Koksverkskanalen

Koksverkskanalen er blitt overvåket siden midten av 1990-tallet. I 2002 overtok KIAS ansvaret for målingene fra Rana kommune. Koksverkstomta gjennomgikk en stor miljøsanering i begynnelsen til midten av 1990. De forurensede massene som ble ført bort fra området inneholdt ekstremt høye nivåer av PAH, cyanid og arsen. Området ble ikke totalsanert og det er derfor grunn til å tro at det fortsatt finnes en god del forurensning igjen i massene (jf Kap. 4.3.4).

Overvåkingsprogrammet har i det siste årene vært fokusert på eventuell utlekking fra deponi B etter gjennomførte avbøtende tiltak. Tiltakene med å tildekke deponi B ser ut til å ha minket utslippene av PAH til kanalen fra dette området, ved at tilførselen til kanalen er minket fra 15-20 kg (2000-2002) til 10-100 gram PAH (2004-05) (MOLAB 2006).

Måleresultatene i kanalen ser ut til å variere med nedbørsmengder (utvaskingsgrad av de forurensede massene) og med økt grad av fortykning med sjøvann jo nærmere sjøen en kommer. Prøvene i de siste år er blitt tatt under tørrværsperioder og under driftstans til Eka Chemicals, vil derfor være et minstemål på utlekking fra Koksverkstomta. Tilførselen til kanalen vil kunne være helt annerledes under forhold som øker utvasking av de forurensende massene fra tomta. Det er derfor vanskelig å si hvorvidt den totale tilførselen av PAH til kanalen er minket i vesentlig grad.

4.6 Tiltak og måloppnåelse

4.6.1 SEDFLEX modellering

Formålet med SEDFLEX-modelleringen som NIVA (Saloranta 2006) utførte var å se hvor mye tilførselen av PAH måtte reduseres for at dagens kostholdsråd skulle kunne oppheves innen 2009. Modelleringen ble gjort ved tre ulike scenarier:

- Reduksjon av tilførsel av landbaserte kilder
- Reduksjon av tilførsel fra sedimentene
- Samtidig reduksjon av begge typer kilder

Resultatene fra modelleringen viser at tiltak kun i sedimentene vil ha en marginal forbedrende effekt. Tiltakene må først rettes mot landbaserte kilder. PAH-utslippene fra land må reduseres med ca. 40-60% i 2007 med hensyn på PAH og i forhold til 2004 års nivåer for at fjorden skal kunne friskmeldes i 2009.

4.6.2 Måloppnåelse

Målet for tiltaksplanen er å få redusert tilførselen av PAH til fjorden slik at fjorden kan friskmeldes fra dagens kostholdsråd. Dette innebærer kontroll over de vesentligste kildene, for å sikre at de rette tiltakene gjennomføres og at PAH-nivåene holdes under akseptgrensen til Mattilsynet over tid. Bekreftelse av måloppnåelse krever:

- Fortsatt **overvåking** av PAH- og BaP-nivåer i skjell fra Indre Ranfjorden. Overvåkingen foreslås å foregå i fortsatt JAMP-regi (se kap. 4.4). JAMP programmet foreslås utvidet med 1-2 ekstra stasjoner, slik at ytre grense for restriksjonsområdet kan fastsettes. I tillegg bør det vurderes om det er hensiktsmessig å samle inn skjell fra en ekstra lokaliteter innerst i fjorden, ved Koksverkskanalen, for å kunne skille på tilførsel fra hovedkloakken og andre utslippskilder ved Toraneskaia, respektive avrenning og utlipp via Koksverkskanalen. Video fra driftsinspeksjon hos Rana Gruber har vist på rikelig skjellforekomster langs bedriftens rørledninger.

- Fortsatt **overvåking** av utslipp fra Koksverkskanalen, under normale vannforhold i kanalen. Programmet er under revisjon av SFT.
- Fortsatte **kontrollmålinger** av påslipp/tilførsler til hovedkloakken, etter gjennomført materialstrømanalyse, og av Mobekken etter gjennomførte tiltak i tråd med oppfølging av grunnforurensningsprosjektet (SFT).

5. Tiltaksplan

De faglige undersøkelsene til NIVA har gitt grunnlag for videre diskusjoner om mulige tiltak for å nå miljømålet om en friskmeldt fjord. Styringsgruppen for Indre Ranfjorden ble delt inn i fire arbeidsgrupper med formål å finne mulige løsninger og kostnader knyttet til slike løsninger innen sine temafelt. Arbeidsgruppene og deres konklusjoner er beskrevet nedenfor.

5.1 Arbeidsgrupper

5.1.1 Sediment-gruppen

”Sediment-gruppen” var satt sammen av representanter fra Rana Gruber (Terje Guttormsen), Havnevesenet (Per Anders Nygård) og Fylkesmannen i Nordland (Kristina Myrvang). Terje viste en video tatt ved rutineinspeksjon av rørledningene til Rana Gruber for styringsgruppen. Det var mye partikler i vannet og en god del skjell langs rørledningen.

Noteby foretok i 1994 en stabilitetsvurdering av sedimentene i Indre Ranfjorden (Noteby 1994). I 1993 ble sjøbunnen utenfor kaiene kartlagt og sammenlignet med situasjonen ved siste oppmåling (1975). Kartleggingen bekreftet at store volum bunnmasser var blitt rast ut. Undersøkelsen førte til omlegging av hovedutslippet fra Rana Gruber og sikring av Koksverkskaia som holdt på å rase ut.

Havnevesenet foretar jevnlig kartlegging av bunntopografien. Situasjonen er nå stabil, men sårbar. Tiltak rettet mot sedimenter vil derfor kunne få motsatt effekt av det som er ønskelig. Dette på grunn av at mudring vil kunne medføre ny utrasing som i sin tur blottlegger mer forurensede sedimenter. Partikkelavgangen fra Rana Gruber ser ut til å spres jevnt utover etter omleggingen, og bidrar til å dekke over gammel PAH-forurensning som er lagret i sedimentene. Boble-anlegget ved Mjølan, som sørger for å holde elvemunningen isfri, bidrar også til å spre partikler jevnt utover fjorden.

5.1.2 Mo Industripark-gruppen

”MIP-gruppen” består av MIP ved Rolf Jensen og representanter fra RDMN (Kyrre Johansen), Ruukki Profiler (Haldor A. Gundersen), Fundia Armeringsstål (Snorre Petersen), og Fesil Rana Metall (Bengt Lydersen). MIP-gruppen har foretatt en første kartlegging av PAH utslipp til Mobekken og hovedkloakken.

Gruppen konkluderer med at det er mulig å gjøre tiltak for å redusere PAH-utslipp til Mobekken utover allerede planlagte tiltak (jf. oppfølging av A-lokaliteter). Tiltaket omfatter kvalitetssikring av tømmerutiner og eventuell installasjon av nivåvakter i oljeutskillere. Gruppen gjør oppmerksom på at utslipp nedstrøms MIP deponiene (Øijord & Aanes asfaltverk, Nettbuss med mer) ikke fanges opp av et slikt tiltak.

PAH-utslipp til hovedkloakken sies å stamme hovedsakelig fra RDMN. Gruppen har også orientert om en tidligere udokumentert kilde til PAH, kondenspottene på CO gassnett. Et mulig tiltak vil være å rense utslipp fra en del av kondenspottene. Gruppen forslår videre kvalitetssikring av tømmerutiner og eventuell nivåvakt for de ulike bedriftenes oljeutskillere. Tømmingen utføres av forskjellige aktører.

5.1.3 Vika-gruppen

”Vika-gruppen” var satt sammen av representanter for KIAS (Trond Eriksen), Bulkterminalen (Jakob Roghell) og Nordmiljø (Ståle Lysfjord).

Hjellnes COWI AS foretok i 1996 en risikovurdering av forurensning fra Koksverkstomta (von Huth *m.fl.* 1996). I rapporten anbefales ikke å grave opp og fjerne resterende forurensning, med mindre nybygging påkrever graving i massene, dette på grunn av at konsentrasjoner og utbredelse av forurensningen ikke er kjent. Isteden anbefales å avskjære sigevannet oppstrøms forurensningene, for å redusere utvasking av de forurensede massene. I rapporten anbefales også at vannet i Blåbekken samt det vann som tilføres det østligste området pumpes opp og renses.

Vika-gruppen har sett på muligheten for skjulte/ikke registrerte PAH-kilder på Koksverkstomta. Gruppen er godt kjent med området og mener at det ikke finnes noen ukjente deponier av PAH på området. Dagens aktiviteter på området ble gått gjennom. Det foregår per i dag utendørs vasking av biler og maskiner. Denne aktivitet blir skjerpet inn slik at all vasking skjer i Transportsentralens vaskeanlegg, som har oljeutskiller. Ellers fant gruppen ingen pågående utslippskilder til PAH. Forurensingen som er målt i kanalen må derfor stamme fra Koksverkets tid.

5.1.4 Kontroll-/Tilsyns-gruppen

”Kontroll-gruppen” består av representanter fra Rana kommune (Hilde Sofie Masterdalshei) og Fylkesmannen i Nordland (Oddlaug E. Knutsen). Gruppen hadde i oppgave å føre undersøke nærmere om det fantes mindre bedrifter som kunne bidra med olje-utslipp til Indre Ranfjorden. Fylkesmannen og kommunen valgte ut en rekke aktuelle bedrifter, herunder mekaniske verksted og bensinstasjoner, maskinentreprenører og renserier, og gjennomførte i mai 2006 en felles tilsynsaksjon mot 28 virksomheter i Mo sentrum med omegn. Virksomhetene ble kontrollert i forhold til internkontrollrutiner og rutiner samt dokumentasjon knyttet til håndtering og innlevering av farlig avfall til godkjent mottak. Drift og vedlikehold av oljeutskiller og (spill)oljetanker ble kontrollert. Oljeutskillerne er tilknyttet til kommunalt avløpsnett/overløp til grunn og (spill)oljetankene er som oftest nedgravd.

