



RAPPORT LNR 4886-2004

## **Koksverktomta**

Miljøkonsekvensvurdering av  
forurensningstilførsler fra  
Koksverktomta til Ranfjorden,  
2004 / 2005

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: [www.niva.no](http://www.niva.no)

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Koksverktomta. Miljøkonsekvensvurdering av forurensningstilførsler fra Koksverktomta til Ranfjorden, 2004 / 2005	Løpenr. (for bestilling) 4886-2004	Dato 17.11.05
	Prosjektnr. Undernr. O-24178	Sider Pris 23
Forfatter(e) Aud Helland Jarle Molvær Lars Henrik Larsen (Akvaplan-NIVA)	Fagområde Marine Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) KIAS (Koksverktomta Industri AS)	Oppdragsreferanse
--	-------------------

**Sammendrag**

NIVA har på oppdrag for KIAS utført miljøkonsekvensvurdering av forurensningstilførsler fra Koksverktomta til Ranfjorden. Vurderingene er gjort på grunnlag av eksisterende informasjon om utslipp, tilstanden i fjorden og andre tilførsler til indre del av fjorden. Tilførslene av forurensning fra Koksverktomta har avtatt siden 1999. Målinger i 2002 og 2004 viste relativt lave konsentrasjoner av PAH, fenol og til dels kobber. I 2005 var konsentrasjonen av PAH under deteksjonsnivå (<0,01µg/l). Normalt blir avrenningsvannet fortynnet fra 8 til 14 ganger med kjølevann fra Eca Chemical, før vannet blandes inn i Ranfjorden. Dette fortynner avrenningsvannet ytterligere. Det er bare Arsen og Kobber som trenger ytterligere fortynning i fjorden for å tilfredsstillende fastsette grenseverdier for økologiske effekter. Tilfredsstillende fortynning skjer da fra 25 – 50 m fra kanalåpningen. I korte perioder (uten kjølevanninnblanding) oppnås tilfredsstillende miljøkvalitet innen en avstand av ca. 125-300 m fra kanalåpningen. Dagens konsentrasjon av PAH i kanalvannet er ikke tilstrekkelig til å forklare de høye konsentrasjonene av PAH i skjell funnet ved Toranes kaia (1000 m unna kanalåpningen). Dette tyder på andre kilder til PAH i fjorden. For å oppnå et kostnadseffektivt arbeid med PAH-problemet i Ranfjorden bør Koksverktomta sees i sammenheng med det øvrige tiltaksplanarbeidet som nå foregår i fjorden i regi av Fylkesmannen i Nordland.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Konsekvensvurdering</li> <li>Grunnforurensning</li> <li>Organiske Miljøgifter</li> <li>Ranfjorden</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Environmental impact assessment</li> <li>Contaminated ground</li> <li>Organic micropollutants</li> <li>Ranfjord</li> </ol>
--	--



Aud Helland  
Prosjektleder



Kristoffer Næs  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-4572-3



Øyvind Sørensen  
Prosjektleder



## **Koksverktomta**

Miljøkonsekvensvurdering av forurensningstilførsler fra  
Koksverktomta til Ranfjorden, 2004 / 2005.

## Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har på oppdrag for Koksverktomta Industri AS (KIAS) utført miljøkonsekvensvurdering for tilførselene av forurensningsstoffer fra Koksverktomta til Ranfjorden.

Vurderingen er basert på pålegg fra Statens forurensningstilsyn (SFT) i brev av 9.3.04, og følger i prinsippet miljøkonsekvensvurderingen utført i 1995 (Helland et al. 1995).

Kontaktperson hos KIAS har vært Trond Eriksen.

Ved NIVA har Jarle Molvær hatt ansvaret for modellering av tilførselene fra Koksverktomta til fjorden. Lars Henrik Larsen ved Akvaplan-NIVA har hatt ansvaret for grenseverdier for effekter, Torgeir Bakke har kvalitetssikret rapporten.

Oslo, 17.11.05

*Aud Helland, prosjektleder*

---



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Bakgrunn og formål</b>	<b>6</b>
<b>2. Dagens miljøforhold i resipienten</b>	<b>6</b>
2.1 Strøm og generelle hydrografiske forhold	6
2.2 Vannkvalitet	7
2.3 Sedimentkvalitet	7
2.4 Biologiske forhold	7
2.5 Miljøgifter i biologisk materiale	7
2.6 Eksisterende forurensningskilder	8
<b>3. Utslippsbeskrivelse fra Koksverkstomta</b>	<b>9</b>
3.1 Utslippsarrangement	9
3.2 Grenseverdier for effekter	9
3.3 Utslippsdata	12
<b>4. Metodikk og beregninger av fortytning</b>	<b>14</b>
4.1 Metodikk	14
4.2 Beregninger	14
<b>5. Evaluering av miljøeffekter</b>	<b>15</b>
5.1 Influensområde og krav til innblanding og fortytning for å tilfredstille miljøstandardene	15
5.2 Innvirkning på forurensningsnivå i sedimenter og organismer	16
5.3 Effekter på organismer og biologiske samfunn	17
5.4 Virkninger på bruk av fjorden	18
<b>6. Vurdering av behov for tiltak</b>	<b>18</b>
<b>7. Forslag til videre overvåking av Koksverkstomta</b>	<b>19</b>
<b>8. Litteratur</b>	<b>21</b>

---





## Sammendrag

NIVA har på oppdrag fra KIAS utført miljøkonsekvensvurdering av forurensningstilførsler fra Koksverktomta til Ranfjorden. Formålet var å vurdere betydningen av dagens tilførsler, med vekt på vannkvalitet, sedimenter, organismer og menneskelig bruk. Det skulle vurderes om utslippene er akseptable eller om det er behov for tiltak for å redusere tilførselene ytterligere. Behov og omfang av fortsatt overvåking av forurensningene fra tomta skulle også vurderes.

Vurderingene er basert på eksisterende informasjon om utslipp, tilstand i fjorden og andre tilførsler til indre del av fjorden. Data fra overvåking av kanalen i 2002, 2004 og 2005 er lagt til grunn for vurderingen. Grenseverdier for økologiske effekter i sjøvann (Risikoveilder for forurensede sedimenter, SFT TA-2085/2005) er benyttet som akseptkriterie for å vurdere sannsynlige effekter av PAH, kobber, arsen, fenol og cyanid i utslippet. For beregning av fortykning er den numeriske modellen Visual PLUMES fra EPA benyttet. Kanalen fører avløpsvann fra Koksverktomta (30-40 l/s), kjølevann fra Eka Chemicals (1000-1600 m<sup>3</sup>/s) og avrenning fra nedbørsfeltet. Eka Chemicals stopper sitt kjølevann 1-2 dager / år.

Ved normalsituasjonen i kanalen vil avløpsvannet allerede ved utløpet av kanalen være fortyknet minst 8-14x. Akseptkriteriet for PAH, fenol og som oftest for kobber vil da være oppnådd allerede før utløpet til Ranfjorden. En ytterligere 2x fortykning er nødvendig for å nå akseptkriteriet for arsen og cyanid. Dette skjer fra 25-50 m utenfor kanalåpningen. I 2005 var imidlertid PAH konsentrasjonen (<0,0 µg/l) så lav i kanalvannet at akseptkriteriene var oppnådd før utløpet til Ranfjorden

En til to dager i året når Eka Chemicals ikke har utslipp er konsentrasjonen av de ulike komponentene i kanalvannet vesentlig høyere enn ved normalsituasjonen og det behøves en fortykning på 15x før akseptkriteriet er oppnådd for alle stoffene. Hvor raskt dette skjer, er avhengig av strømhastigheten. Beregninger viser at tilstrekkelig innblanding nås ca. 125-300 m fra kanalen.

De målte konsentrasjonene av forurensningskomponentene i avløpsvannet ligger selv før fortykning lavere enn grenseverdier for effekter, såkalte **PNEC**-verdier (predicted no effect concentration), med unntak av kobber. Konsentrasjonen av kobber i kanalvannet er likevel godt innenfor en konsentrasjon som regnes å gi akutt toksisk effekt.

