



UNIVERSITETET I BERGEN



Eksponering for
kreftfremkallende faktorer
i norsk offshore
petroleumsvirksomhet
1970-2005

Seksjon for arbeidsmedisin
Universitetet i Bergen / UNIFOB

ISBN 82-91232-52-0
ISSN 0806-9662

Innhold

FORORD.....	4
SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	7
2. MATERIALER OG METODE.....	8
2.1 PROSJEKTETS ARBEIDSFORM.....	8
2.2 FORMIDLING/PRESENTASJON UNDERVEIS	9
2.3 ARTIKLER / SKRIFTLIG PRESENTASJON	9
2.4 DATAINNSAMLING FRA BRANSJEN	10
2.5 OPPBYGGING AV JOBB-EKSPONERINGS-MATRISE	13
2.6 SCORINGSSYSTEM I ENDELIG JOBB-EKSPONERINGS-MATRISE	19
2.7 ANDRE KREFTFREMKALLENDE STOFFER.....	20
3. RESULTAT	21
3.1 FAKTORER	21
3.1.1 IONISERENDE STRÅLING	21
3.1.2 IKKE-IONISERENDE STRÅLING	24
3.1.3 ASBEST (IARC-GRUPPE 1).....	27
3.1.4 KRYSTALLINSK SILIKA (IARC-GRUPPE 1).....	31
3.1.5 ATTAPULGITT (LONG PLYGORSKITE/ATTAPULGITE FIBRES (>5µM): IARC-GRUPPE 2B) ...	36
3.1.6 REFRAKTORISKE KERAMISKE FIBRE (RCF) (IARC-GRUPPE 2B).....	38
3.1.7 KROMFORBINDELSER, SEKSVERDIGE (IARC-GRUPPE 1).....	41
3.1.8 NIKKEL OG NIKKELFORBINDELSER (IARC-GRUPPE HHV. 2B OG 1).....	44
3.1.9 UORGANISKE BLYFORBINDELSER (IARC-GRUPPE 2A).....	45
3.1.10 BENZEN (IARC-GRUPPE 1).....	49
3.1.11 POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) (IARC-GRUPPE 2A OG 2B)	54
3.1.12 STEINKULLTJÆRE (ENG. COAL TAR) (IARC-GRUPPE 1)	56
3.1.13 RÅOLJE - HUD (IARC-GRUPPE 3)	57
3.1.14 DIESELEKSOS (IARC-GRUPPE 2A).....	59
3.1.15 DIESELOLJE (IARC-GRUPPE 3).....	61
3.1.16 MINERALOLJER (HIGHLY-REFINED MINERAL OILS) (IARC-GRUPPE 3).....	63
3.1.17 POLYKLORETERTE BIFENYLER – PCB (IARC-GRUPPE 2A)	68
3.1.18 TRIKLORETYLEN (IARC-GRUPPE 2A).....	70
3.1.19 TETRAKLORETYLEN (IARC-GRUPPE 2A) OG TØRRENS (IARC-GRUPPE 2B)	73
3.1.20 DIKLORMETAN (IARC-GRUPPE 2B).....	75
3.1.21 KARBONTETRAKLORID (IARC-GRUPPE 2B)	77
3.1.22 KLOROFORM (TRIKLORMETAN) (IARC-GRUPPE 2B).....	78
3.1.23 AKRYLAMID (IARC-GRUPPE 2A).....	79
3.1.24 TOLUEN DIISOCYANAT (IARC-GRUPPE 2B)	81
3.1.25 FORMALDEHYD (IARC-GRUPPE 1)	85
3.1.26 PASSIV RØYKING (IARC-GRUPPE 1)	88
3.1.27 YRKESEKSPONERING FOR MALERE (IARC-GRUPPE 1)	89
3.1.28 HYDRAZIN (IARC-GRUPPE 2B).....	94
3.1.29 SVEISERØYK OG -GASSER (IARC-GRUPPE 2B).....	96
3.2 JOBB-EKSPONERINGS-MATRISER.....	100