Gruppen kunne på tilsynet ikke finne noen lokalitet som vil kunne påvirke fjordmiljøet betydelig. Oljeutskiller/vaskeaktivitet og nedgravde oljetanker ble i forkant av tilsynet ansett som den mest sannsynlige kilden til PAH-utslipp/avrenning til fjorden. Det var et fåtall virksomheter som på tilsynet kunne fremvise dokumentasjon på tømning/inspeksjon av oljeutskiller, og/eller at den nedgravde spilloljetanken nylig hadde vært tilstandskontrollert. Disse virksomhetene er blitt fulgt opp av Fylkesmannen i etterkant av tilsynet.

5.2 Tiltaksalternativ

Målet med tiltaksplan og tilhørende tiltak er å kunne friskmelde fjorden fra dagens kostholdsrad. Restriksjonen gjelder for sanking og spising av skjell. Mattilsynet stiller som krav til friskmelding at BaP og PAH-nivåene er under grenseverdien og at kilden(e) er under kontroll nå og fremover i tid.

Utredningsarbeidene som NIVA har gjort i forkant av tiltaksplanen har identifisert de primære tilførselskildene for PAH til Indre Ranfjorden til å være MIPs hovedkloakk, og deretter Koksverkskanalen. Resultatene har vært grunnlag for arbeidsgruppens nærmere analyse av mulige kilder.

Følgende tiltak er foreslått nødvendige for å få klarhet i PAH-kildene og for å vurdere hva og hvor store tiltak som vil være nødvendige for å nå miljømålet innen 2009:

5.2.1 Kildekontroll

Hovedkloakken og Kokverkskanalen ser ut til å tilføre de største mengdene av PAH til Indre Ranfjorden. Usikkerheten rundt utslippstallene fra disse kildene gjør det nødvendig å gjennomføre en nærmere kartlegging av mengden PAH og BaP som slippes ut før tiltak gjennomføres. Friskmelding av fjorden fra dagens kostholdråd forutsetter at kildene er under kontroll, for å sikre fortsatt lave nivåer i skjellene over tid. Dette forutsetter at nivåene er kommet under akseptgrensen for PAH og BaP.

Tiltak 1: *Materialstrømanalyse*: utfordringer med bestemmelse av utslippstall for PAH i hovedkloakken gjør at kildekontrollen må rettes mot påslipp/tilførsler til hovedkloakken. MIP-gruppen har identifisert en tidligere udokumentert PAH-kilde til hovedkloakken. Anslagene er dog meget usikre og krever bekreftelse ved måling. I tillegg kommer prosessvann fra de enkelte bedriftene som kan inneholde olje og passerer oljeutskillere før påslipp til hovedkloakken, samt vann fra ulike kilder (bl.a deponier) som pumpes opp til hovedkloakken.

Tiltak 2: *Utredning av PAH-tilførsel fra Koksverkskanalen under normale vannforhold* vil også være nødvendig for å etablere kildekontroll. Siste års overvåking av kanalen har vært gjort med formål å vurdere effekten av tiltak ved deponi B. Målingene har av denne grunn vært foretatt under for kanalen ellers unormale forhold, med minimal vanntilførsel fra påslipp og nedbør. SPMD undersøkelsene, som ble gjennomført i en periode med normal vannføring i kanalen, viste mye høyere PAH nivåer enn overvåkingsprogrammet, noe som kan skyldes forskjellen i vannføring og utlekking av historisk PAH forurensning fra grunnen. Vika-gruppen har også foreslått endring av vaskerutiner av transportbiler for å sikre at eventuell olje blir samlet opp i oljeutskillere.

Tiltak 3: SFT har gitt MIP pålegg om oppfølging av miljøtekniske undersøkelser av A- og B-lokaliteter på industriområdet. Påleggene omfatter blant annet tiltak for redusere utslipp av forurensende stoffer til Mobekken. Aktuelle tiltak omfatter ulike løsninger for å redusere vanngjennomstrømmingen gjennom deponiene, og om mulig å senke grunnvannsstanden ytterligere (Rambøll 2005).

Tiltak 4: Gjennomgang av eksisterende oljeutskillere med utslipp til Mobekken og med virksomheter i kommunen før øvrig som har oljeutskillere.

5.2.2 Tiltaksgjennomføring

Tiltaksgjennomføring (tiltak 1 og 4): MIP-gruppen ser *rensing* av utslipp fra en del av kondenspottene som et mulig tiltak for å minke PAH-påslippet fra gassnett. Det kan være aktuelt med mer hyppig utskifting av rensfilter i vannrenseanlegget til RDMN for å sikre at disse ikke når metning før utskifting. Før dette arbeid starter bør imidlertid en *materialstrømanalyse* utføres for vann- og gassnett. Ulike tiltaksalternativer vil bli nærmere utredet så snart bidraget av PAH og BaP fra dreispottene er kartlagt. Kostnadene forbundet med kartleggingen er estimert til 200 000 NOK.

I tillegg foreslår gruppen *kvalitetssikring av tømmerutiner, og vurdering av behov for nivåvakt*, for oljeutskillerne på industriområdet (vann-nett for deponier og påslipp til hovedkloakken) og i kommunene før øvrig som mulige tiltak. Her må det først innhentes en oversikt over hvilke oljeutskillere som finnes, hvem som eier disse og hvem som har ansvaret for å følge opp tømmerutinene.

Etter gjennomført kartlegging, må resultatene vurderes for å finne ut hvor det er mest hensiktsmessig å gjennomføre tiltak, samt hvilke tiltak som vil ha størst effekt. Ansvaret for dette ligger hos de som eier og driver gassnettets respektive oljeutskillerne.

Tiltaksgjennomføring (Tiltak 2): Perioder med nedbør vil kunne føre til økt utvasking av gjenværende forurensning fra Koksverkstomta. Et mulig tiltak for å minke utvaskingen vil være å skjære av overflatevannet før det når de forurensede massene. Vika-gruppen har estimert kostnadene ved et slikt tiltak til ca 10-11 millioner kroner. Tiltaket vil kunne føre til senking av grunnvannsstand. Det er uklart hva en slik senking av grunnvannsstand vil ha å si for stabiliteten til massene på Koksverkstomta. Det er også usikkert hvor tett fyllingsfronten mot kaiene er for utlekking og hvor stor belastningen vil være på disse frontene. Kaifronten ved Rana Gruber var på tur å gi etter på 1990-tallet og for å opprettholde stabiliteten måtte utslippsledningene legges om. Det kan i tillegg tenkes være andre tiltaksalternativ som er bedre.

Tiltaksgjennomføring (tiltak 3): Gjennomføring av tiltak 3 følges opp av berørte parter i tråd med pålegget fra SFT.

Tiltaksgjennomføring (tiltak 4): Gjennomføring av tiltak 4 må følges opp av de som eier og driver oljeutskillerne.

5.2.3 Tiltaksverifisering

Tiltaksverifisering (tiltak 1): De ansvarlige virksomhetene må vurdere hvor godt de enkelte tiltakene har virket etter hensikten. Oppfølging av kartleggingen av PAH og BaP i de ulike tilførselskildene til hovedkloakken vil være avhengig av kildenes størrelse og årsaken til utslippene. Dersom endringer i produksjon medfører at en kilde reduseres/stanses må dette kunne dokumenteres.

Tiltaksverifisering (tiltak 2): Overvåkingsprogrammet for kanalen som KIAS var ansvarlig for å avslutte gikk ut i 2006. Det skal etableres et nytt program i samarbeid mellom aktuelle aktører på tomte og SFT. Et slikt program forventes å kunne gi et bedre bilde av PAH-tilførslene til fjorden.

Fortsatt årlig JAMP overvåking av forurensningsnivå i skjell er et selvsagt behov for å avdekke videre miljøutvikling og verifisere at miljømålet for fjorden er nådd. De siste fem år har JAMP programmet for fjorden vært basert på tre stasjoner helt innerst i fjorden. Etter Mattilsynets revurdering av kostholdsrådet i mai 2005 havnet imidlertid den ytterste stasjonen (Bjørnbærvika) innenfor restriksjonsområdet. Det finnes med andre ord per i dag ingen stasjon utenfor restriksjonsområdet, noe som vanskeliggjør ytre avgrensning av området med kostholdsråd. For å etablere en ytre grense vil det være behov for å utvide stasjonsnettet utover i fjorden med minst 1-2 stasjoner. I tillegg bør det vurderes å gjenopprette stasjon B2 innerst i fjorden, for å om mulig skille mellom tilførsler fra Koksverkskanalen og fra utslipp til området ved Toraneskaia (B4).

Tiltaksverifisering (tiltak 3 og 4): Verifisering av tiltak gjennomført under tiltak 3 følges opp av berørte parter i tråd med pålegget fra SFT. Det enkelte selskap som eier oljeutskillerne må hver for seg ta sitt ansvar.

5.2.4 Måloppnåelse

Miljømålet for Indre Ranfjorden er nådd ved friskmelding fra dagens kostholdsråd. Eventuell friskmeldingen vurderes av Mattilsynet etter søknad med vedlagt dokumentasjon om forbedringene. Dokumentasjonen må tilfredstille de krav som Mattilsynet har stilt (se kap. 3.2).