I 1995 kunne utslippet av PAH fra Koksverktomta forklare de forhøyede konsentrasjonene funnet i blåskjell. Dette var imidlertid ikke tilfelle i 2004 og 2005. I en avstand av 200 m fra kanalen ville konsentrasjonen i vannet være lavere enn det som skal til for å gi konsentrasjoner som ble registrert i blåskjell ved Toraneskaia i 2003. Dette indikerer at det er andre kilder enn tilførselene fra Koksverktomta som gir forhøyede konsentrasjoner av PAH i blåskjell i indre del av Ranfjorden. Det ansees som lite trolig at PAH-konsentrasjonene i kanalutslippet er årsaken til forhøyede konsentrasjoner i blåskjell i nærområdet, og har derfor ikke alene betydning for opprettholdelse av kostholdsråd for skjell i indre del av fjorden.

Koksverktomta har vært gjennom en omfattende rehabilitering, senest i 2002. Måleresultatene i kanalen samt vurderte virkninger av kanalvannet på fjorden tilsier ikke behov for ytterligere tiltak på Koksverktomta.

Koksverktomta er en av få forurensningskilder i Ranfjorden hvor overvåkingsdata foreligger. Overvåkingsdataene fra 1999 viser en nedadgående trend i konsentrasjonene av PAH i kanalutslippet. I forbindelse med de fylkesvise tiltaksplanene for forurenset sjøbunn i regi av Fylkesmannen i Nordlang er det i år utført målinger i flere potensielle kilder til PAH i fjorden. Det vil være viktig å se

Koksverktomta i en større sammenheng og i lys av disse nye undersøkelsene, slik at eventuell overvåking eller tiltak settes inn der behovet er størst.

## 1. Bakgrunn og formål

Koksverktomta ligger innerst i Ranfjorden og utvikles i dag til næringsformål. Norsk Koksverk AS var tidligere etablert på tomta, fra 1964 til 1989, med produksjon av koks, ammoniakk, tjære og råbenzol. Denne aktiviteten førte til omfattende forurensning av området.

Gjennom 1990-tallet har tomta gjennomgått en omfattende rehabilitering. I perioden 1993 til 1995 ble Rana kommune pålagt av Statens forurensningstilsyn å overvåke forurensningsstatus og forurensningspredning fra tomta. Forurensningsspredningen fra Koksverktomta skjer alt vesentlig gjennom en kanal som munner ut ved Ranfjorden sørside (**Figur 1**). I 1995 ble det utført en miljøkonsekvensvurdering av disse utslippene via kanalen til Ranfjorden (Helland et al. 1995). Konklusjonen var at PAH-utslippene fra Koksverktomta i liten grad kunne forklare de høye PAH konsentrasjonene i sedimentene man fant i fjorden. Tilførslene var imidlertid høye nok til å forklare det forhøyede PAH-innholdet i blåskjell, som er grunnlaget for kostholdsråd i fjorden.

Etter 1995 er tilførslene fra Koksverktomta fortsatt overvåket, fra en til to ganger i året. Tilførslene via kanalen ble målt to ganger i 2002 og konklusjonen var at deponi B sørget for en tilførsel av PAH, cyanid og kobber til kanalen. Før siste prøvetaking i 2004 ble det utført ytterligere tiltak på deponi B for å hindre avrenning til fjorden (**Figur 1**). Målingene i kanalen utføres i perioder hvor Eka Chemicals har driftstans med nullutslipp av kjølevann, slik at målingen kun representerer sigevann fra Koksverktomta.

Foreliggende rapport skal vurdere betydningen av dagens forurensningstilførsler fra Koksverktomta til fjorden, med vekt på vannkvalitet, sedimenter, organismer og menneskelig bruk. Det skal også vurderes om utslippene er akseptable eller om det er behov for tiltak for å redusere tilførslene ytterligere. Behov og omfang av fortsatt overvåking av forurensningstilførslene fra Koksverktomta skal også vurderes. Arbeidet skal sees i sammenheng med den fylkesvise tiltaksplanen for Ranfjorden.

Miljøkonsekvensvurderingen er basert på eksisterende data fremkommet under overvåking og undersøkelser av fjorden siden 1970- og 1990-tallet og sist i 2003. Sentralt i vurderingen er modellberegninger av utslippet fra Koksverktomta via kanalen til Ranfjorden. Modelleringen beregner fortykning og influensområde av aktuelle stoffer / miljøgifter som tilføres fjorden.

## 2. Dagens miljøforhold i resipienten

### 2.1 Strøm og generelle hydrografiske forhold

Det er tidligere utført flere undersøkelser av hydrografi og strømforhold i Ranfjorden. For en generell oversikt henvises til Kirkerud et al. (1977 og 1985).

Vannføringen i Ranaelva er i gjennomsnitt ca. 290 m<sup>3</sup>/s, og dominerer helt ferskvannsavrenningen til fjordens indre del. Ferskvannstilførselen vil variere mye over året. Maksimum (opptil 1000 m<sup>3</sup>/s)

inntreffer i juni-september under snøsmeltingen i høyfjellet, mens minimum ( $\leq 100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) er i januar-mars.

Ferskvannstilførslen skaper en markert vertikal sjiktning av vannmassen. Det kan skilles mellom et overflatelag med saltholdighet ned til 2-3 ‰, og det dypere liggende sjøvannet, men saltholdighet og vertikal sjiktning vil variere mye med ferskvannstilførsel og vind. Ferskvannet fra Ranaelva preger også strømforholdene i fjordens overflatelag, som forøvrig vil variere pga. variasjoner i tidevann og vind.

## 2.2 Vannkvalitet

Vannkvaliteten i Ranfjorden er generelt god (Walday et al. 2004). Det er gode oksygenforhold og produksjonen av planteplankton er som normalt, noe høyere i vårmånedene, men ellers lav i den øvrige delen av året. Den innerste delen av fjorden ved utløpet av Ranelva og avløpet fra Mjølandodden renseanlegg har tidvis dårligere vannkvalitet, med forhøyede konsentrasjoner av næringsalter, fosfor og ammonium, og bakterier. Næringsalttilførselen fra Ranelva er imidlertid langt høyere enn tilførselene via kloakk, med unntak av fosfor. Det relativt dårlige siktedypet i fjorden skyldes mineralpartikler, tilført fra avrenning og fra Rana Gruber.

Vannkvaliteten med hensyn til organiske miljøgifter og metaller er ikke kjent.

## 2.3 Sedimentkvalitet

Bunnsedimentene i store deler fjorden er moderat forurenset av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), med unntak av den innerste delen av fjorden hvor konsentrasjonene av PAH, og spesielt PAH-forbindelsen benzo(a)pyren er høyere. Konsentrasjonene av metaller i sedimentene er generelt lave, fra ubetydelig forurenset av kvikksølv til moderat forurenset av kadmium, kobber, bly og sink.

Bunnsedimentene i fjorden ble undersøkt i 1992 og igjen i 2003. I denne perioden var det en tydelig bedring i sedimentkvaliteten med hensyn til PAH og benzo(a)pyren spesielt.

Sedimentene i fjorden preges av de store utslippene av mineralpartikler fra Rana Gruber. Utslippene fører til høy sedimentasjon av uorganisk materiale i indre del av fjorden og resulterer i lave konsentrasjoner av organisk karbon i sedimentene. Tilsvarende fortynner også de uorganiske partiklene konsentrasjonen av andre stoffer som tilføres fjorden, som PAH.

## 2.4 Biologiske forhold

Undersøkelser i 2003 viset at forholdene i fjæresonen i Ranfjorden er preget av nedslamming, primært av partikler fra Rana Gruber (Walday et al. 2004). I tillegg bærer fjæresonen innerst i fjorden preg av næringsaltbelastning ved forekomst av hurtigvoksende grønnalger. Ferskvannspåvirkningen fra Ranelva er også med på å fremme slik vekst. Faunaen på bløtbunn innerst i fjorden er dominert av få arter, men mange individer. Faunasammensetningen er typisk for forurensede områder med rik næringstilgang. Den gode næringstilgangen skyldes mest sannsynlig Ranelva, men planteplankton og organisk materiale fra kommunale avløp spiller også inn.

## 2.5 Miljøgifter i biologisk materiale

Kjemiske analyser av blåskjell samlet innenfor Bustneset i 2003 viste forhøyede konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og spesielt de potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelsene (KPAH). De høyeste konsentrasjonene finnes innerst i fjorden og på fjordens sørside.