3.3 OPPSUMMERING AV JOBB - EKSPONERING - TIDSROM	107
4. DISKUSJON	117
6. LITTERATURLISTE	123
VEDLEGG 1. FAKTA FRA INTERVJURUNDEN.....	135
VEDLEGG 2. YRKESKATEGORIER	141
VEDLEGG 3. ANDRE OFFSHORE-KARSINOGENER	145
VEDLEGG 4. EKSPONERINGSLITTERATUR	148
1. ASBEST	149
2. KRYSTALLINSK SILIKA (RESPIRABEL).....	153
3. BLY, KROM (VI), NIKKEL, SVEISERØYK.....	155
4. REFRAKTORISKE KERAMISKE FIBRE.....	162
5. TRIKLORETYLEN.....	165
VEDLEGG 5. YRKESHYGIENISKE MÅLINGER.....	166
1. ASBEST	167
2. KRYSTALLINSK SILIKA	168
3. REFRAKTORISKE KERAMISKE FIBRE.....	172
4. KROMFORBINDELSER, SEKSVERDIG.....	173
5. SVEISING – KROM OG NIKKEL	174
6. FORMALDEHYD	176
7. TETRAKLORETYLEN	178
8. AKRYLAMID	179
VEDLEGG 6. PUBLISERT ORIGINALARTIKKEL.....	180

Forord

Denne rapporten er en oppsummering av et oppdrag Seksjon for arbeidsmedisin, Universitetet i Bergen, har utført for Oljeindustriens Landsforening (OLF). Oppdraget var å lage en oversikt over eksponering for kreftfremkallende faktorer offshore. Kunnskap om dette er i seg selv av interesse for oljebransjen, men hovedmålet med oversikten har vært å gi Kreftregisteret et verktøy som kan brukes i fremtidig studier av kreftutvikling blant offshorearbeidere.

Rapporten har følgelig hatt Kreftregisteret og OLF som hovedmålgrupper. Vi håper i tillegg at den kan være til nytte for andre som er interessert i arbeidsmiljøforhold offshore.

Arbeidet med å få fram informasjon om kreftfremkallende faktorer offshore har vært svært tidkrevende ved at vi har hentet opplysninger i de enkelte selskaper som har hatt sin virksomhet offshore. Vi har blitt møtt med mye velvilje, og OLF har som organisasjon vært en viktig døråpner inn i bransjen. Likevel var det vanskelig å finne tilstrekkelig dokumentasjon som omhandlet dette feltet. Til tross for gjentatte forespørsler fra vår side, opplevde vi at mange selskaper ikke prioriterte å sette av tid til arkivsøk og lignende. Vi håper allikevel at vi har klart å skaffe nok informasjon til å gi et noenlunde representativt bilde av hvordan eksponeringen for kreftfremkallende stoffer har vært offshore.

Vi har i stor grad vært nødt til å benytte skjønn for å ”tallfeste” eksponeringsgraden, og er derfor svært takknemlige for at noen av bransjens yrkeshygienikere stilte opp i en ekspertgruppe for å delta i dette arbeidet.

Vi vil takke ansatte og ledere i oljebransjen som har bidratt til å gi oss den kunnskapen som legges fram i denne rapporten. Takk også til styringsgruppen og referansegruppen som har hatt en viktig rolle i prosjektet, samt til Petroleumstilsynet, Statens Strålevern og Statens Forurensningstilsyn.

En stor takk rettes til Oljeindustriens Landsforening som ga oss dette oppdraget. Vi har opplevd det som en viktig oppgave å utføre, og har satt pris på samarbeidet.

Vi håper Kreftregisteret kan nytte resultatene i sine fremtidige analyser.

Bergen, 30. november 2005

Kjersti Steinsvåg

Magne Bråtveit

Bente E. Moen

Sammendrag

Bakgrunn

Kreftregisteret etablerte i 1998 en kohort av ca. 28000 tidligere og nåværende offshorearbeidstakere. Kreftutviklingen i denne kohorten vil bli fulgt opp i årene som kommer. For å undersøke eventuelle sammenhenger mellom kreft og faktorer i arbeidsmiljøet er det nødvendig å vurdere tidligere eksponering for potensielt kreftframkallende faktorer for denne gruppen av arbeidstakere.