5.3 Gjennomføring av tiltak og tidsplan

For å sikre gjennomføring av noen av tiltakene vil det være behov for pålegg fra forurensningsmyndigheten (SFT og Fylkesmannen). Andre tiltak, som sikring av tømmingsrutiner med mer for oljeutskillere, vil kunne gjennomføres som del av bedriftenes internkontrollsystem (HMS). JAMP – programmet forutsettes fortsatt som ledd i nasjonal miljøovervåking. **Følgende tiltak vil kreve pålegg fra SFT:**

- Fastsettelse av felles måleparameter for PAH (overvåkingsprogram og bedriftsrapportering)
- Materialstrømanalyse for MIPs vann- og gassnett
- Utredning om tiltaksalternativ og effektivitetsvurdering av Vikaområdet mht tilførsel av PAH til Ranfjorden fra kanalen/området.
- Revidert overvåkingsprogram for Koksverkskanalen.

Tiltak som bedriftene selv kan sette i gang forventes kunne være gjennomført i løpet av 2007-2009. Disse tiltakene omfatter kartlegging, forsøk med rensing og endrede prosessmetoder med henhold til PAH i gassnettet, dvs:

- Forsøk med rensing av utslipp fra kondenspotter
- Føre avløp fra drenspotter RDMNs renseanlegg der dette er mulig
- Vurdere/forsøke med lavere temperatur ved gassrensing RDMN for å redusere kondensmengden

Tidspunkt for oppstart av øvrige tiltak vil bli fastsatt av forurensningsmyndigheten (SFT) i egne pålegg/vedtak.

SFT ser behov for at kildekartleggingen må være ferdig innen 2009. Tidsfristen passer godt inn i tidsløpet til oppfølging av EUs vannrammedirektiv. Ranfjorden med omegn er en av kandidatene til første vannområde i Nordland. Dersom Ranfjorden med omegn blir valgt som første vannområde, vil forvaltningsplanen med tiltaksprogram måtte være ferdigstilt innen utgangen av 2009. Tiltak beskrevet i tiltaksprogrammet skal være gjennomført og verifisert innen seks år etter dette (2015). Dersom tiltak for å redusere de landbaserte kildene gjennomføres i 2007 i tråd med NIVAs anbefalinger, vil friskmelding av fjorden kunne skje tidligst i 2009.

6. Økonomisk analyse

6.1 Kostnadsoversikt

6.1.1 Tiltak rettet mot sedimenter

Mudring og tildekking med rene masser vil kunne være et mulig tiltak for å redusere sedimentenes tilførsel av PAH. Av sikkerhetsmessige årsaker vurderes mudring og tildekking dog som dårlig tiltaksalternativ, da det vil kunne starte ukontrollerte ras i bunnsedimentene med påfølgende blottlegging av mer forurensede sedimenter og eventuell utrasing av kaier. Det andre alternativet er ”naturlig tildekking” over tid. Normalt vil dette omfatte avsetning av elvemateriale, som med tiden legger seg som et rent lokk over de forurensede sedimentene. I Indre Ranfjorden vil gruveavgang fra Rana Gruber (ca. 1M tonn/år) påskynde denne prosessen.

I tiltaksplanen for Harstad (Mørch og Weideborg 2005) gis noen tall for ulike tiltaksalternativ i sedimenter:

- **Naturlig tildekking:** Kostnader knyttet til overvåking.
- **Mudring og tildekking:** Kostnad ca. 50-500 NOK per m² forurensede masser. Dersom sedimentene på de grunne områdene (20 og 40 m) skal dekkes til vil kostnaden for dette bli henholdsvis 480-3200 MNOK og 650-4330 MNOK.
- **Mudring og tildekking:** Hvis tiltaket blir gjennomført kun i sedimenter utenfor kaianleggene vil kostnaden blir: 8-51 MNOK (Koksverkskaia), 9-62 MNOK (Bulkterminalen), 3-20 MNOK (Toraneskaia), og 14-95 MNOK (RIT-terminalen).

Massene som fjernes må håndteres videre, enten ved deponering eller levering til mottaksanlegg. Kostnader for landdeponi, dypvanndeponi og strandkantdeponi ligger på henholdsvis ca. 3-6 MNOK, 90-120 MNOK, og 6-10 MNOK (Mørch og Weideborg 2005). Kostnader for overvåking kommer i tillegg. Levering til mottaksanlegg koster ca. 400-600 NOK/tonn.

NIVA konkluderte i sin rapport (Saloranta 2006) at tiltak kun rettet mot sedimentene kun vil ha en marginal effekt, og ikke ville bidra til å heve kostholdsrådet. Rasrisikoen, med mulig blottlegging av mer forurensede sedimenter, samt prinsippet om å først stoppe/reducere aktive tilførsler, tilsier også at tiltak ikke i første rekke bør gjennomføres i sedimentene.

6.1.2 Tiltak rettet mot landbaserte kilder

MIP og RDMN: Gjennomføring av utslippsreducerende tiltak etter utsjekking av PAH fra drengspotter og forsøk med rensing fra drengspotter gjøres i regi av RDMN. Antatt kostnad for kartlegging og tester er 200.000 kroner.

Vika-området: Etablering av avskjærende grøft til Vika-området er estimert å koste ca 10-11 millioner kroner. Det er uklart hva en slik senking av grunnvannsstand som avskjæringen vil kunne medføre, vil ha å si for stabiliteten til massene på Koksverkstomta. Saken bør derfor først utredes nærmere. Tilbud på en slik undersøkelse må hentes inn i en anbudsrunde.

6.1.3 Overvåking

Kostnader for overvåking av resipienten for å dokumentere tiltakseffektivitet og måloppnåelse vil primært være knyttet til analysekostnader for de ekstra stasjonene som er foreslått inkludert i eksisterende JAMP-program for fjorden. I tillegg kan noe kostnad for tolking og statistisk behandling av ekstra stasjonsdata komme i tillegg. Kostnadene vil uansett være små i forhold til foreslåtte tiltak og ha en høy verdi for å verifisere om og når miljømålet for fjorden er oppnådd.

6.2 Fordelingsmodell

Hovedprinsippet for fordeling av kostnader ved tiltaksgjennomføring er at ansvaret for opprydding/tiltak ligger hos den som eier forurensningen. Dersom eier er ukjent og eller forurensningen ikke kan knyttes til en/flere spesifikke eiere vil kostnader for tiltak kunne rettes til Staten.

Utslipp/avrenning fra industri, i dette fall MIP med aktuelle bedrifter, vil derfor være industriens ansvar, hvor kostnadene med tiltakene vil tilfalle dem som bidrar til forurensningen og eller via konsesjon/pålegg fra SFT plikter å gjennomføre tiltak ved behov (jf tiltak 1-3). Detaljene rundt en slik fordelingsmodell overlates til industrien selv å utforme.

Overvåkingsprogrammet for Koksverkskanalen er under revisjon. KIAS forpliktelser for overvåking opphører ved årskiftet 2006/07. SFT har startet et arbeid med revisjon av overvåkingsprogrammet. Kostnadene knyttet til det nye overvåkingsprogrammet vil rettes mot aktuelle eiere på Vika-området. Detaljene for en slik fordelingsmodell overlates til SFT å utforme.

Vurdering av tiltak på Vika-området, med nødvendige utredninger, må ses i sammenheng med resultater fra overvåkingen av Koksverkskanalen under normale vannforhold. Per i dag er finnes ingen identifiserte nye kilder til PAH fra området. Historisk forurensning fra Koksverkstiden er derfor forventet å være hovedsakelig kilde til PAH utlekking fra området. Statens rolle i denne sammenheng må avklares, før en fordelingsmodell for tiltakskostnader kan opprettes sammen med øvrige problem-/grunneiere.

Overvåking av Ranfjorden, for å verifisere måloppnåelse, vil best knyttes til eksisterende JAMP overvåking. Programmet foreslås utvidet med noen ekstra stasjoner for å kunne avklare ytre grense for kostholdsrådet. Kostnader knyttet til de ekstra stasjonene foreslås dekket innenfor eksisterende JAMP-program.

7 Referanser

- Helland, A., og F. Uriansrud 2006. Kvantifisering av kilder til PAH-forurensning i indre del av Ranfjorden. NIVA rapport 5161-2006
- von Huth, A., L. Andersen, J. Dall-Jepsen 1996. Risikoanalyse av forurensninger på Koksverkstomta. Hjellnes COWI prosjektnummer 95439.
- Kirkerud, L., T. Bokn, J. Knutzen, K. Kvalvågnæs, J. Magnusson og J. Skei 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. NIVA O-31/75.
- Kirkerud, l., m. Haakstad, J. Knutzen, B. Rygg, J. Skei og Ø. Tryland 1985. Basisundersøkelse i Ranafjorden – en marin industriresipient. Samlerapport (Overvåkingsrapport 207/86). NIVA rapport 207/86.
- MOLAB 1995. Rapport til Rana kommune ”Kartlegging og overvåking av forurensning fra Koksverkstomta. Statusrapport pr. 1/7-95”. SINTEF MOLAB rapport 95014A
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA 1467/1997, 36s, ISBN 82-7655-367-2.
- Mørch, T., og M. Weideborg 2005. Harstad havn - Miljøundersøkelser og risikovurdering av forurensede sedimenter og tiltaksutredning. SWECO GRØNER rapport nr. 128440-1
- Rambøll 2005. Mo Industripark – Risikovurdering og vurdering av behov for tiltak ved deponier og forurenset grunn lokaliteter. Rapport 640079A R03, rev. 01, s. 68+8.
- Saloranta, Tuomo. S. 2006. Simuleringer av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH) i Ranfjorden. NIVA rapport 5172-2006.

8 Vedlegg

8.1 Vedlegg A: PAH – om PAH og bestemmelse av PAH

8.1.1 Generelt

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er et samleavn for ringformede kjeder av karbon og hydrogen (hydrokarboner) som er satt sammen med hverandre. Ett annet ord for PAH er tjærestoffer. PAH består av en rekke forbindelser som, avhengig av hvor mange ringer de har, er mer eller mindre flyktige. Olje har størst mengde lette PAH-forbindelser, mens forbrenning gir en rest av tyngre PAH forbindelser.