Skjell fra Toraneskaia (1000 m fra Koksverk-kanalen) og Moholmen inneholdt hhv. 1,1 og 0,3 mg PAH/kg friskvekt. Tilsvarende var innholdet av KPAH 0,4 og 0,08 mg KPAH/kg friskvekt.

Etter hva vi kjenner til er det ikke utført tilsvarende undersøkelser av fisk eller reker siden miljøkonsekvensvurderingen i 1995. I 1995 var følgende data tilgjengelig. Analyser (torsk; filet og lever, skrubbe; filet og sjø-ørret; filet) i 1989, 90 og 92 viste relativt lavt innhold av PAH. Det ble imidlertid registrert en klar nedgang i PAH-innholdet fra 1989 til 92. Det bør nevnes at det er sparsomt med referansedata på PAH i fisk, slik at grad av forurensning er vanskelig å klassifisere.

Undersøkelser av reker ble foretatt i 1989. Reker fra tråling mellom Bustneset og Alterneset inneholdt betydelige mengder PAH (1411 µg PAH/kg våtvekt) med en andel av KPAH på 50%. Reker fra området Strømsholmen - Bustneset var mindre belastet men likevel tydelig påvirket (232 µg PAH/kg våtvekt). Gjentatte undersøkelser av reker fra Strømsholmen - Bustneset i 1990 viste en tydelig lavere konsentrasjon (76 µg PAH/kg våtvekt). Analyser av reker fra indre deler av fjorden er ikke foretatt etter 1989, det er derfor uvisst hvordan tilstanden har utviklet seg siden industrinedleggelsen. Det eksisterer ikke referansedata på PAH i reker. Grad av forurensning kan derfor ikke anslås.

## 2.6 Eksisterende forurensningskilder

En full oversikt over eksisterende forurensningskilder og deres bidrag av miljøgifter til Ranfjorden er fortsatt mangelfull. Dette kom fram gjennom Fylkesmannens arbeid med tiltaksplanen for forurensete sedimenter i Ranfjorden, Fase 1 i 2003. Tiltaksplanen peker på flere potensielle kilder til miljøgifter til fjorden (*Tabell 1*).

*Tabell 1. Potensielle kilder til forurensning til Ranfjorden (Fylkesvise tiltaksplaner: Nordland, 2003).*

Kilde	Type kilde	Utslipp	Anslått årlig bidrag
Industriutslipp	Mo Industripark-hovedkloakken	PAH	20kg – 300kg*
	Mo Industripark-Mobekken	PAH	6,6kg♦
	Eka Chemicals-Gullsmedvika	Kjølevann	?
	Rana Gruber-Gullsmedvika	Gruveavgang	1mill tonn
Kommunalt avløp	5 utslippspunkt til indre Ranfjord	?	?
Forurenset grunn og deponier	Koksverktomta	PAH Cu As Cyanid Fenol	15kg** (2kg)*** (<0,02kg)# 18kg** (<6kg)*** (18kg)# <104kg** (39kg)*** (54kg)# <15kg** (18kg)*** (18kg)# <20kg** (<6kg)*** (13kg)#
	Totalt 17 deponier ☒	Ulik type forurensning: olje, metaller og organiske miljøgifter	Årlig avrenning ikke kjent

\* Beregningene er høyst usikre, Fundia anslås å bidra med 50%

♦ Rambøl / MIP 2005

\*\* Beregninger etter målinger i 2002 (Hunnes 2004)

\*\*\* Beregninger etter målinger i 2004, etter tiltak på deponi B (Hunnes 2004)

# Beregninger etter målinger i 2005 (Hunnes 2005) (PAH=PAH<sub>16</sub>)

☒ Detaljopplysninger finnes i SFTs grunnforurensningsdatabase

Arbeidet med de fylkesvise tiltaksplanene viser for Ranfjorden som for mange andre fjorder, en manglende oversikt over årlige tilførsler av miljøgifter til vannresipientene. Gjennomgangen viser at Koksverktomta er et av få områder hvor årlige tilførsler er målt og beregnet. Beregningene viser at tilførslene fra Koksverktomta er blant de laveste av de kjente kildene. Tilførslene av PAH via hovedkloakken er estimert til å ligge mellom 20 og 300 kg, men beregningene er høyst usikre.

I tiltaksplanene for Oslofjorden og Grenlandsfjorden er det utført beregninger av PAH-tilførsler fra ulike typer urbane områder (Helland et al. 2003, 2004). Beregningene er basert på såkalte sjablongverdier, erfaringsdata vesentlig fra svenske undersøkelser (Lindholm, 2004). Typiske konsentrasjoner av PAH i avrenning fra industriområder er 0,6 µg/l, for villaområder 0,2 µg/l, for ulike trafikkerte veier fra 0,3 til 1,5 µg/l. Til sammenligning varierte konsentrasjonen av PAH i avrenningsvann fra Koksverktomta i 2005 mellom <0,01 og 0,04 µg/l (Hunnes 2005). Den beregnede årlige avrenningen fra Koksverktomta har avtatt fra 18-20 kg PAH i 2000 /2002 til 2 kg i 2004 og <0,02 kg i 2005. For sammeling er den årlig avrenning fra tette flater i Bærum kommune beregnet til 2 kg PAH/år og for Oslo kommune 6,5 kg PAH/år.

## 3. Utslippsbeskrivelse fra Koksverkstomta

### 3.1 Utslippsarrangement

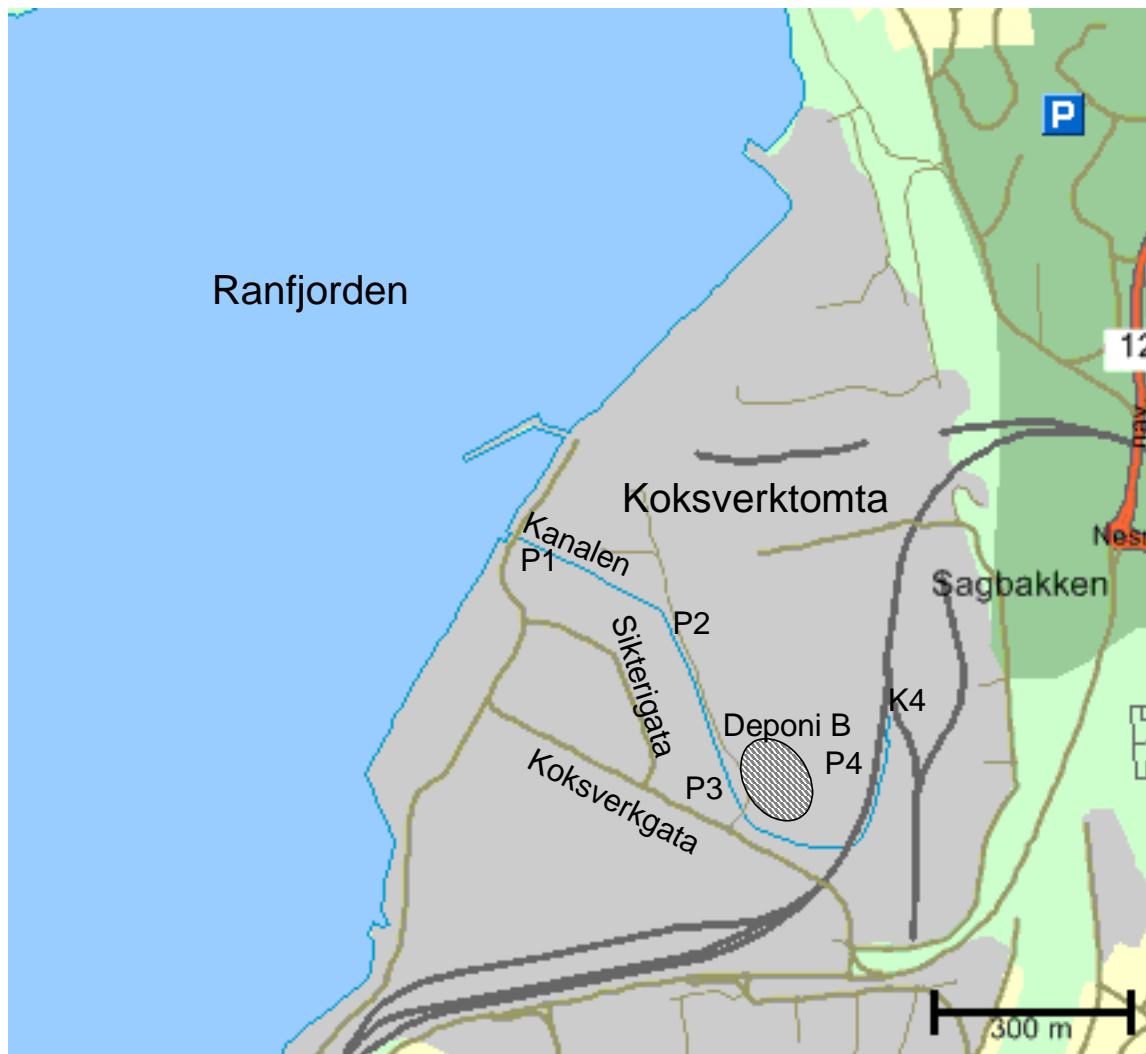
Avrenningen fra Koksverktomta ledes til Ranfjordens østside gjennom en kanal (**Figur 1**). Dimensjonen av kanalen er ca. 3x3 m. Ved høyvann trenger sjøvann langt opp gjennom kanalen, og ved lavvann ligger havnivået under åpningen av kanalen. Dette er ikke uventet når forskjellen mellom høyvann og lavvann oftest er 1.75-2.25 m (Tidevannstabeller for den norske kyst med Svalbard, 1995).