Målsettingen med den foreliggende rapporten var å lage en Jobb-eksponerings-matrise (JEM) for eksponering til kreftframkallende faktorer for de yrkesgruppene som har arbeidet på installasjoner tilknyttet olje- og gassvirksomheten på norsk kontinentalsokkel i perioden 1970-2005.

Metode

De fire dimensjonene i JEM er yrkeskategori, kreftframkallende faktorer, tidsperiode og eksponering. Matrisen inneholder 6 yrkeskategorier innen boring og brønnvedlikehold, 3 innen produksjon og prosess, 15 innen vedlikehold/inspeksjon/dekk/konstruksjon og 3 innen forpleining/kontor/helse. Yrkeskategoriene er definert på bakgrunn av jobbtitler som ble registrert i Kreftregisteret sin spørreskjemaundersøkelse fra 1998. Aktuelle agens i matrisen er valgt på grunnlag av IARC sin liste over kreftframkallende agens, blandinger og eksponeringsomstendigheter som hører inn i gruppene 1, 2A og 2B (n=14). I tillegg ble det valgt ut 3 agens i gruppe 3 som er spesielt relevante for bransjen. For hvert agens er det for den enkelte yrkeskategori i utgangspunktet delt inn i fire tidsperioder med hensyn til eksponering: 1970-79, 1980-89, 1990-99 og 2000-05. Eksponering er delt inn i sannsynlighet for eksponering (usannsynlig/mulig/sannsynlig eksponering), hyppighet av eksponering over bakgrunnsnivå og intensitet. Intensitet er vurdert både relativt mellom yrkeskategoriene og sammenlignet med administrativ norm.

Innsamling av grunnlagsdata til JEM ble utført ved 23 besøksrunder hos oljeselskaper, kontraktører og tilsynsmyndigheter tilknyttet offshorebransjen. Ved disse besøkene ble det gjennomført intervju med forskjellige yrkestitler forskergruppen hadde bedt om å møte, der det ble fokusert på å få beskrevet bruk av aktuelle kreftframkallende agens og arbeidsprosesser med potensiell eksponering. Det ble også hentet inn yrkeshygieneiske målerapporter, risikovurderinger og HMS-datablad fra bedriftene. Litteratursøk ble utført i internasjonale databaser for å finne eksponeringsstudier som omhandler agens og arbeidsprosesser som er analoge til de som inngår i den foreliggende JEM. Samlet bakgrunnsdokumentasjon for hver faktor inneholder en kort introduksjon, informasjon om offshore-produkter som inneholder det aktuelle agenset, endringer i bruk over tid, eksponeringssituasjoner, mulig eksponerte yrkeskategorier, måleresultater, eksponeringsvurderinger, resultater fra litteratursøk samt en oppsummering.

Utfylling av JEM ble utført i løpet av et todagers møte av en ekspertgruppe bestående av 8 personer, de fleste med lang erfaring fra eksponeringsvurdering og annet yrkeshygieneisk arbeid både generelt i industrien og fra offshorebransjen. Tre av ekspertene var fra selskaper i offshore-bransjen, 2 tilknyttet konsulentbedrifter for bransjen og tre fra forskningsinstitusjon med prosjekter for bransjen. Den første dagen

av ekspertgruppemøtet ble hver dimensjon i matrisen og veiledning for scoring av eksponeringsparametre gjennomgått og diskutert. Deretter fylte deltakerne i ekspertgruppen ut hver sin JEM på bakgrunn av utdelt dokumentasjon for hvert agens og sin egen kompetanse og erfaring. For de kombinasjonene av yrkeskategori/agens/tidsperiode som ble angitt med sannsynlig eksponering, ble hyppighet og intensitet av eksponering vurdert. Andre dag av ekspertgruppemøtet var satt av til konsensusdiskusjon. I de tilfellene der en eller flere av ekspertene hadde angitt sannsynlig eksponering for et agens i en tidsperiode, ble det diskutert fram en konsensus med hensyn til sannsynlig eksponering for angitte yrkeskategori og agens. I den endelige JEM er det angitt sannsynlig og mulig eksponering. For kombinasjoner med sannsynlig eksponering er det også angitt hvilke yrkeskategorier som har relativt høyest tidsvektet gjennomsnitts-eksponering for hvert agens og en vurdering av gjennomsnitts-eksponering mot dagens administrativ norm.