8.1.2 Effekt og grenseverdier

Flere av PAH forbindelsene er giftige, skadelige for forplantning og arvestoff (mutagene) eller kreftfremkallende. Den antatt farligste forbindelsen er benzo(a)pyren (BaP), som er kjent kreftfremkallende. Det er vanskelig å sette en grense for stoff som påvirker arvestoff (gentoksiske) da enhver dose av et slikt stoff innebærer økt risiko for skader. Grenseverdiene blir derfor satt i forhold til en ”akseptert” risiko, i dette fall at det er risiko for at mindre enn 1 av 100 000 personer (0.001%) får kreftsvulst som følge eksponering. Grenseverdien er basert på eksperimentelle dyreforsøk og omregnet til å gjelde for en aktuell befolkningen ved inntak av blåskjell.

Mattilsynet har satt norske tiltaksgrenser for PAH og BaP i blåskjell til henholdsvis 250 og 5 µg/kg våtvekt (ppb vv) (Mattilsynet mai 2005). Overskrides grensen vurderer Mattilsynet behovet for å opprette kostholdsråd, dvs å fraråde sanking og spising av den aktuelle arten i et gitt område. Dyreforsøket er basert på eksponering for BaP i en tjæreblanding, fra hvilke grenseverdien for PAH (Tabell 5) er beregnet ved bruk av en faktor.

Friskmelding av en fjord vil derfor kunne skje først når nivåene i skjellene er kommet under grenseverdien (tiltaksgrensen) for BaP. I tillegg må det foreligge kildekontroll for å sikre at de lave nivåene vil vedvare. Det er viktig å minne om at selv om det er lite sannsynlig at noen spiser skjell fra en industrifjord så sier nivåene i skjellene noe om forurensningsgraden og den faren den utgjører for mennesker. Blåskjell brukes her som en indikator for miljøtilstanden og helsefaren forbundet med en slik forurensning. Det gir også et mål – friskmelding – for oppryddingsarbeidet.

8.1.3 Måleparametere

PAH omfatter som nevnt en rekke forbindelser og ulike kilder kan ha forskjellig PAH-sammensetning. Det blir derfor viktig å definere hvilke forbindelser man mener når man angir å ha målt PAH i en eller annen matrise. Dette for å sikre seg at man ikke sammenligner epler og pærer. De vanligste definisjonene er:

- Norsk standard/PARCOM (NS PAH) - ofte brukt i aluminiumindustrien og annen smelteverksindustri. Omfatter i hovedsak de mer tyngre PAH forbindelsene.
- US EPA PAH₁₆ – Standardmetode brukt av den amerikanske forurensningsmyndigheten og tradisjonelt brukt internasjonalt ved resipientovervåking (sediment, biota og fersk-/sjøvann). Ved klassifisering av miljøtilstanden etter SFTs veiledere (97:03 og 97:04) brukes US EPA PAH₁₆ minus naftalen. Luftovervåking omfatter 4 eller 11 PAH forbindelser.

Tiltaksplan for Indre Ranfjorden, Nordland fylke.

- PAH₁₀ – 11 av de 16 EPA-PAH₁₆ forbindelsene. Brukes av Vitenskapskomiten for mattrygghet (VKM), på vegne av Mattilsynet, for blant annet vurdering av kostholdsråd for sjømat. Metoden klarer ikke å skille mellom to enkeltforbindelser, derav navnet PAH₁₀ selv om den egentlig omfatter 11 av de 16 EPA-PAHene.
- Borneff₆ – ofte brukt i aluminiumindustrien. Omfatter tyngre PAH-forbindelser.

En sammenstilling av fire ulike definisjoner som er relevante for dette prosjektet er gitt i Tabell 5. US EPA PAH₁₆ er blitt brukt ved resipientovervåking av Ranfjorden for PAH-bestemmelse i sedimenter, skjell, fisk og reker siden 1980-tallet,. Mattilsynets vurdering av grenseverdier for kostholdsråd bygger på 11 av disse PAH-forbindelsene. Aluminiums-/smelteverksindustrien har tradisjonelt vært den største kilden til PAH-utslipp i Norge. Her har fokus vært human helse, og risiko for kreft. Av denne grunn er det vært og er vanlig at industrien pålegges å måle Borneff₆ som omfatter de tyngre og mer giftige PAH-forbindelsene, eller i noen tilfeller NS PAH/EPA-PAH₁₆.

Utfordringen oppstår når man skal sammenligne målinger i utslipp/avrenning med målinger i resipienten (kildesporing). Det finnes ingen god omregningsfaktorer som kan brukes da PAH sammensetningen er kompleks og ulik for forskjellige kilder.

Tabell 5 Sammenstilling av ulike definisjoner av PAH relevante for dette prosjekt.

PAH forbindelse	NS PAH	US EPA PAH ₁₆	VKM PAH ₁₀ ¹	Borneff ₆
Naftalen		X	X	
Acenaftylene		X		
Acenaften		X		
Fluoren		X		
Fenantren	X	X	X	
Antrasen	X	X	X	
Fluoranten	X	X	X	X
Pyren	X	X		
Benso(a)fluoren	X			
Benso(b)fluoren	X			
Benso(a)antrasen	X	X	X	
Krysen (trifenyl)	X	X	X	
Benso(b)fluoranten	X	X	X	X
Benso(k)fluoranten	X	X	X	X
Benso(e)pyren	X			
Benso(a)pyren	X	X		X
Indeno(1,2,3-c,d) pyren	X	X	X	X
Dibenso(ah)antrasen	X	X		
Benso(ghi)perylene	X	X	X	X
Dibenso(a,e)pyren	X			
Dibenso(a,h)pyren	X			
Dibenso(a,i)pyren	X			

¹ Vitenskapskomiten for mattrygghet (VKM) bruker PAH₁₀. Forbindelsene tilsvarer 11 av EPA-PAH₁₆.

8.1.4 Kvaliteten i målinger

Tolkning av målte verdier er direkte knyttet til usikkerheten i datamaterialet. Usikkerheter kan oppstå i forbindelse med prøvetaking, analyse og beregning av konsentrasjoner som følge forurensning (kontaminering) av prøvene og menneskelige/datatekniske problemer. Hovedprinsippet er å ha en så god målemetode at problemstillingen kan belyses med tilfredstillende sikkerhet. En måte å løse dette på er å be laboratoriet å velge den metoden som

best vil svare på den aktuelle problemstillingen, gitt noen kriterier, og at laboratoriet gir en faglig begrunnelse for valget.

Analyserapporten for målingene skal minst omhandle metodebeskrivelse, resultater og analytisk teknisk data som klart angir usikkerheten i målingene. Noen viktige nøkkelord i denne sammenheng er deteksjonsgrense (målbarehetsgrense, <LOD), dvs nivået hvor man i det hele tatt kan utlese (registrere) et signal fra måleinstrumentet over bakgrunnsstøyen, kvantifiseringsgrense (<LOQ) som er det nivået hvor man med (statistisk) sikkerhet kan tallfeste hvor mye av stoffet som er i prøven samt presisjon og nøyaktighet som begge sier noe om hvor stor usikkerheten i målingen er.

Det finnes per i dag ingen standardisert måte å summere nivåer under LOQ på. Med mindre laboratoriet også oppgir LOD står man foran en utfordring. En måte å løse dette på er å angi ”snitt”, minimum og maksimumverdier, hvor ”snittet” tilsvarer 1/2LOQ for de enkeltforbindelser med nivåer under LOQ. Noen laboratorier er begynt å angi rapporteringsgrenser (for eksempel NIVA). Disse er nærmest å sammenligne med LOD, og utgjører ca. 2 ganger bakgrunnsverdien i prøven. Nivåer under LOD kan ikke summeres.

8.2 Vedlegg B: VKM og Mattilsynrapport

Rapporten i sin helhet kan lastes fra: <http://www.vkm.no>

04/508-5-endelig



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

29. april 2005

Vurdering av nye resultater - Ranfjorden

SAMMENDRAG

Indre Ranfjorden er i dag belagt med kostholdsråd på grunn av tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Kostholdsrådet er: *"Konsum av skjell fanget innenfor Alterneset-Andfiskå frarådes"*. Rådet ble sist vurdert i 1997.

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden har på oppdrag fra Mattilsynet vurdert nye analyseresultater av blåskjellprøver fra Ranfjorden. Prøvene er analysert for tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv og for PAH-forbindelser inkludert benzo[a]pyren (BaP).

Det å spise skjell fra Ranfjorden med de målte nivåene av tungmetaller, vil ikke medføre vesentlig endring i eksponeringen hos voksne og vil ikke medføre økt risiko for helseskade.

Barn er mer følsomme for blyeksponering. Faggruppen har ikke oversikt over hvor mye skjell barn spiser, men det er lite sannsynlig at skjell vil være en viktig kilde til blyeksponering hos barn.

I stoffgruppen PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er det flere mutagene forbindelser, slik som BaP. BaP kan brukes som en indikatorsubstans for mulig helseskade ved PAH-eksponering. Siden BaP er gentoksisk er det ikke mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose kan medføre helseskade. Det er derfor et førende prinsipp innen risikovurdering at inntaket av slike stoffer bør være så lavt som rimelig mulig. En metode for å risikovurdere slike stoffer er å bruke eksperimentelle data til å ekstrapolere seg fram til doser der risikoen er så lav at den kan anses å være neglisjerbar. En dose som ved daglig eksponering gjennom hele livet maksimalt gir en kreftisiko på 10^{-5} (1 krefttilfelle per 100.000 innbygger i løpet av 70 år) har vært benyttet som et neglisjerbart nivå. Det er

imidlertid forvaltningens oppgave å bestemme hvilket risikonivå som skal regnes som akseptabelt.