### 3.2 Grenseverdier for effekter

Sannsynlige miljøeffekter vurderes ut fra de målte konsentrasjoner av forurensningskomponentene i kanalutslippet i 2002 og 2004, og naturlig spredning og fortykning av disse etter utslipp i følge modelleringen er beskrevet i kapittel 4.

De aktuelle komponentene er vist i **Tabell 2** og omtalt nedenfor. **Tabell 3** viser forventede konsentrasjoner av de samme komponentene i overflatevannet utenfor utslippet, dvs det sjøvannet utslippet blandes inn i. Forventede konsentrasjoner er enten basert på målinger i Ranfjorden, øvre grense for tilstandsklasse I i SFTs miljøkvalitetskriterier, eller på sannsynlige verdier ut fra andre aktuelle fjordlokaliteter.

Som grunnlag for å anslå sannsynlige effekter er det for hver av komponentene også benyttet en grenseverdi for økologisk risiko. Denne er benyttet som akseptkriterium for kanalutslippet **Tabell 3**. Grenseverdiene er hentet fra Risikoveileder for forurensede sedimenter (SFT TA-2085/2005). Disse konsentrasjonene skal ivareta 95 % av tilstedeværende arter. For de komponentene som ikke er dekket av Risikoveilederen benyttes andre kilder.



**Figur 1.** Kanalen og målepunktene P1-P4 (kopi fra Hunnes, 2002).

#### *pH*

Grenseverdier for pH er ikke dekket av Risikoveilederen SFT TA2085. Strengeste standard er satt av US EPA: pH skal ikke avvike mer enn 0.2 enheter ut over det normalt forekommende intervallet i det aktuelle miljø, og skal i alle tilfeller ligge mellom 6.5 og 8.5. Molabs målinger viser at pH i utslippet har ligget mellom 7.5 og 9.1 i 2002 og 2004. Nest høyeste verdi var 8.6.

#### *Arsen*

Risikoveilederen SFT TA2085 har en grenseverdi for As på 24 µg/l. Maksimalkonsentrasjon i utslippet er målt til 220 µg/l og minimum til 34 µg/l.

#### *Kobber*

Risikoveilederen SFT TA2085 har en grenseverdi for Cu på 1,1 µg/l. Maksimalkonsentrasjonen i utslippet er målt til 13 µg/l. Minimum konsentrasjonen til <5 µg/l.

*Cyanid*

Det finnes ikke norske grenseverdier for cyanid i sjøvann. Gifteffekter på marine organismer er blitt påvist ned til ca 5 µg/l. En US-EPA standard for marint miljø fra 1986 setter 1µg/l som nasjonalt kriterium. Cyanidkonsentrasjonen målt ved P1 og P2 lå på 16 µg/l, med maksimum i P4 på 71 µg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen i fortynningsvannet ved utslippet bør kunne regnes som 0.

*Fenol*

Det finnes ikke norske grenseverdier for fenol i sjøvann. Giftighetsgrenser for fenol for akvatiske organismer ligger fra ca 10 mg/l og oppover, også ved lengre tids eksponering. Noen eksempler på giftighetgrenser er (Verschueren 1983):

Art	giftighetsgrense mg/l
<i>Pseudomonas putida</i> (bakterie)	64
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (mikroalge)	7.5
<i>Enthosiphon sulcatum</i> (encellet dyr)	33
<i>Daphnia</i> (krepsdyr)	16-21
<i>Crangon crangon</i> (sandreke)	25
<i>Gobius minutus</i> (kutling)	9
Regnbueørret	6-11

Ut fra en sikkerhetsmargin på 2 størrelsesordner bør vi kunne sette en ikke-effektgrense på 0.1 mg/l eller 100 µg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen i fjorden bør i praksis kunne regnes som 0. Fenolkonsentrasjonen målt ved P1 lå på maksimum 19 µg/l, dette var ved en måling i 2002. Øvrige målinger i P1 viste <5 µg/l.

*PAH*

Det er liten sammenheng mellom PAH i vann og økologiske effekter. Som eksempel hadde Lista Aluminium i 1990-årene et utslipp på i størrelsesorden 50 µg/l sum PAH, men det har vært umulig å knytte økologiske effekter direkte til dette siden andre utslippskomponenter også er inne i bildet. Bakgrunnskonsentrasjoner i rent sjøvann for sum PAH ligger rundt 5-50 ng/l, og faktisk ned til 1 ng/l i enkelte områder. Risikoveilederen SFT TA2085 har ikke en grenseverdi for sumPAH, men for ti enkeltkomponenter som følger:

PAH	µg/l
naftalen	2,1
fenantren	3,2
antracen	0,034
fluoranthen	0,12
benzo(a)antracen	0,01
chrysen	0,28
benzo(k)fluoranthen	0,0036
benzo(a)pyren	0,005
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061
benzo(ghi)perylen	0,0031

Johnsen et al. (2000) velger benzo(a)pyren som representativ komponent for 4 og flere rings PAH. Valget er basert på at benzo(a)pyren ansees å være den mest giftige av PAHene. I mangel av grenseverdi for sum PAH kan derfor verdien for benz(a)pyren være retningsgivende.

### 3.3 Utslippsdata

Avløpsvannet fra kanalen renner ut i fjordens overflate og utslippsdypet settes til 0 m. Kanalen fører avløpsvann fra Koksverket (30-40 l/s), kjølevann fra Eka Chemicals (oppgitt til ca. 1000-1600 m<sup>3</sup>/time eller ca. 280-450 l/s – mest og sommeren og minst om vinteren) og mottar også avrenning fra hele området, dvs. er nedbørsavhengig. I tillegg vil sjøvann trenge opp i kanalen ved høyvann.

Vannmengden i kanalen og utstrømmingen vil derfor variere svært mye. Da prøvene ble tatt 26.5 2004 og 31.5 2005 var det ikke kjølevannsutslipp til kanalen og det hadde ikke regnet dagene før. Prøven ble tatt ved lavvann, dvs. uten innblanding av sjøvann. Dermed er det rimelig å anta at 36 l/s som da ble målt er representativt for en tørrværsperiode uten kjølevannsutslipp fra Eka. Man skal merke seg at dette er en unntakssituasjon fordi Eka Chemicals bare 1-2 dager i året stopper sitt kjølevannsutslipp. Det normale vil være en vannstrøm på 300-500 l/s (avløpsvann+kjølevann) kanalen, og dertil kommer utstrømming av sjøvann og av ferskvann som renner av fra omkringliggende flater. Ved normalsituasjonen vil derfor avløpsvannet allerede ved utløpet av kanalen være fortynnet minst 8-14x.