Resultat

Det er utarbeidet bakgrunnsdokumentasjon for totalt 29 agens, blandinger eller eksponeringsomstendigheter. Av disse ble fullstendig JEM fylt ut for 17 faktorer: Asbest, respirabelt krystallinsk silika, refraktoriske keramiske fibre, seksverdige kromforbindelser, nikkel og nikkelforbindelser, uorganiske blyforbindelser, benzen, råolje, dieseleksos, mineraloljer/hud, mineraloljer/innånding, klorerte avfettingsmiddel, diklormetan, ioniserende stråling, formaldehyd, sveiserøyk/gasser og yrkeseksponering for malere. Denne matrisen er angitt i tabellform i hovedrapporten.

Siden 1970 har det ifølge konsensusdiskusjonen blant de seks yrkeskategoriene innen boring og brønnvedlikehold vært sannsynlig eksponering for 8 og mulig eksponering for 2 av de 17 agensene som ble vurdert i JEM. Blant produksjon og prosess var tilsvarende antall 6 og 6, blant vedlikehold/inspeksjon/dekk/konstruksjon var det 16 og 2 agens og blant forpleining/kontor/helse var det 0 og 1.

I en fremtidig studie av kreftforekomst er det lagt opp til å kunne benytte informasjonen i JEM på tre nivåer:

1) Minst restriktiv:

For hvert agens kan det bli analysert på de kombinasjoner av yrkeskategori/tidsperiode som har mulig eller sannsynlig eksponering

2) Middels restriktiv:

For hvert agens analyseres det på de kombinasjoner av yrkeskategori/tidsperiode som har sannsynlig eksponering

3) Mest restriktiv:

For hvert agens analyseres det på de kombinasjoner av yrkeskategori/tidsperiode som har høyest relativ eksponering blant de som har sannsynlig eksponering

1. Innledning

Arbeidsbetinget kreftsykdom

Kreft er en sykdom som utvikles over flere år og har oftest et komplisert nett av multiple årsaker, noe som gjør det vanskelig å tilegne enkeltfaktorer opphav til utvikling av kreftsykdom. Kreft skyldes både forhold inni og utenfor (miljøfaktorer) kroppen. Miljøfaktorer omfatter livsstil som røyking, alkoholforbruk, matvaner, fysisk aktivitet, soling og seksuell oppførsel. Andre faktorer kan være medisiner, hormoner, stråling, virus, bakterier eller miljøkemikalier som kan være tilstede i luft, vann, mat og på arbeidsplassen. I kroppen kan endrede gener i kroppens celler, abnorme hormonnivåer i blodet eller hemmet immunsystem medvirke til utvikling av kreft (National Cancer Institute, 2004).

Den foreliggende rapporten vil gi en vurdering av eksponering for kreftfremkallende faktorer i arbeidsmiljøet på flytende og faste installasjoner tilknyttet olje og gass-virksomhet på norsk kontinental sokkel 1970-2005.

Kreftregisterets Offshore-kohort

I 1998 satte Kreftregisteret i gang en prospektiv kohort studie blant daværende og tidligere offshorearbeidere. Omlag 28 000 personer uten registrert kreftsykdom fylte ut et spørreskjema som omhandlet arbeidserfaring offshore, livsstilsfakta og selvopplevd eksponering. Kreftutviklingen blant disse 28 000 vil bli fulgt opp i årene som kommer. Kreftregisteret opplyser i sin rapport om kohorten (2001) at det er forventet at ca 1500 personer i denne gruppen vil utvikle kreft i løpet av de 10 første årene - hvis de følger normalbefolkningen.