Det er knyttet meget stor usikkerhet til eksponering for BaP via mat i Norge og Europa forøvrig. Det er i dag ikke mulig å fastslå noen eksakt verdi for inntak av BaP, og beregningene som er gjort på den norske befolkningen er mest sannsynlig en underestimert av det faktiske inntaket.

Faggruppen har summarisk prøvd å beskrive tre noe ulike metoder for å risikovurdere BaP i skjell. I prinsippet er det imidlertid liten forskjell mellom metodene og det er de samme eksperimentelle studiene som ligger til grunn. I forbindelse med EFSAAs pågående arbeid skal Hovedkomiteen i VKM se nærmere på ulike modeller som kan brukes til å beregne kreftrisiko for gentoksiske- og karsinogene stoffer.

Bakgrunnsnivå av BaP i skjell i Norge er opp til 1 ng/g. Det å spise skjell med et BaP-innhold over bakgrunnsnivået vil medføre en økt eksponering for BaP, spesielt blant de som spiser mye skjell. Inntak av skjell som er klart kontaminerte, slik som skjell fra Toraneskaia tatt ut i 2003, representerer en vesentlig tilleggseksponering. Leilighetsvis konsum av skjell fra Bjømbærvika og Moholmen i Ranfjorden fra 2002 og 2003 vil medføre liten tilleggsrisiko. Risikoen vil imidlertid øke med høyt skjellkonsum og med økende kontamineringsnivå i skjellene.

BAKGRUNN

Mattilsynet har fått en henvendelse fra Fylkesmannen i Nordland som ber om en vurdering av nye analyseresultater fra Ranfjorden.

Indre Ranfjorden er i dag belagt med kostholdsråd på grunn av tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Kostholdsrådet er: *"Konsum av skjell fanget innenfor Alterneset-Andfiskå frarådes"*. Rådet ble sist vurdert i 1997.

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden fikk oversendt henvendelsen om Ranfjorden i juni 2004, men faggruppen kunne ikke vurdere resultatene slik de forelå (Protokoll, 24.09.04).

Mattilsynet har siden forrige behandling i faggruppen, mottatt utkast til NIVA-rapport hvor resultatene som tidligere ble oversendt, er satt opp på en vitenskapelig måte. Blåskjellprøver fra Ranfjorden er analysert for tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv og for PAH-forbindelser inkludert benzo[a]pyren.

OPPDRAG FRA MATTILSYNET

Mattilsynet ønsker å revurdere gjeldende kostholdsråd for området, tatt i betraktning nye, og mottatte resultater. Mattilsynet har derfor bedt VKM om å foreta en helsemessig vurdering av de nye resultatene fra ovennevnte NIVA-rapport opp i mot eksisterende kostholdsråd for Ranfjorden.

- Hvilken helsemessig risiko vil det være for befolkningen og eventuelle spesielt følsomme grupper, å spise skjell med de målte nivåer av miljøgifter?

VURDERING

Fareidentifisering og farekarakterisering

Bly (Pb)

Bly akkumuleres i kroppen i flere ulike vev og organer og inntak av bly kan gi mange ulike toksiske effekter. De viktigste effektene av langtidseksponering for lave doser av bly, er virkninger på nervesystemet. Små barn og spesielt fosteret er mest utsatt, og blyeksponering kan resultere i nedsatt kognitiv (læreevne) og motorisk (bevegelseevne) utvikling. Disse effektene av bly er godt dokumentert og blant annet påvist gjennom epidemiologiske undersøkelser (1). Med bakgrunn i effektene på barn og foster ble det tolerable ukentlige inntaket (provisional tolerable weekly intake, PTWI) av bly i 1986 fastsatt til 25 µg/kg kroppsvekt av Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants (JECFA). I 1993 og 2000 stadfestet JECFA denne PTWI-verdien og utvidet den til å gjelde alle aldersgrupper (2, 3).

Kadmium (Cd)

Kadmium tas opp i tarmen og akkumulerer spesielt i nyre og i lever. Ved jernmangel vil kadmiumopptaket kunne øke betydelig. Metallet utskilles meget langsomt (biologisk halveringstid er 10-30 år) og akkumuleres med alderen. Størst konsentrasjon kan det bli i nyrebarken. Effektene av kadmium er godt dokumentert (4). Nyreskade, med proteinuri, er den primære effekt av kadmiumeksponering, eventuelt ledsaget av forstyrrelser i kalsium- og vitamin D- metabolismen som kan lede til tap av beinmasse og osteoporose. Langtidseffekter har også vært observert i lever, i bloddannende-, immun- og kardiiovaskulære organer og i skjelett. I tillegg er kadmium klassifisert som humant karsinogen av International Agency for Research on Cancer (IARC), men dette gjelder spesielt ved inhalasjon.

Det tolerable ukentlige inntaket (PTWI) er av JECFA fastsatt til 7 µg/kg kroppsvekt (5). JECFA re-evaluerte kadmium i 2003 (6). Nyere epidemiologiske undersøkelser tyder på at en lav eksponering på nivå med PTWI er assosiert med en økt prevalens av små nyreforandringer. Den langsiktige betydningen av disse forandringene er usikker, og derfor beholdt JECFA den tidligere PTWI på 7 µg/kg kroppsvekt.

Kvikksølv (Hg)

Det finnes forskjellige former av kvikksølv, både uorganiske og organisk. I sjømat er det metylkvikksølv som kan representere den største helseisikoen. Metylkvikksølv kan påvirke utviklingen i hjernen til fosteret og føre til nevrologiske forandringer hos voksne. Det er også studier som indikerer at metylkvikksølv påvirker blodtrykket. Metylkvikksølv absorberes i tarmen (95 %), krysser placenta og skilles ut i morsmelk. Gjennomsnittlig halveringstid er 70 dager hos voksne. Foster antas å ha høyest følsomhet i siste to trimester av svangerskapet og tidlig postnalt, på grunn av rask utvikling av nervesystemet i denne perioden.

I juni 2003 reviderte JECFA sin vurdering av kvikksølv. Den tidligere PTWI-verdien for metylkvikksølv ble redusert fra 3,3 til 1,6 µg/kg kroppsvekt (6). Vurderingen er basert blant annet på epidemiologiske studier der sammenheng mellom eksponering for kvikksølv hos mødre og hemmet utvikling av sentralnervesystemet hos barna er studert. EFSA vurderte i 2004 kvikksølv eksponering fra fisk blant befolkningen i Europa i forhold til JECFAs PTWI fra 2003 (7).

PAH og benzo[a]pyren

I stoffgruppen PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er det flere mutagene forbindelser hvorav noen er påviselige eller sannsynlige kreftfremkallende. Når det gjelder kreftisiko for mutagene forbindelser kan man anta at det ikke er mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose medfører en viss grad av risiko. En metode for å risikovurdere slike stoffer er å bruke eksperimentelle data og å bruke ulike modeller til å ekstrapolere seg fram til doser der risikoen er så lav at den kan anses å være neglisjerbar. En dose som ved daglig eksponering gjennom hele livet maksimalt gir en kreftisiko på 10^{-5} (1 krefttilfelle per 100.000 innbygger i løpet av 70 år) har vært benyttet som et neglisjerbart nivå (WHO Drinking Water Guidelines). Det er imidlertid forvaltningens oppgave å bestemme hvilket risikonivå som skal regnes som akseptabelt.

EUs vitenskapelige komité (SCF) risikovurderte PAH i 2002 (8). De konkluderte med at inntaket av PAH med gentoksiske egenskaper, slik som benzo[a]pyren (BaP), bør være så lavt som rimelig mulig, men beregnet seg ikke frem til en dose som anses å være neglisjerbar. I og med at sammensetningen av PAH varierer innenfor en faktor på 10 konkluderte SCF også med at BaP kan brukes som indikator for forekomst av PAH og til å vurdere effekt av de karsinogene PAH-forbindelsene i mat (8).

Tidligere Underarbeidsgruppe for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité risikovurderte PAH i skjell, senest i mars 2004. I sin beregning benyttet de T25 og lineær ekstrapolering. T25 er den livstidsdosen som i forsøk gir 25 % av dyrene svulster på et spesifikt sted etter justering for svulsthyppigheten hos kontrolldyrene. T25-dosen omregnes til korresponderende human dose (HT25) ved å ta hensyn til ulikheter i metabolsk aktivitet. HT25 ekstrapoleres så lineært ned til inntak som tilsvarer en kreftisiko på 10^{-5} . Metoden har vist seg å stemme godt overens med andre metoder som involverer mer kompliserte regnemodeller og for kreftfremkallende stoffer der vi har epidemiologiske data ned til en risiko på 10^{-3} (9).

Underarbeidsgruppen for miljøgifter konkluderte med at et inntak av 6,1 ng BaP/kg kroppsvekt/dag gir en livstidsrisiko på 10^{-5} i mennesker. Inntaket er estimert ut i fra forsøk med mus som er eksponert for BaP alene. BaP er imidlertid ikke den eneste kreftfremkallende PAH-forbindelsen som detekteres i blåskjell som er forurenset med PAH. Det ble benyttet en samlet usikkerhetsfaktor på 5 fordi BaP forekommer i en blanding med andre PAH. Beregningen viste at et inntak av 1,22 ng BaP sammen med PAH i blåskjell/kg kroppsvekt/dag gir livstidsrisiko på 10^{-5} . Dette tilsvarer et inntak på 85 ng BaP/dag for en voksen person på 70 kg. (10).