Vi bruker resultatene av vannprøvetakingen på Koksverkstomta fra 2002, 2004 og 2005 (Hunnes 2005). Konsentrasjonen av PAH målt i 2005 var mye lavere (under deteksjonsgrensen <0,001 µg/l) enn tidligere år. Ved prøvetaking i kanalen er det tatt prøver fra 3 punkter i gradient ut av kanalen, og vi anser vannkvaliteten i det nederste målepunktet (P1) som mest representativ for avløpet til Ranfjorden. Til sammenligning er også verdiene fra målepunkt P4 oppstrøms Koksverket tatt med (**Tabell 2**). Tallene spriker en del, men for PAH, Arsen og Cyanid synes det som om stoffene oftest blir tilført kanalen oppstrøms Koksverket. Vi er ikke kjent med at stoffene tilføres gjennom direkte utslipp til kanalen i dette området, og derfor skjer sannsynligvis tilførselen gjennom vann som drenerer til kanalen.

**Tabell 2.** Analyser av vannprøver tatt i punkt P1 og P4 (i parentes) i kanalen i 2002, 2004 og 2005.

Dato	PAH µg/l	Kopper, µg/l	Arsen, µg/l	Fenol, µg/l	Cyanid, µg/l
17.4 2002	18 (32)	17 (9)	74 (210)	19 (25)	<5 (43)
24.7 2002	0,19 (0,55)	<5 (<5)	<50 (<50)	<5 (<5)	13 (<5)
26.5 2004	1,76 (0,53)	<5 (5)	34 (220)	<5 (7)	16 (71)
31.5.2005	<0,01 (0,04)	8 (<5)	24 (33)	6 (13)	8 (<5)

**Tabell 3** gir en oppstilling for de komponentene som det har vært analysert på siden 1997, hvilke grenseverdier som er benyttet og hvilke fortynninger som skal til for å nå grenseverdien. Tabellen viser at ved en fortynning på 15 og høyere vil det ikke være grunn til å vente negative miljøvirkninger fra utslippskomponentene i avløpsvannet fra Koksverket, med unntak av Indeno(1,2,3-cd)pyreen. Basert på målingene i 2005 kreves en fortynning på <2 ganger mens for konsentrasjonen i 2004 kreves en fortynning på 49 ganger. I mangel av grenseverdi for sum PAH og siden øvrige PAH forbindelser ligger vesentlig lavere enn Indeno(1,2,3-cd)pyreen velger vi å la Benzo(a)pyreen veie tyngst i vurderingen av hvilke fortynninger som er nødvendig for å unngå økologiske effekter av PAH. Dette betyr at for de 363-364 dagene i året da kjølevann fra Eka slippes til kanalen vil grenseverdiene være oppnådd for alle PAH komponentene (muligens med unntak av Indeno(1,2,3-cd)pyreen) i 2005 og oftest også for cyanid og kobber allerede før utløpet til Ranfjorden. For pH avviker grenseverdien fra



tilstanden i resipienten, hvor pH-variasjonen sannsynligvis er forholdsvis stor pga. varierende ferskvannandel i overflatelaget.

Det gjenstår å beregne hvor stor avstanden fra utslippet vil være før fortynning >15x, dvs. at skadelige virkninger er usannsynlige for Cyanid og Kobber. Ved en vannmengde på mer enn 500 l/s vil fortynningen i kanalen ligge tett opp til 15x og videre beregninger av fortynning og konsentrasjoner er lite interessant. Ved en vannmengde på 300 l/s (260-270 l/s av kjølevann) er avløpsvannet fortynnet 8x før det forlater kanalen. Når denne vannmengden strømmer ut i fjordens overflatelag behøves derfor ytterligere 2x fortynning av "kanalvannet" før avløpsvannet er fortynnet mer enn 15x. For utstrømming av 400 l/s er kravet enda mindre og vi velger derfor å gjøre våre beregninger for 36 l/s og 300 l/s.

Strømmålingene utenfor kanalen viste at gjennomsnittlig hastighet i ca. 1.5 m dyp var 3.6 cm/s (Helland et al., 1995). I 0-1 m dyp kan hastigheten tenkes å være litt høyere og vi velger derfor 5 cm/s som typisk hastighet. Som en høy hastighet velges 15 cm/s.

**Tabell 4** oppsummerer fysiske data som utslippet er vurdert ut fra. Sterk vind og svak vertikal sjiktning vil bidra til å øke fortynningen og dermed redusere konsentrasjonen i resipienten. I beregningene forutsetter vi at kanalen munner ut i et 1.5 m tykt brakkvannslag (antatt egenvekt 1008 kg/m<sup>3</sup> i 0-1 m dyp og 1023 kg/m<sup>3</sup> i 5 m dyp).

**Tabell 3.** Målte utslippskomponenter i kanalen ved posisjon P1, forventet konsentrasjon i overflatelaget utenfor kanalen, tilhørende tilhørende grenseverdi (SFT TA-2085/2005) samt den fortynning som er nødvendig for å oppnå grenseverdiene. Prøvene er tatt ved et tidspunkt uten kjølevannsutslipp fra Eka. (Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/l)

Stoff	Konsentrasjon i avløpsvannet	Konsentrasjon i resipienten	Grenseverdi	Fortynning for å nå grenseverdien
pH	7,4-8,6	7,8	8	
Cyanid	4 <sup>1</sup> -16	0	1	3-15x
Fenol	4-19	0	100	0
Arsen	24-74	2	24	1-3x
Kopper	4-17	0,3	1,1	4-15x
Naftalen	<0,001-0,17	i.d.	2,1	0x
Fenantren	<0,001-0,07	i.d.	3,2	0x
Antracen	<0,001-0,08	i.d.	0,034	0-2x
Fuoranthren	<0,001-0,32	i.d.	0,12	0-3x
Benzo(a)antracen	<0,001-0,03	i.d.	0,01	0-3x
Chrysen	<0,001-0,04	i.d.	0,28	0x
Benzo(k)fluoranthren	<0,001-0,04	i.d.	0,0036	0-11x
Benzo(a)pyren	<0,001-0,04	i.d.	0,005	0-8x
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,001-0,03	i.d.	0,00061	<2-49x
Benzo(ghi)perylene	<0,001-0,03	i.d.	0,0031	0-10x

Klasser i SFTs miljøkvalitetskriterier

1	2	3	4	5
---	---	---	---	---

<sup>1</sup> For Cyanid er konsentrasjonen satt 4µg/l, representerer <5 µg/l, jfr. **Tabell 2**.

**Tabell 4.** Fysiske data for utslipp og resipient. Vannmengden representerer minimum avløp (bare avløpsvann fra Koksverket i kanalen) samt situasjonen med utslipp av kjølevann fra Eka.

Vannmengde, (l/s)	36 l/s, 300 l/s
Dybde og bredde av vannstrømmen ved utløpet av kanalen	0.2mx3m
Strømhastighet i fjorden	5, 15 cm/s
Tykkelse av overflatelaget i fjorden	1.5 m

## 4. Metodikk og beregninger av fortytning

### 4.1 Metodikk

For beregning av fortytningen bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al. 2001). Den beregnede fortytningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding. Denne størrelsen varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker koeffisienten  $0.0003 \text{ m}^{2/3} \text{ s}^2$ .

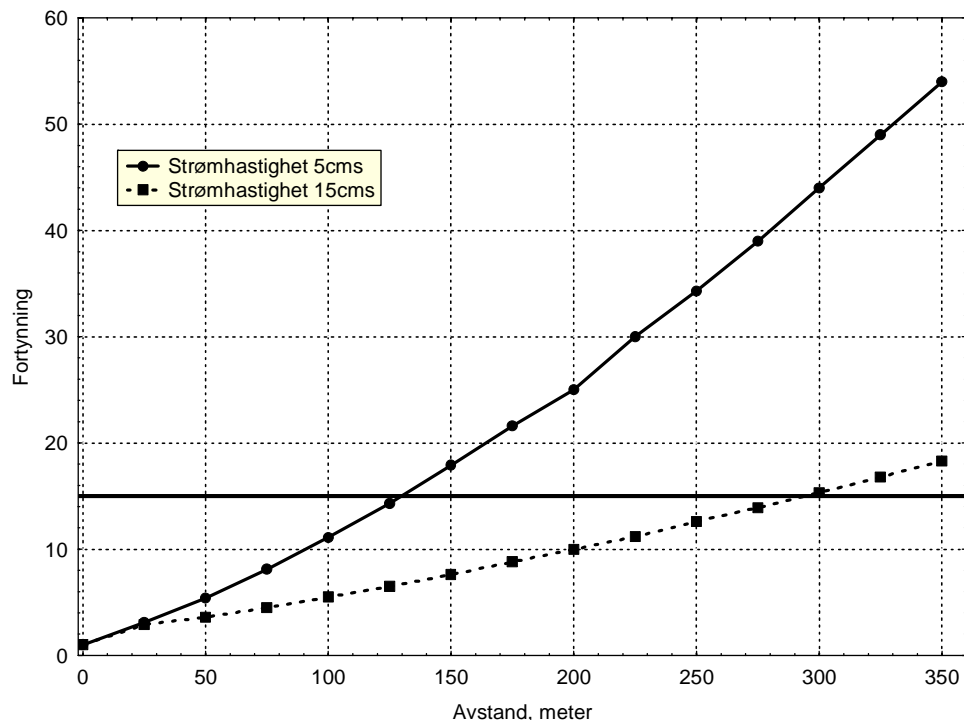
### 4.2 Beregninger

Strømmålingene viste at strømmens retning vil variere mye med tiden, likedan i rommet (Helland et al. 1995). Modellen forutsetter konstant strømstyrke og strømrretning over det tidsrommet beregningen gjelder. Beregningene gjelder for en vannmengde på