Hovedmål for denne rapporten

Denne rapporten kan sees som en del av Offshore-kohort studien, og forsøker å gi svar på hvilke kreftfremkallende faktorer som kan ha vært i arbeidsmiljøet offshore i perioden 1970-2005. Målet med arbeidet er å gi en beskrivelse av faktorene, angi i hvilke situasjoner disse kan opptre offshore og hvilke yrkeskategorier som kan ha blitt eksponert. Et ekspertpanel har vurdert og rangert eksponeringen for ulike yrkesgrupper, og en Jobb-eksponerings-matrise har blitt utarbeidet. Matrisen skal kunne benyttes av Kreftregisteret i analyser av forekomst av kreft blant offshore-arbeiderne.

2. Materialer og Metode

2.1 Prosjektets arbeidsform

Prosjektet ”Kreftfremkallende faktorer i norsk offshoreindustri 1970-2005” har hatt en tidsramme på tre år (01. desember 2002 - 30. november 2005).

Oppdragsgiver og finansierer har vært Oljeindustriens Landsforening (OLF).

Prosjektgruppen har arbeidsplass ved Universitetet i Bergen (UiB), Seksjon for arbeidsmedisin ved Institutt for samfunnsmedisinske fag. I tillegg har deltagere fra UiB, oljeindustrien, oppdragsgiver og myndighet fungert som referansegruppe.

Prosjektgruppe på Seksjon for arbeidsmedisin

- Professor i arbeidsmedisin Bente E. Moen
- Professor i epidemiologi Trond Riise
- 1.amanuensis i yrkeshygiene Magne Bråtveit
- Bedriftssykepleier Kristin Bondevik
- Førstekonsulent Berit Larsen
- Biolog Jorunn Kirkeleit
- Sivilingeniør Kjersti Steinsvåg (stipendiat)

Prosjektgruppen har holdt møter minst annenhver uke.

Referansegruppe

- Leder for HMS i OLF, Carsten Bowitz
- Senior yrkeshygieniker i ConocoPhillips, Trond Schei
- Sektorleder i Statoil, Jakob Nærheim
- Yrkeshygieniker i Statoil, Steinar Ulvøen
- Fagleder Arbeidsmiljø i Petroleumstilsynet, Sigvart Zachariassen

Tre møter har blitt arrangert med referansegruppen (15.01.03, 10.12.03 og 24.05.04).

Det har underveis blitt holdt møter med Kreftregisteret: 31.03.03, 25.08.04 og 20.09.05.

Den 25. april 2005 ble det holdt et informasjonsmøte med Kreftregisteret og referansegruppen der prosjektet ble presentert, og fremtidig arbeidsform ble diskutert for å sikre at resultatene fra dette prosjektet senere kan nyttes av Kreftregisteret i deres analyser av kreftutvikling i Offshore-kohorten.

I løpet av prosjektperioden har to av deltagerne i prosjektgruppen (Bråtveit og Steinsvåg) gjennomgått Sikkerhetskurs ved Nutec (august 2003), og vært offshore med omvisning på Oseberg Feltsenter (03.03.05).

Prosjektgruppen fikk også omvisning på Valhall Injeksjonsplattform da denne stod klar på Aker Kværner Stord i 2003.

Deltakere i prosjektgruppen har også besøkt Oljemuseet i Stavanger og Petrosenteret i Kristiansund.

2.2 Formidling/presentasjon underveis

Ressursgruppe Helse og Arbeidsmiljø i OLF har fått informasjon om prosjektet og kommet med innspill på møter 31.03.03 og 16.02.05.

Arbeidstakerorganisasjonen Oljeindustriens fellessammenslutning (OFS, nå SAFE) ved Halvor Erikstein og Roy Erling Furre har blitt presentert for prosjektet og har kommet med innspill i møte 30.01.03.

Plan for arbeidet ble presentert for Samarbeidsforum offshorekjemikalier, industri og myndighet (SKIM) 07.01.03.

Ved arbeid med artikkel om oljetåke- og oljedamp-eksponering (se under) ble det holdt møter med yrkeshygienikere fra Kokstad Bedriftshelsetjeneste AS (Knut Grove og Esther Sætvedt), X-LAB AS (Bjørge Eli Hollund) og Norsk Hydro ASA (Inger Margrethe Haaland) 20.09.04, 10.11.04, 14.12.04, 26.01.05 og 14.03.05 for å sikre kvaliteten av beskrivelser og informasjon om bransjen.