I februar 2005 vurderte JECFA PAH (11). JECFA tok utgangspunkt i samme forsøk som Underarbeidsgruppen for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité benyttet (12) i risikovurdering av BaP i blanding med andre PAH. JECFA har imidlertid benyttet en annen metode enn T25. I JECFAs vurdering er "benchmark dose lower confidence limit" (BMDL) brukt som et utgangspunkt for farekarakterisering siden dataene er egnet for dose-respons modellering. Dose-respons data er tilpasset 8 forskjellige statistiske modeller, og JECFA har valgt å avgrense ved 10 % nedre del av konfidensintervallet for benchmark dosen. BMDL (10 %) er 100 µg/kg kroppsvekt/dag (11).

JECFA har valgt å forholde seg til en ny verdi som kalles MOE (margin of exposure), det vil si BMDL (10 %) dividert med eksponering i befolkning. En høy MOE indikerer at det er stor avstand mellom dose som gir effekt i forsøksdyr og den dose befolkningen eksponeres for.

JECFA estimerte inntaket av BaP til mellom 4 og 10 ng/kg kroppsvekt/dag, og MOE (BMDL_{10%} /eksponering i befolkning) ble 10000 til 25000. Med bakgrunn i dette konkluderer JECFA med at ved de estimerte inntakene av BaP er det liten grunn til bekymring for human helse. JECFA anbefaler likevel at det bør iverksettes tiltak for å redusere PAH-forurensning i mat.

Eksponeringskarakterisering

Resultater fra blåskjellprøver i Ranfjorden

I 2003 ble kvikksølv, bly, kadmium og PAH undersøkt i blåskjell fra fem stasjoner innenfor og nær området med kostholdsrad i Ranfjorden. Innsamling av blåskjell foregikk i perioden 20-24. august 2003. Tre parallelle prøver av 20 stk. blåskjell, 3-5 cm lange, ble innsamlet fra hver stasjon (OSPARs metoder, 1997). Resultatene fra 2003 er sammenliknet med resultater fra JAMP-overvåkning av 3 prøvestasjoner i 2002 (13). I tabell 1 vises en oversikt over resultatene av blåskjell samlet inn i 2002 og i 2003.

Tabell 1: Innhold av bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og benzo(a)pyren (BaP) i blåskjell fra Ranfjorden samlet inn i 2002 og 2003. Nivåene av tungmetallene er oppgitt i mg/kg våtvekt, mens nivåene for BaP er oppgitt i µg/kg våtvekt. Alle verdiene er medianverdier. EU s grenseverdi for bly i skjell er 1,5 mg/kg og 1,0 mg/kg for kadmium.

Prøvestasjoner i Ranfjorden	Tørrestoff %	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Hg mg/kg	BaP µg/kg
2002					
Toraneskaien	11	0,96	0,17	0,02	4,1
Moholmen	13	1,65	0,28	0,03	4,0
Bjørnbærvika	19	0,49	0,15	0,01	0,7
2003					
Toraneskaien	15,2	0,53	0,10	0,01	44
Moholmen	16,5	1,1	0,13	0,01	7,2
Bjørnbærvika	15,7	0,3	0,10	0,01	7,8
Raudberget	14,2	0,44	0,13	0,02	1,4
Kalvhaugneset	16,1	0,25	0,07	0,01	0,7

Blyinnhold i blåskjell lavere enn 0,25 mg/kg våtvekt er å anse som bakgrunnsnivå. Tilsvarende nivå for kadmium og kvikksølv er henholdsvis 0,2 mg/kg våtvekt og <0,03 mg/kg våtvekt (14, 15). EU s grenseverdi for bly i skjell er 1,5 mg/kg og 1,0 mg/kg for kadmium.

De aller fleste skjellprøvene fra Ranfjorden inneholder lave nivåer av kadmium og kvikksølv. Blyinnholdet var noe høyere enn det som regnes som bakgrunn, og en prøve innholdt mer bly enn EUs grenseverdi på 1,5 mg/kg.

Til sammenlikning varierte blyinnholdet i Blåskjellovervåkningsprogrammet 2003 (14) fra 0,05 til 1,25 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 0,22 mg/kg våtvekt. For kadmium varierte innholdet fra 0,07 til 0,38 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 0,18 mg/kg. Innholdet av kvikksølv fra Blåskjellprogrammet varierte fra 0,010 til 0,020 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnittlig kvikksølvnivå på 0,014 mg/kg.

BaP-innhold i blåskjell lavere enn 1 µg/kg våtvekt er å anse som bakgrunnsnivå. For sum PAH er < 50 µg/kg våtvekt antatt å være lite forurenset (16).

Flere av blåskjellprøvene fra Ranfjorden inneholder mer BaP og sum P AH enn det som anses å være bakgrunnsnivåer i skjell. BaP-innholdet i blåskjell fra sammenliknbare stasjoner viser en markert økning fra 2002 til 2003. Det kommer ikke klart frem i rapportutkastet hva årsaken til denne økningen kan være, men det spekuleres i en lokal påvirkning fra en oljeterminal som ligger i nærheten.

Konsum av skjell

I kostholdsundersøkelsen Norkost 1997 (17) inngår ikke skjell som egen matvaregruppe, men er inkludert i matvaregruppen skalldyr. Mesteparten av skalldyrintaket består mest sannsynlig av reker (personlig meddelelse fra Christina Bergsten). Gjennomsnittlig inntak av skalldyr for menn og kvinner er henholdsvis 4 og 5 g/dag, og grove antagelser er at skjell utgjør ca. 10 % av skalldyrintaket.

Fisk- og viltundersøkelsen, del A (18) har direkte spørsmål om skjellinntaket. Gjennomsnittlig inntak av skjell i Norge er 1 g/dag for de som spiser skjell (ca 30 % av deltakerne) og inntak blant høykonsumenter er 5 g/dag (95-percentilen).

Estimater på hvor stor en porsjonsstørrelse av skjell er varierer. I Fisk- og viltundersøkelsen, del A er inntaket beregnet med en gjennomsnittlig porsjonsstørrelse på 70 g. I et nytt arbeid innenfor WHO er et stort måltid skjellmat estimert til å være 250 g¹. Inntaket av skjell som spises i Norge fra Fisk- og viltundersøkelsen, del A vil i så fall være en underestimert i forhold til porsjonsstørrelsene fra WHO. I videre beregninger benyttes norske data på skjellinntak.

Eksposering for bly

Ved å spise skjell som inneholder bly tilsvarende de nivåene som er funnet i Ranfjorden vil inntaket av bly kunne variere fra 1,75 til 11,6 µg/uke for gjennomsnittskonsumenter avhengig av hvor og når skjellene er samlet inn. Høykonsumenter kan ha et inntak av bly fra 8,8 til 56 µg/uke.

Det gjennomsnittlige inntaket av bly fra mat er i den norske befolkningen beregnet å være 147 µg/uke (data fra Norkost 1997 kombinert med data fra Fisk- og vilt undersøkelsen, del A). Eksposering for bly kommer også via inhalasjon, men etter reduksjon av bruk av bly i bensin er denne nå svært liten. Utlekking av bly fra keramikk til næringsmidler kan også være en kilde til blyeksponering hos mennesker (19).

Eksposering for kadmium

Ved å spise skjell som inneholder kadmium tilsvarende de nivåene som er funnet i Ranfjorden, vil inntaket av kadmium kunne variere fra 0,49 til 2,0 µg/uke for gjennomsnittskonsumenter, avhengig av hvor og når prøven er samlet inn. Høykonsumenter kan ha et inntak av kadmium fra 2,5 til 9,8 µg/uke.

Foreløpige beregninger viser at det gjennomsnittlige inntaket av kadmium fra mat i den norske befolkningen ligger omtrent på 112 µg/uke (data Norkost 1997 kombinert med data fra Fisk- og Vilt undersøkelsen, del A)

¹ It should be noted that the standard portion of 100 g, which is sometimes used in risk assessment, is not adequate to assess an acute risk; a portion of 250 g would cover 97.5 % of the consumers of most countries for which data are available (FAO/IOC/WHO's Expert Consultation, Oslo 2004).

Kadmium fra sigarettøyk er en betydelig kilde til kadmiumeksponering hos røykere (4). Utlekking av kadmium fra keramikk til næringsmidler kan også være en kilde til kadmiumeksponering hos mennesker (19).

Eksponering for kvikksølv

Ved å spise skjell som inneholder kvikksølv tilsvarende de nivåene som er funnet i Ranfjorden, vil inntaket av kvikksølv kunne variere fra 0,07 til 0,14 µg/uke for gjennomsnittskonsumenter, avhengig av hvor og når prøven er samlet inn. Høykonsumenter kan ha et inntak av kvikksølv fra 0,35 til 0,7µg/uke.

Det gjennomsnittlige inntaket av kvikksølv fra mat er i den norske befolkningen beregnet til å være 28 µg/uke (data fra Fisk- og Vilt undersøkelsen, del A).

Eksponering for BaP

Skjell

Nedenfor i tabell 2 vises estimert inntak av BaP hos personer som spiser blåskjell fra ulike lokaliteter i Ranfjorden.

Tabell 2: Teoretisk beregning av inntak av BaP fra skjell (ng/dag og ng/kg kroppsvekt/dag) i Ranfjorden med ulike nivåer av BaP som er avdekket i prøvene fra 2002 og 2003. Inntaket er beregnet for gjennomsnittskonsumenter (1 g/dag) og høykonsumenter av skjell (5 g/dag), med antatt kroppsvekt på 70 kg.