- 300 l/s der avløpsvannet allerede i kanalen er fortynnet 8x med kjølevann. Dvs. at man trenger ytterligere 2x fortytning i resipienten for å oppnå grenseverdiene for cyanid og kobber.
- 36 l/s ufortynnet avløpsvann

Utstrømming av 300 l/s (eller mer) er den vanlige situasjonen og beregningene viser at en gjennomsnittlig fortytning på 2x - dvs. grenseverdiene - vil være oppnådd i en avstand på 25-50 m fra munningen av kanalen. Bredden av skyen med fortynnet kanalvann er da 5-10 m. I sentrum av skyen vil fortytningen være mindre og beregningene tyder på at den vil nå 2x i en avstand av 50-60 m (ved 5 cm/s) og opp til 150-200 m (ved 15 cm/s).

I 1-2 dager i året vil kjølevannsutslippet fra Eka være stoppet, og hvis dette skjer på en dag uten nedbør vil ufortynnet avløpsvann renne ut av kanalen. Vannmengden antas å være ca. 36 l/s. Resultatene av fortynningsberegningene er vist i **Figur 2**. Beregningene tyder på at ved disse relativt sjeldne situasjonene vil grenseverdien for benzo(a)pyreen bli nådd fra 0 til ca.75-150m nedstrøms utslippet, mens cyanid og arsen som gjennomsnitt for skyen med fortynnet avløpsvann blir nådd ca. 130-300 m nedstrøms utslippet. En rimelig antakelse er at senterfortyningen er omkring halvparten av den gjennomsnittlige fortytningen og i sentrum av skyen vil avløpsvannet da være fortynnet 15x i en avstand av 250 m (ved 5 cm/s) og opp til ca. 1000 m (ved 15 cm/s).



**Figur 2.** Beregnet gjennomsnittlig fortynning ved utslipp av 36 l/s uforynnet avløpsvann og ved strømhastighetene 5 cm/s og 15 cm/s. 15x fortynning er vist med horisontal linje.

## 5. Evaluering av miljøeffekter

### 5.1 Influensområde og krav til innblanding og fortynning for å tilfredstille miljøstandardene

I prinsippet er det to situasjoner av tilførsler fra Koksverktomta:

1. Den vanlige situasjonen, som forekommer 360 dager i året, er at kanalvannet består av avløpsvann+kjølevann fra Eka Chemical og eventuelt også overflatevann som renner ut i kanalen i forbindelse med nedbør eller snøsmelting. Vannføringen i kanalen vil da være fra ca. 300 l/s og sannsynligvis oppover mot 600 l/s. Beregningene er gjort for 300 l/s, dvs. for dobbelt så høye konsentrasjoner som ved 600 l/s. Ved en vannføring i kanalen på 300 l/s skjer en 8-14 ganger fortynning før kanalvannet når fjorden, hvilket gir en tilfredstillende innblandet slik at grenseverdiene er nådd for Benzo(a)pyren (selv med konsentrasjoner fra 2002 og 2004), fenol og som oftest også for kobber og cyanid. Det er nødvendig med en ytterligere 2 ganger fortynning i Ranfjorden for å nå grenseverdien for arsen og cyanid ved de høyeste konsentrasjonene registrert i avløpsvannet. En ytterligere 2 ganger fortynning skjer fra 25 til 50m utenfor kanalåpningen, avhengig av strømhastigheten.
2. I de korte periodene (1-2 dager pr. år) da kjølevannet fra Eka Chemicals stopper og i tørrværsperioder vil bare avløpsvann (35-40 l/s) renne i kanalen. Konsentrasjonene er da vesentlig høyere enn for normalsituasjonen og det behøves en fortynning på 15x før grenseverdiene er oppnådd for alle stoffene. Fortynningen i en gitt avstand fra kanalmunningen vil i stor grad være avhengig av hvor fort vannmassen beveger seg og det er

gjort beregninger både for en gjennomsnittlig strømhastighet (5cm/s) og for betydelig sterkere strøm (15cm/s). Beregningene viser at som gjennomsnitt for skyen med fortennet avløpsvann, oppnås grenseverdiene innen en avstand av ca. 125-300 m fra kanalen. I sentrum av skyen er fortyningen mindre og distansen blir 2-3 ganger lenger.

## 5.2 Innvirkning på forurensningsnivå i sedimenter og organismer

Selv om konsentrasjonene av PAH og metaller i sedimentene er redusert de siste årene ble det i 2003 målt sedimentkonsentrasjoner av PAH innerst i fjorden på en stasjon på 4400µg/kg tørrvekt (markert forurenset, SFTs klasse III). På øvrige stasjoner lå konsentrasjonene på ca. 1000 µg PAH/kg tørrvekt (moderat forurenset, SFTs klasse II). Konsentrasjonen av kobber var i gjennomsnitt 67 mg/kg tørrvekt (moderat forurenset, SFTs klasse II) (Walday et al. 2004).

Sedimentasjonen i indre del av fjorden er tidligere beregnet å være fra 2,5 til 152 kg/m<sup>2</sup>/år (Helland et al. 1995). Hvis en velger den laveste sedimentasjonen, vil det si at det sedimenterer 45000 tonn partikler innenfor linjen Bjørnbørviken – Alterneset per år (ca. 18 km<sup>2</sup>). Dette tilsvarer området som i dag har kostholdsrad. Med en konsentrasjon i sedimentene på 1000 µgPAH/kg gir dette en årlig tilførsel av ca. 45 kg PAH til dette fjordarealet. Tilsvarende vil en konsentrasjon på 4000 µgPAH/kg i sedimentene gi en årlig tilførsel av 180 kg PAH til dette fjordarealet. Til sammenligning var den årlige tilførselen fra Kanalen i 2004 beregnet til 2 kg PAH og i 2005 <0,02 kg PAH. Kanalen kan derfor ikke ansees å være den viktigste kilden til PAH i fjorden. Dette er i tråd med konklusjon som ble trukket ved vurderingen i 1995 (Helland et al. 1995).

Ved miljøkonsekvensvurderingen i 1995 ble ikke utslippet av PAH ansett å kunne gi biologiske effekter. Konsentrasjonen av PAH i kanalutslippet er nå lavere enn den gang. Biologiske effekter forventes derfor heller ikke nå (se også kap. 3.2). I 1995 kunne imidlertid tilførslene fra Koksverktomta forklare de forhøyede konsentrasjonene som ble funnet i blåskjell i indre del av fjorden (Helland et al. 1995). Kanalutslippet går ut i overflaten og er derfor tilgjengelig for blåskjell som sitter i fjærebeltet. Et overflateutslipp med lite partikler som fra kanalen forventes imidlertid ikke å kunne gi påviselig konsentrasjonsøkning i reker på dypt vann i fjorden. Dette er selvsagt avhengig av strømforhold, størrelse og egenvekt på partiklene. Generelt vil imidlertid sannsynligheten for at partikler sedimenterer, avta med mengden av partikler og vanddypet. I Ranfjorden hvor vanddypet er over 500m vil fortyningen og muligheten videre transport av partiklene være stor.