Prosjektet har blitt presentert i Sandefjord på årsmøtet i Norsk Yrkeshygienisk Forening (28.10.03), ved HMS Petroleum seminar i regi av Universitetet i Bergen (24.05.04), i England under British Occupational Hygiene Societys årskonferanse (20.04.04), på Sikkerhetsforum (01.09.04) og under det 18. internasjonale symposiet om epidemiologi i arbeidsmedisin - EPICOH 2005 (11.09.05).

Det har blitt arrangert møter med Ron Gardner fra britiske HSE (Health and Safety Executive) (11. og 12. 09.03), og et miniseminar med to av verdens fremste forskere innen arbeidsmiljø-eksponeringer, prof. Dick Heederik og dr. Hans Kromhout fra Institute of Risk Assessment Sciences ved Universitetet i Utrecht, Nederland (14.05.04). Prosjektets strategi har også blitt presentert og diskutert med Hans Kromhout i møte 04.02.05 og via e-post høsten 2005.

2.3 Artikler / skriftlig presentasjon

Originalartikkel om eksponering for oljetåke og oljedamp i boreområdene er publisert i *Annals of Occupational Hygiene* (foreløpig publisert online, 2005) (Se Vedlegg 6.).
Tittel:

Exposure to oil mist and oil vapour during offshore drilling in Norway, 1979-2004

Oversiktsartikler er publisert i *Tidsskrift for Norske Lægeforening* i 2004:

Tittel: *Hva vet vi om kjemisk helsefare offshore?*

og i *Yrkeshygienikerens* i 2003:

Tittel: *Oljetåke og oljedamp ved boring offshore*

En kort presentasjon av prosjektet har blitt gitt i tidsskriftet Ramazzini i 2004:
Tittel: *Eksponering for kreftfremkallende faktorer i norsk offshore petroleumsvirksomhet*

2.4 Datainnsamling fra bransjen

2.4.1 Utvelgelse av selskaper

Det ble valgt å samle inn data fra selskaper i bransjen ved å besøke disse og intervju nøkkelpersoner.

Oljeindustriens Landsforening (OLF) er en interesse- og arbeidsgiverorganisasjon for oljeselskaper og leverandørbedrifter i olje- og gassbransjen i Norge. OLF er tilsluttet Næringslivets Hovedorganisasjon, NHO.

Besøkte selskaper (se opplisting under) ble valgt ut fra OLF's medlemsliste og ved hjelp av Strand og Andersens rapport (2001). Boreselskapene Transocean, Smedvig, Maersk Contractors og Odfjell sorteres under Norges Rederiforbund, mens Dalseide & Fløysand Group er tilsluttet Byggenæringens Landsforbund (hører inn under NHO). Øvrige selskaper er medlemmer i OLF.

2.4.2 Sjekkliste og disposisjon til bruk ved intervju

Ved hjelp av International Agency for Research on Cancer (IARC)s lister (IARC, 2005a (se kapittel 2.5.3)), rapport av Strand og Andersen (2001) og tilgjengelig offshore-litteratur (Davidson *et al.*, 1988; Eide, 1990; Gardner, 2003; HSE, 2000; Hudgins, 1991; James *et al.*, 2000; Kellie, 1996; Norwegian Oil Industry Association, 1996; OHS, 1996) ble sjekkliste satt opp over aktuelle kreftfremkallende agens og prosesser som kunne medføre eksponering.

Utskrifter av jobbtitler fra Kreftregisterets spørreundersøkelse ble gjennomgått, og en sjekkliste over jobbtitler ble laget.

En generell disposisjon for intervjuene ble satt opp.