Prøvestasjoner i Ranfjorden	År	BaP innhold i skjell ng/g	Gjennomsnitt		Høykonsumenter	
			Ng/dag	ng/kg k.v./dag	ng/dag	ng/kg k.v./dag
Toraneskaien	2003	44	44	0,62	220	3,14
Bjembærvika	2003	7,8	7,8	0,11	39	0,56
Moholmen	2003	7,2	7,2	0,10	36	0,51
Moholmen	2002	4,0	4,0	0,06	20	0,28
Raudberget	2003	1,4	1,4	0,02	7	0,10
Kalvhaugneset	2003	0,7	0,7	0,01	3,5	0,05

Inntaket av BaP fra skjell, spesielt blant høykonsumenter, øker med forurensningsgraden i skjellene.

Bakgrunnseksponering for BaP fra mat

I en Scoop-rapport fra 2004 er gjennomsnittlig inntak av BaP i Europa oppgitt å variere fra 14-270 ng/person/dag (20). Om en beregner gjennomsnitt av de forskjellige inntakene i de 11 landene blir BaP inntaket 87,7 ng/person/dag. Scoop-rapporten konkluderer imidlertid med at inntaksberegningene blant de 11 deltakerlandene er meget usikre og kan i beste fall være en indikator på hvor nivået kan ligge. I SCFs vurdering fra 2002 er det estimert et maksimalt inntak av BaP fra mat på 420 ng/ person/dag (8).

Inntaket av BaP i Norge er i Scoop-rapporten beregnet til å være 17 og 26 ng/person/dag for henholdsvis kvinner og menn (20). De viktigste matvaregruppene var hamburgere, røkt fisk, røkte pølser og brød. I denne beregningen er data fra Norkost 1997 benyttet for matvarekonsum. Inntaket er mest sannsynlig en underestimert av det faktiske inntaket i Norge fordi det kun er med et begrenset utvalg av matvarer som er analysert for BaP og fordi dannelse av BaP under tilberedning av mat ikke er inkludert.

Metoden for å beregne inntaket av PAH som ble brukt i SCOOP-rapporten egner seg ikke til å estimere høyt konsum (95-percentilen). En meget grov antagelse som kan benyttes i slike tilfeller (inntaket beregnet på hele populasjonen, ikke bare dem som spiser) er å multiplisere gjennomsnittskonsumet med en faktor på tre. Et høyt inntak hos kvinner vil da være ca. 50 ng/person/dag og tilsvarende høyt inntak hos menn vil være ca. 80 ng/person/dag.

Når det gjelder inntak av BaP i befolkningen anslår JECFA et gjennomsnitt på 4 ng/kg kroppsvekt/dag (280 ng/dag for en person på 70 kg), mens høyt inntak anslås til 10 ng/kg kroppsvekt/dag (700 ng/person/dag) (11). Dette inntaket er betydelig høyere enn de norske og europeiske beregningene, men som tidligere nevnt hefter det stor usikkerhet til disse inntaksberegningene.

Risikokarakterisering

Tungmetaller

Tungmetallene Pb, Cd og Hg har PTWI-verdier (tolerable ukentlige inntak), som er et nivå for hvor mye en kan innta gjennom hele livet uten risiko for helseeffekter. Tolerable inntak beregnes for stoffer som har terskelverdi for mulige helseskader. Eksponering for doser lavere enn terskelverdien vil ikke medføre helseskade. For stoffer som har akkumulerende egenskaper angis ofte tolerabelt inntak på ukebasis. Det å overskride PTWI-verdiene enkelte ganger er ikke antatt å medføre økt risiko for helseskade så lenge eksponeringen over tid ikke gjør det.

Nivåene av tungmetaller i skjell fra Ranfjorden er ikke vesentlig forskjellig fra det som er målt i skjell fra områder uten kjente kilder til forurensning. Om en antar at inntaket av tungmetallene fra skjell kommer i tillegg til annen bakgrunnseksponeringen fra mat viser tabellen nedenfor hva dette inntaket utgjør i prosent av PTWI.

Tabell 3: Prosentandel som inntaket av henholdsvis Pb, Cd og Hg (inntak = skjell + vanlig kosthold) utgjør av respektive PTWI-verdier. I beregningene er kun høyeste middelverdi for henholdsvis Pb, Cd og Hg som er avdekket i skjell fra Ranfjorden benyttet. Prosentandelen vises både for gjennomsnittskonsumenter og høykonsumenter av skjell i Norge. Verdiene er avrundet.

Tungmetaller	Gjennomsnittskonsumenter (7 g/uke)		Høykonsumenter (35 g/uke)	
	Ukentlig inntak ¹	% av PTWI ²	Ukentlig inntak ¹	% av PTWI ²
Pb	160 µg/uke	9	200 µg/uke	11
Cd	115 µg/uke	23	120 µg/uke	25
Hg	28 µg/uke	25	29 µg/uke	26

¹ Ukentlig inntak: skjell + vanlig kosthold

² PTWI for Pb: 25 µg/kg kroppsvekt/uke, tilsvarer 1750 µg/uke for en voksen person på 70 kg. PTWI for Cd: 7 µg/kg kroppsvekt/uke, tilsvarer 490 µg/uke for en voksen person på 70 kg. PTWI for metHg: 1,6 µg/kg kroppsvekt/uke, tilsvarer 112µg/uke for en voksen person på 70 kg.

Som det fremkommer av tabell 3 utgjør det å spise skjell fra Ranfjorden, med de høyeste verdiene for de ulike tungmetallene, sammen med et vanlig kosthold fra 9 til 25 % av de respektive PTWI-verdiene. Prosentandelen endres ikke vesentlig for personer som har et høyt konsum av skjell.

Inntaksberegningene av tungmetaller i den norske befolkningen er usikre blant annet fordi det er brukt punkttestimat for gjennomsnittlig konsum, det mangler analysedata for enkelte matvarer og en del av analyseresultatene er fra begynnelsen av 90-tallet. Det finnes heller ikke

detaljert informasjon om høykonsumentenes inntak i disse beregningene. Det er imidlertid ingen grunn til å anta at inntaket av tungmetaller fra et vanlig kosthold vil være i nærheten av eller over PTWL.

Det å spise skjell fra Ranfjorden med de målte nivåene av tungmetaller vil ikke medføre vesentlig endring i eksponeringen hos voksne. Faggruppen antar at en slik eksponering ikke medfører økt risiko for helseskade.

Barn er mer følsomme for blyeksponering. Faggruppen har ikke oversikt over hvor mye skjell barn spiser, men det er lite sannsynlig at skjell vil være en viktig kilde til blyeksponering hos barn.

BaP

Når det gjelder kreftrisiko fra mutagene forbindelser, slik som BaP, kan man anta at det ikke er mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose medfører en viss grad av risiko.

Skjell fra prøvestasjonene Toraneskaien, Bjørnbærvika og Moholmen i Ranfjorden tatt ut i 2002 og 2003 inneholder mer BaP enn det som er vanlige bakgrunnsnivåer i skjell. BaP-innholdet i blåskjell fra sammenlignbare stasjoner viser en markert økning fra 2002 til 2003. Som det fremkommer av tabell 4 vil et vanlig inntak av blåskjell med ulike nivåer av BaP som er målt i Ranfjorden utgjøre fra 3 til 200 % av det daglige inntaket i Norge (usikkert estimat) og fra 1 til 52 % av et daglig inntak som tilsvarer en livstidsrisiko for kreft på 10^{-5} . For høykonsumenter vil det å spise skjell fra Ranfjorden kunne utgjøre 16 til 1000 % av gjennomsnittlig inntak i Norge og fra 4 til 259 % av daglig inntakene som tilsvarer livstidsrisiko på 10^{-5} .

Tabell 4: Prosentandel som teoretisk inntak av BaP fra skjell ved ulike prøvestasjoner fra Ranfjorden (se tabell 2) utgjør av daglig inntak og av daglig inntak som tilsvarer en livstidsrisiko på 10^{-5} .

Prøvestasjoner	Gjennomsnittskonsumenter (1 g/dag)		Høykonsumenter (5 g/dag)	
	% av daglig inntak ¹	% av HT10 ^{-5,2}	% av daglig inntak ¹	% av HT10 ^{-5,2}
Toraneskaien	200	52	1000	259
Bjørnbærvika	36	9	177	44
Moholmen	18	5	91	24
Randberget	6	12	32	8
Kalvhaugneset	3	1	16	4

¹ Daglig inntak av BaP i Norge: 22 ng/dag (gjennomsnitt av inntaket hos menn og kvinner, usikker estimat).

² HT10⁻⁵, det vil si inntak av BaP som tilsvarer livstidsrisiko på 10^{-5} : 85 ng/dag

Det er knyttet meget stor usikkerhet til eksponering for BaP via mat i Norge og Europa forøvrig. Det er i dag ikke mulig å fastslå noen eksakt verdi for inntak av BaP, og beregningene som er gjort på den norske befolkningen er mest sannsynlig en underestimert av det faktiske inntaket. Det er ikke identifisert noen spesielt følsomme grupper for effekter av mutagene forbindelser som det bør tas spesielt hensyn til.

Nedenfor vurderes skjellinntak med utgangspunkt i de tre forskjellige risikovurderingen som er beskrevet for PAH og BaP.

Vurdering av skjellinntak ved å bruke SCFs "as low as reasonable achievable":

EU's tidligere Scientific Committee on Food vurderte BaP og PAH i 2002 (8). SCF beregnet seg ikke frem til en dose som anses å være neglisjerbar. De anbefalte at eksponering for gentoksiske karsinogener bør være så lavt som rimelig mulig. Om denne vurderingen legges til grunn mener faggruppen det betyr at en bør unngå å spise skjell som har høyere BaP-innhold enn det som kan regnes som bakgrunnsnivå. For blåskjell vil dette være konsentrasjoner større enn 1 µg BaP/kg.