Analyser av blåskjell i 2003 fra hhv. Moholmen og Toraneskaia viste konsentrasjoner av PAH på 0,3 og 1,1 mg PAH/kg friskvekt (jfr. Kap. 2.4). Næs et al. (1995) fant fra eksperimenter en oppkonsentrering av PAH fra vann til blåskjell på ca 3000. For å få en vevskonsentrasjon i blåskjell tilsvarende funnet ved Toraneskaia (1000 m fra kanalen) i 2003 er det behov for en vannkonsentrasjon på 0,37 µg PAH/l. Brukes dataene fra 2004 viser **Tabell 5** at en slik konsentrasjon kun oppnås umiddelbart utenfor kanalens munning i de få dagene i året da Eca Chemicals ikke har utslipp av kjølevann. I 2005 var konsentrasjonene i kanalvannet under deteksjonsnivå <0,01 µg PAH/l. For å få en oppkonsentrering i blåskjell er det imidlertid behov for en vedvarende belastning over flere dager. Skjell eksponert for episodisk høye konsentrasjoner av PAH vil i løpet av noen dager uten denne eksponeringen igjen gå ned i konsentrasjon (Bakke og Helland, 2003). I slike tørre perioder som i 2004 vil en likevel 200 m fra kanalen være ned i en konsentrasjon lavere enn det som skal til for å gi konsentrasjoner tilsvarende det som ble registrert ved Toraneskaia i 2003. Dette indikerer at det er andre kilder enn tilførslene fra Koksverktomta som gir forhøyede konsentrasjoner av PAH i blåskjell i indre del av Ranfjorden. Mulige andre kilder til PAH-forurensning til Ranfjorden er nå under utredning av Fylkesmannen i Nordland. Dette gjelder blant annet større ferskvannstilførsler som Ranelva, Tverråga, Mobekken, kloakk og bunnsedimentene i fjorden.

Konsentrasjonene i kanalvannet målt i 2004 kan sammenlignes med avrenningsvann fra trafikkerte veier. Ved en 10X fortykning er konsentrasjonen ned i det som er typisk for avrenningsvann fra villaområder (jfr. Kap. 2.6).

**Tabell 5.** Konsentrasjon av sumPAH i antatt bakgrunn i Ranfjorden, i kanalen ved ulike situasjoner samt beregnet oppkonsentrering i blåskjell ut fra de gitte vannkonsentrasjonene. 2005 er ikke tatt med da konsentrasjonene var under deteksjonsnivå  $<0,01 \mu\text{gPAH/l}$

	Konsentrasjon i avløpsvannet ( $\mu\text{g/l}$ )			Konsentrasjon i blåskjell frisk vekt ( $\mu\text{g/kg}$ )
	2004	2002a	2002b	
Bakgrunn Ranfjorden	0,05	0,05	0,05	150
Normal situasjon kanalen (10x fortykning)	0,176	0,019	1,8	528 / 57 / 5400
20-50m fra kanalen (20x fortykning)	0,09	0,01	0,9	264 / 29 / 2700
Ufortynnet utløp fra kanalen	1,76	0,19	18	5280 / 570 / 54000
100-200m fra kanalen (10x fortykning)	0,176	0,019	1,8	528 / 57 / 5400
Toranes kaia i 2003*				1100

\* Green og Walday 2004

### 5.3 Effekter på organismer og biologiske samfunn

På basis av diskusjonen tidligere i dette kapitlet er det lite trolig at kanalutslippet av PAH, selv med konsentrasjonene fra 2004, vil gi effekter på organismer og biologiske samfunn i Ranfjorden. **Tabell 5** viser at de fleste PAH komponentene ligger under grenseverdiene for økologiske effekter alle dager i året. I 2005 lå alle alle komponenter, muligens med unntak av Indeno(1,2,3-cd)pyreen, under grenseverdiene. Enkelte PAH komponenter (Benzo(a)pyren i 2004), kobber og cyanid ligger over grenseverdien for økologiske effekter i ufortynnet kanalvann ved P1. Denne situasjonen forekommer 1-2 dager i året (24-48 timer). Grenseverdiene for økologiske effekter er basert på PNEC verdier (Predicted No Effect Concentration). Økologiske effekter vil imidlertid ikke inntre ved så kort eksponering som 1-2 dager per år. For at effekter skulle oppstå ved 1-2 dagers eksponering måtte konsentrasjonene være anslagsvis 1000x høyere (i følge TGD, 2003).

For å nå grenseverdiene er det nødvendig med en 15x fortykning. En slik fortykning oppnås ifølge **Figur 2** etter mindre enn 1 time. Største deler av året oppnås en 20x fortykning i en avstand av 20-50m fra kanalåpningen. En akutt effekt vil kunne oppstå ved konsentrasjoner som ligger 1000x høyere enn grenseverdien. For Benzo(a)pyren tilsvare det  $5 \mu\text{g/l}$  og for kobber tilsvare dette  $1100 \mu\text{g/l}$ . Det ufortynnede kanalvannet er således godt innenfor grensen for akutt toksisk effekt.

Vi kjenner ikke flora eller fauna i strandsonen på begge sider av kanalmunningen, men det er liten grunn til å tro at utslipp av en varighet på 24-48 timer/år vil medføre noen merkbar skade. Mer sannsynlig er det at det biologiske samfunnet i strandsonen er utsatt for et naturlig stress pga. av varierende saltholdighet i fjordens overflatelag.

Den årlige tilførselen (2005 data) av kobber (18 kg), arsen (54 kg) og cyanid (18 kg) fra kanalen kan synes stor (jfr. **Tabell 6**). Til sammenligning fører Ranaelva årlig (2002 data) 1,7 tonn kobber og 415

kg arsen (Wiedeborg et al. 2003) (data for cyanid foreligger ikke). Bakgrunnstilførselen av disse stoffene er altså mange ganger høyere enn tilførselen fra kanalen. Volumtransporten ut av fjorden er større enn ferskvannet tilført, pga. bl.a. tidevann. Det betyr at den årlige transporten av disse stoffene ut av fjorden også er mange ganger høyere enn bidraget fra kanalen. Ferskvannet fra elva har en oppholdstid i Nordrana fra 2-11 døgn (Kirkerud et al 1977). Samlet viser dette at tilførselen av kobber og arsen fra kanalen er ubetydelig.

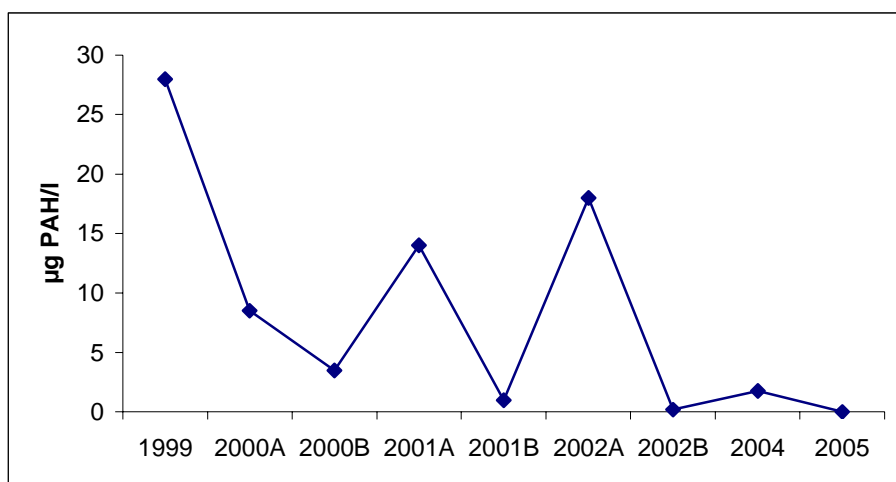
## 5.4 Virkninger på bruk av fjorden

Hovedbruken av Ranfjorden vil være knyttet til fangst av fisk og skalldyr. Som diskutert i kap. 5.2 er det lite trolig at PAH-konsentrasjonene i kanalutslippet er årsaken til forhøyde konsentrasjoner i blåskjell i nærområdet, og har derfor ikke alene betydning for opprettholdelse av kostholdsrådet for skjell i indre del av fjorden. Det er heller ikke sannsynlig at kanalutslippet har betydning for PAH-innholdet i reker og fisk som fanges til konsum.