2.4.3 Intervjurunden

Ledere av HMS-avdelinger i 21 selskaper med ansatte som jobber offshore ble kontaktet på telefon etterfulgt av en formell forespørsel sendt via e-post. Et brev fra OLF ble vedlagt henvendelsen med oppfordring om å la en universitetsgruppe på 2-4 personer besøke selskapet og gjennomføre intervjuer og samle inn data om kjemisk og fysisk eksponering med spesiell vekt på kreftfremkallende stoffer. Det ble gjennomført intervjurunde i følgende selskaper:

Oljeselskaper

- BP Norge AS
- ConocoPhillips Norge AS
- Esso Norge AS
- Norsk Hydro ASA
- A/S Norske Shell
- Statoil ASA – Bergen

- Statoil ASA – Stavanger
- Total E&P Norge AS

Boreselskaper

- Maersk Contractors Norge AS
- Odfjell Drilling
- Prosafe ASA
- Smedvig ASA
- Transocean

Brønnservicebedrifter

- Baker Hughes INTEQ
- Halliburton AS
- Swaco Norge AS

Vedlikeholdskontraktører

- ABB Offshore Systems AS (nå Vetco Aibel AS)
- Aker Kværner Offshore Partner
- Dalseide & Fløysand Group AS

Forpleiningsbedrift

- ESS Offshore AS

Kjemikalieleverandør

- M-I Norge AS

(For M-I Norge AS og Swaco Norge AS ble det holdt felles intervjurunde).

I tillegg ble tre relevante, offentlige myndigheter besøkt på tilsvarende måte:

Myndigheter

- Oljedirektoratet (nå Petroleumstilsynet)
- Statens forurensingstilsyn
- Statens Strålevern

Samtlige kontaktede selskaper og myndigheter takket ja til besøk og intervjuer.

Under intervjuene ble disposisjon og sjekkliste fulgt. Intervjuobjektene ble også oppfordret til å ta opp tema som de mente kunne ha interesse for prosjektet.

Nøkkelpersoner plukket av selskapet selv, som for eksempel prosessteknikere, boremannskap, bedriftslege, HMS-leder og yrkeshygienikere ble intervjuet angående arbeidsprosesser og kjemikalier brukt offshore. Fra hvert besøk ble det skrevet et referat som ble sendt på høring til intervjuobjektene. Deretter ble referatet evaluert i samarbeid med en kontaktperson i de respektive selskapene.

Den endelige utgaven av referatene har inngått i deler av grunnlagsdokumentasjonen for denne rapporten.

For detaljer om dato og sted for intervjuene, samt jobbtittel og erfaring for intervjuobjektene fra de forskjellige selskapene, vennligst se Vedlegg 1.

2.4.4 Innsamlet dokumentasjon

Under intervjurunden hos de enkelte selskapene ble forskergruppen gitt tilgang til dokumentasjon av forskjellig art: yrkeshygieniske målerapporter, risikovurderingsrapporter og HMS-datablad m.m.

Alle selskapene lovet ytterligere tilgang til dokumenter, og datainnsamlingen ble dermed fulgt opp med 3-15 personlige henvendelser til hvert selskap, enten via telefon (1-4), e-post (2-12) eller nye møter (0-1).

Det ble gjennomført to arkivøk, ett hos Oljedirektoratet og ett i et oljeselskap.

All dokumentasjon innhentet fra selskapene har blitt registrert i en database. Dataene er anonymisert på person-, plattform- og selskapsnivå.

Yrkeshygienikere fra bedriftshelsetjenesten Kokstad BHT AS og laboratorietjenesteleverandør X-LAB AS, har bidratt med data (etter klarering med oppdragsgiver), og har ellers vært verdifulle samarbeids- og diskusjonspartnere.

Personlige kommentarer innhentet fra nøkkelpersoner i oljebransjen eller tilknyttede bransjer via uformelle møter, telefonsamtaler eller e-post er også å anse som relevant dokumentasjon.

Det ble gitt tilgang til Chess Pride databasen i april 2003. Databasen inneholder HMS-databladopplysninger om samtlige kjemikalier for flere oljeselskaper. Det ble gjort søk på stoffer som hadde en risikosegning som inkluderte ordet "kreft". Dette resulterte i rundt 150 treff, og noen av disse stoffene er nevnt under de enkelte delkapitlene i kapittel 3.1.

Datainnsamlingen pågikk i 2003-2005.

Det ble til sammen hentet inn 102 HMS-datablader, 15 risikovurderingsrapporter for forskjellige arbeidsprosesser og 191 dokumenter av ulike slag (informasjon om produkter, korrespondanse mellom selskaper og Oljedirektoratet, lister over stoffer/produkter, rapporter etc.). I tillegg ble yrkeshygieniske målerapporter samlet inn (Tabell 2.1).