Vurdering av skjellinntak ved å bruke T25 med justert HT10⁻⁵:

Ut fra de forskjellige inntaksberegningene som er gjort i Europa, kan man anta at eksponeringen for BaP ligger på en kreftrisiko tilsvarende 10⁻⁵ som antas å være neglisjerbar. Det å spise skjell som inneholder mer BaP enn bakgrunnsnivåene vil medføre en økt risiko utover dette neglisjerbare nivået.

Tabell 5 viser beregning av tilleggstrisiko ved å spise skjell utover et bakgrunnsinntak på 85 ng BaP/dag som tilsvarer en livslang kreftrisiko på 10⁻⁵ og som antas å være neglisjerbart².

Tabell 5: Teoretisk beregning av tilleggstrisiko ved å spise skjell med ulike nivåer BaP i skjell utover en livstidsrisiko for kreft på 10⁻⁵. Tilleggstrisikoen er vist for personer med et gjennomsnittlig inntak av skjell (1 g/dag) og for høykonsumenter 5 g/dag av skjell.

BaP innhold i skjell ng/g	Tilleggstrisiko	
	Gjennomsnittkonsumenter	Høykonsumenter
1 (bakgrunn)	0,011 x 10 ⁻³	0,06 x 10 ⁻³
5	0,06 x 10 ⁻³	0,29 x 10 ⁻³
10	0,12 x 10 ⁻³	0,58 x 10 ⁻³
40	0,47 x 10 ⁻³	2,35 x 10 ⁻³

For både gjennomsnittskonsumenter og høykonsumenter av skjell blir tilleggstrisikoen ca. 5 ganger høyere om de spiser skjell med et innhold på 5 ng BaP/g enn ved å spise skjell fra ikke forurensede områder, og omtrent 40 ganger høyere om skjellene inneholder 40 ng BaP/g.

Selv om tilleggstrisiko ved å spise skjell fra kontaminerte områder kan synes lav, viser beregningene i tabell 4 at inntaket av BaP øker betydelig når skjellene har innhold utover bakgrunnsnivå.

Beregningen av BaP-eksponering som gir kreftrisiko på 10⁻⁵ må regnes som konservativ, fordi det er lagt til en ekstra usikkerhetsfaktor fordi BaP forekommer i en annen blanding med andre kreftfremkallende PAH i mat enn den PAH-blandingen som er brukt i det aktuelle eksperimentet med mus.

Vurdering av skjellinntak ved å bruke JECFAs vurdering fra 2005:

Dersom en regner at eksponering fra kost i Norge ligger i størrelsesorden 4 ng BaP/kg kroppsvekt/dag vil konsum av selv de mest kontaminerte skjellene ved Toraneskaiaen (44 ng BaP/g) ikke gi eksponering for BaP utover 10 ng/kg kroppsvekt/dag. Eksponeringen gir liten grunn til bekymring. Samtidig anbefaler JECFA at en bør redusere inntak av BaP fra kosten (11).

² Bergning: 85 ng/dag gir en livstidsrisiko på 10⁻⁵. 85 ng/dag + tilleggssinntak fra skjell (ng/dag) tilsvarer livstidsrisiko X.

X = [(85 ng/dag + tilleggssinntak ng/dag) x 10⁵]/85.

KONKLUSJON

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinerester i matkjeden har vurdert nye analyseresultater av blåskjellprøver fra Ranfjorden. Prøvene er analysert for tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv og for PAH-forbindelser inkludert benzo[a]pyren (BaP).

Det å spise skjell fra Ranfjorden med de målte nivåene av tungmetaller, vil ikke medføre vesentlig endring i eksponeringen hos voksne og vil ikke medføre økt risiko for helseskade.

Barn er mer følsomme for blyeksponering. Faggruppen har ikke oversikt over hvor mye skjell barn spiser, men det er lite sannsynlig at skjell vil være en viktig kilde til blyeksponering hos barn.

I stoffgruppen PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er det flere mutagene forbindelser, slik som BaP. BaP kan brukes som en indikatorsubstans for mulig helseskade ved PAH-eksponering. Siden BaP er gentoksisk er det ikke mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose kan medføre helseskade. Det er derfor et førende prinsipp innen risikovurdering at inntaket av slike stoffer bør være så lavt som rimelig mulig. En metode for å risikovurdere slike stoffer er å bruke eksperimentelle data til å ekstrapolere seg fram til doser der risikoen er så lav at den kan anses å være neglisjerbar. En dose som ved daglig eksponering gjennom hele livet maksimalt gir en kreftrisiko på 10^{-5} (1 krefttilfelle per 100.000 innbygger i løpet av 70 år) har vært benyttet som et neglisjerbart nivå. Det er imidlertid forvaltningens oppgave å bestemme hvilket risikonivå som skal regnes som akseptabelt.

Det er knyttet meget stor usikkerhet til eksponering for BaP via mat i Norge og Europa forøvrig. Det er i dag ikke mulig å fastslå noen eksakt verdi for inntak av BaP, og beregningene som er gjort på den norske befolkningen er mest sannsynlig en underestimering av det faktiske inntaket.

Faggruppen har beskrevet tre noe ulike metoder for å risikovurdere BaP i skjell. I prinsippet er ikke metodene så forskjellige. I forbindelse med EFSA's pågående arbeid skal Hovedkomiteen i VKM se nærmere på ulike modeller som kan brukes til å beregne kreftrisiko for gentoksiske- og karsinogene stoffer.

Bakgrunnsnivå av BaP i skjell i Norge er opp til 1 ng/g. Det å spise skjell med et BaP-innhold over bakgrunnsnivået vil medføre en økt eksponering for BaP, spesielt blant de som spiser mye skjell. Inntak av skjell som er klart kontaminerte, slik som skjell fra Toraneskaien tatt ut i 2003, representerer en vesentlig tilleggseksponering. Leilighetsvis konsum av skjell fra Bjørnbærvika og Moholmen i Ranfjorden fra 2002 og 2003 vil medføre liten tilleggsrisiko. Risikoen vil imidlertid øke med høyt skjellkonsum og med økende kontamineringsnivå i skjellene.

VURDERT AV

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinerester i matkjeden:

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

Koordinator fra sekretariatet: Marie Louise Wiborg

REFERANSER

1. WHO-IPCS 1995. Inorganic Lead, Environmental Health Criteria 165. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
2. WHO 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. Forty-first report of the Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives. WHO technical report series no. 837. World Health Organization, Geneva, Switzerland
3. WHO 2000. Lead. In: Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives, Food Additives Series: 44. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
4. WHO-IPCS 1992. Cadmium, Environmental Health Criteria 134. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
5. WHO 2001. Cadmium. In: Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives, Food Additives Series: 46. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
6. JECFA 2003. JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. Sixty-first meeting. Rome, 10-19 June 200. SUMMARY AND CONCLUSIONS. Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Health Organization, 1-22. 2003. http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_61.pdf
7. EFSA 2004. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food, The EFSA Journal (2004) 34, 1-14.
http://www.efsa.eu.int/science/contam/contam_opinions/259/opinion_contam_01_en1.pdf
8. SCF 2002. Opinion of the Scientific Committee on Food on the risks to human health of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in food. SCF/CS/CNTM/PAH/29 Final4 December 2002 EUROPEAN COMMISSION HEALTH and CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL
http://europa.eu.int/comm/food/food/chemicalsafety/contaminants/out153_en.pdf
9. Sanner T. and Dybing, E. Comparison of carcinogenic and in vivo genotoxic potency estimates. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology* 2005, **96**, 131-139.

10. Knutsen, H.K., Samner, T. og Alexander, J. Risikovurdering av PAH i skjell. Risikovurdering fra Underarbeidsgruppen for miljøgifter, SNTs vitenskapelige komité. www.vkm.no.
11. JECFA 2005. JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. Sixty-fourth meeting. Rome, 8-17 February 2005. SUMMARY AND CONCLUSIONS. Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Health Organization, 1-47. 2005. http://www.who.int/ines/food/jecfa/summaries/en/summary_report_64_final.pdf
12. Culp SJ, Gaylor DW, Sheldon WG, Goldstein LS, Beland FA: A comparison of the tumors induced by coal tar and benzo[a]pyrene in a 2-year bioassay. *Carcinogenesis* 1998, 19: 117-124.
13. Undersøkelse av miljøgifter i blåskjell fra indre Ranfjorden 2003, NIVA-rapport. Utkast til rapport.
14. Julshamn K, Duinker A, Haldorsen A.K.L. og Lunestad B.T. OVERVÅKNINGSPROGRAM FOR SKJELL, ÅRSRAPPORT 2003. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, 2004.
15. Julshamn K, Duinker A, Hove H og Lunestad B.T. OVERVÅKNINGSPROGRAM FOR SKJELL, ÅRSRAPPORT 2002. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, 2003.
16. Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. NIVA-rapport, TA-1467, 1997.
17. Johansson L, Solvoll, K. NORKOST 1997. Landsomfattende kostholdsundersøkelse blant menn og kvinner i alder 16-79 år. Rapport nr.2/1999. Statens råd for ernæring og fysisk aktivitet. Oslo 1999.
18. Meltzer, H, Bergsten, C, Stigum, H: Fisk og viltundersøkelsen. Konsum av matvarer som kan ha betydning for inntaket av kvikksølv, kadmium og PCB/dioksin i norsk kosthold. SNT-rapport 6. 2002.
19. VKM 2004. Risikovurdering av bly og andre tungmetaller fra keramiske produkter. <http://www.vkm.no/ewav/library/openForm.aspx?param1=15798¶m5=read>
20. SCOOP 2004. Reports on tasks for scientific cooperation. Report of experts participating in Task 3.2.12. October 2004. COLLECTION OF OCCURRENCE DATA ON POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN FOOD. Directorate-General Health and Consumer Protection. http://europa.eu.int/comm/food/food/chemicalsafety/contaminants/scoop_3-2-12_final_report_pah_en.pdf