## 6. Vurdering av behov for tiltak

Koksverktomta har vært gjennom en omfattende rehabilitering i årene etter nedleggelsen av Koksverket. Som et resultat av dette viser overvåkingen av PAH i kanalvannet i punktet P1 (målepunktet nærmest fjorden) synkende konsentrasjoner siden 1999 (**Figur 3**). Etter siste prøvetaking i 2002 ble det utført ytterligere tiltaket på deponi B på tomta. Deponiet blir ikke lenger infiltrert av vann, slik at avrenning fra dette området nå er redusert betydelig eller opphørt. Ved de siste undersøkelsene i mai 2005 var konsentrasjonen av PAH<sub>16</sub> nede i <0,01 µg/l (Hunnes 2005). PAH<sub>16</sub> er ikke direkte sammenlignbar med sumPAH målt tidligere år. I sumPAH tidligere år inngikk 26 enkeltkomponenter. Til sammenligning var PAH<sub>16</sub> i 2004 1,38 µg/l, mens PAH<sub>26</sub> var 1,76 µg/l (Hunnes 2004).

Måleresultatene samt vurderte virkninger av kanalvannet på fjorden tilsier derfor ikke behov for ytterligere tiltak på Koksverktomta.



**Figur 3.** Konsentrasjonen av sumPAH målt i P1 (målepunktet nærmest sjøen) i kanalen fra Koksverktomta i perioden 1999 – 2005 (data etter Hunnes 2005) (Det foreligger ingen analyser fra 2003).

## 7. Forslag til videre overvåking av Koksverktomta

KIAS er av SFT pålagt å videreføre overvåkingen som Rana kommune avsluttet i 2002 (brev av 9.3.04). Valg av prøvepunkter og antall prøver per år skal vurderes slik at de gjengir et riktig bilde av situasjonen. Nødvendigheten av overvåkingen skal vurderes etter 3 år.

Overvåkingstallene fra 1999 viser en nedadgående trend i konsentrasjonene av PAH i kanalutslippet (**Figur 3**). En vannprøve reflekterer en øyeblikksituasjon og variasjonen er derfor vanskeligere å fange inn sammenlignet med andre prøvetyper som blåskjell, SPMDer, DGTer (passive prøvetakere) og sedimenter. Den nedadgående trenden er imidlertid i overensstemmelse med de tiltak som er gjennomført i området for å redusere forurensningspredning til Ranfjorden.

Det er ikke bare tilførselen av PAH som er redusert med årene, men også andre forurensningskomponenter er redusert (**Tabell 6**). Det årlige bidraget av PAH fra tomta er nå beregnet til 20 g, mot tidligere 15 til 20 kg. Sammenlignet med andre kilder til PAH i fjorden er dette lite. Hovedkloakken fra Mo Industripark er anslått til en årlig tilførsel på mellom 20 og 300 kg (Fylkesvise tiltaksplaner: Nordland, 2003).

Koksverktomta er en av få forurensningskilder hvor det foreligger overvåkingsdata. Den fylkesvise tiltaksplanen for Nordland (2003) peker på en rekke andre potensielle kilder til forurensning i fjorden, og uttrykker behovet for å få kjennskap til bidraget fra disse. Fylkesmannen har derfor i 2004/2005 initiert målinger i en rekke av disse potensielle kildene. Målingene er utført med passive prøvetakere (SPMDer) over ca en månedsperiode, slik at tilførselene i sammen tidsrom kan sammenlignes. Dette gir et integrert bilde av forurensningsbelastningen over et lenger tidsrom til forskjell fra en vannprøve. Det vil være viktig å se Koksverktomta i en større sammenheng og i lys av disse nye undersøkelsene, slik at eventuell overvåking eller tiltak settes inn der behovet er størst.

**Tabell 6.** Beregnet utslipp av ulike komponenter fra Kanalen på Koksverktomta til Ranfjorden (etter Hunnes 2005)

Dato	pH	Cyanid kg/år	Fenol kg/år	Arsen kg/år	Kobber kg/år	Sum PAH kg/år
Gj.snitt 2000	8,3	<577	<35	<144	47	18
Gj.snitt 2001	8,0	243	<15	<158	<17	20
Gj.snitt 2002	7,9	<15	<20	<104	18	15
Mai 2004	8,6	18	<6	39	<6	2
Mai 2005	7,7	18	13	54	18	<0,02*

\* Sum PAH<sub>16</sub>

Hvis videre overvåking av miljøgifter i vann likevel kreves fra Koksverktomta, bør det være tilstrekkelig med overvåking i ett punkt, helst P1, for å få et mål på miljøgifttransporten ut til Ranfjorden. For en mer detaljert kartlegging av potensielle kilder, direkte industriutslipp eller diffust sig i kanalen, er også bruk av SPMDer et godt alternativ. Disse gir som nevnt et integrert bilde av

tilførslene over tid, og er ikke avhengig av like høye konsentrasjoner i vann for deteksjon som ved analyse av en vannprøve. Hvis det er ønskelig å klarlegge mer i detalj hvor påslippene av de ulike forurensningskomponentene i kanalvannet stammer i fra kan utsetting av passive prøvetakere i en gradient oppover i kanalen være et godt alternativ. Målingene bør dekke både perioder med tørrvær og nedbør.

I alle tilfeller bør som nevnt Koksverktomta sees i sammenheng med øvrige deler av fjorden, slik at evt. prøvetaking og overvåking samordnes med tiltaksplanarbeidet som nå foregår i regi av Fylkesmannen i Nordland.



## 8. Litteratur

- Bakke, T. og Helland, A. 2003. The application of mussels (*Mytilus edulis*) as biomonitor for episodic mobilisation of contaminants in sediments. In: A. Helland. Transport and sedimentation of metals and organic matter in the Glomma estuary, south east Norway. Dr.scient Thesis, NLH 2003.
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4<sup>th</sup> Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Green, N. og Walday, M. 2004. Undersøkelser av miljøgifter i blåskjell i indre Ranfjord 2003. NIVA-rap. 4833-2004, 17s.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F., Rygg, B. 2003. Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer. NIVA-rap. 4742-03, 102s.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F., Rygg, B. 2003. Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Telemark. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer. NIVA-rap. 4743-03, 56s
- Helland, A., Bakke, T. og Molvær, J., 1995. Konsekvensvurdering av utslipp fra Koksverktomta til Ranfjorden. NIVA-rapport nr. 3311. 35 sider.
- Hunnes, E.G., 2002. Resultat av vannprøvetaking på Koksverkstomta i juli 2002. Molab as. Rapport KV-tomta 2004. 4+1 sider
- Hunnes, E.G., 2004. Resultat av vannprøvetaking på Koksverkstomta i mai 2004. Molab as. Rapport nr. M 104/02. 5+1 sider.
- Hunnes, E.G., 2005. Resultat av vannprøvetaking på Koksverkstomta i mai 2005. Molab as. KV-tomta-2005 (22026). 5+1 sider.
- Johnsen, S., Frost, T.K., Hjelsvold, M. og Utvik, T.R. 2000. The environmental impact factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation. SPE 61178 (Soc. Petr. Eng.)
- Kirkerud, L., Bokn, T., Knutzen, J., Kvalvågnæs, K., Magnusson, J., Skei, J., 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. Rapport O-75031. Oslo. 141 sider.
- Kirkerud, L., Haakstad, M., Knutzen, J., Rygg, B., Skei, J., Tryland, Ø., 1985: Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Samlerapport. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport nr. 207/86. NIVA-rapport nr. 1800. 76 sider.
- Lindholm, O. 2004. Miljøgifter I overvann fra tette falter. NIVA-rap. 4775-04.
- Næs, K., Bakke, T., og Konieczny, R., 1995b. Mobilization of PAH from polluted seabed and uptake in the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). Mar. Freshwater Res., 46, 275-285.
- TGD, 2003. Technical guidance document on risk assessment. European Chemicals Bureau. European commission joint research center, EUR 20418 EN/2.
- Verschuere, P.B., 1983. Handbook on Environmental Data on Organic Chemicals. Second Edition. van Nostrand Reinhold Co., New York.

Walday, M., Helland, A., Magnusson, J., Moy, F., Rygg, B. 2004. Environmental assessment of Ranfjorden, northern Norway, 2003. NIVA-rap. 4839-2004, 133s.

Weideborg M., Lynstad E., Vik A. E., Storhaug, R. 2003. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters 2002. OSPAR-commission, B: Datareport. Aquateam rap. 03-043B, 112 s.