Tabell 2.1 Antall innsamlede målerapporter

Eksponering	Antall rapporter
Asbest	2
Støv i sekkelager	5
Sveising/varmt arbeid	3
Refraktoriske keramiske fibre	1
Benzen og andre hydrokarboner	28
Mineralolje – oljetåke/damp boring	68
Dieseldamp boring	4
Mineralolje – oljetåke/damp turbinrom	2
Formaldehyd	2
Tetrakloretylen	1
Diklormetan	1
Akrylamid	1

2.5 Oppbygging av Jobb-eksponerings-matrise

2.5.1 Introduksjon til Jobb-eksponerings-matriser

De faktorene som ble antatt å være av størst betydning med hensyn til antall personell eksponert og mengde brukt, ble valgt ut til å inngå i en Jobb-eksponerings-matrise (JEM) som inneholdt 27 yrkeskategorier. JEM ble fylt ut av en ekspertgruppe. Tabell 2.2 viser en generell utfyllingsmatrise der det settes inn et tall for sannsynlighet (0-1-2), hyppighet (1-2-3) og intensitet (1-2-3). For detaljer om utfylling, se beskrivelse lenger ned.

Tabell 2.2 Generell utfyllings-matrise

YRKES-KATEGORI	TIDS-PERIODE	FAKTOR		
		SANNSYNLIGHET 0-1-2	HYPPIGHET 1-2-3	INTENSITET 1-2-3
Yrkeskategori 1	1970			
	1980			
	1990			
	2000			

2.5.2 Inndeling i yrkeskategorier

Ved hjelp av Kreftregisterets lister over jobbtitler oppgitt i spørreskjema, samt en sammenslåing av jobbtitler til yrkeskategorier med relativt lik eksponering gjort av Leif Åge Strand (Kreftregisteret) og Sigvart Zachariassen (Oljedirektoratet) i 2001, ble 27 yrkeskategorier valgt ut til ekspertgruppe-evalueringen: se Vedlegg 2.

2.5.3 Utvelgelse av kreftfremkallende faktorer

IARC-grupper

Under Verdens helseorganisasjon – WHO's - paraply sorterer International Agency for Research on Cancer (IARC). IARC koordinerer og utfører forskning på kreft hos mennesker, undersøker mekanismer for karsinogenese og utvikler vitenskapelige strategier for å kontrollere kreftsykdom. IARC er involvert i både epidemiologisk og eksperimentell forskning (IARC, 2005 b). Siden 1972 har IARC gitt ut 85 monografier som gir en oversikt over tilgjengelig forskning for en rekke agenser, blandinger (miksturer) og eksponeringsomstendigheter. IARC foretar inndeling i grupper etter hvor godt kjent sammenhengen mellom eksponering og utvikling av kreftsykdom er (se Tabell 2.3).

Tabell 2.3 IARC's kombinasjoner av retningslinjer for å fastsette grad av kjent kreftfremkallende effekt for mennesker ved hjelp av dokumentasjon fra epidemiologisk forskning, dyreforsøk og andre kilder (Siemiatycki *et al.*, 2004).

Gruppe	Beskrivelse av kreftpotensialet	Epidemiologisk dokumentasjon	Dokumentasjon fra dyreforsøk	Annen dokumentasjon
1	Agenset, blandingen eller eksponeringsomstendigheten er kreftfremkallende for mennesker	Tilstrekkelig	Uavhengig	Uavhengig
2A	Agenset, blandingen eller eksponeringsomstendigheten er sannsynligvis kreftfremkallende for mennesker	Mindre enn tilstrekkelig Begrenset Inadekvat eller ikke tilgjengelig	Tilstrekkelig Tilstrekkelig Tilstekekkelig	Sterkt positiv Mindre enn sterkt positiv sammenheng Sterkt positiv sammenheng
2B	Agenset, blandingen eller eksponeringsomstendigheten er muligens kreftfremkallende for mennesker	Begrenset Inadekvat eller ikke tilgjengelig Inadekvat eller ikke tilgjengelig	Mindre enn tilstrekkelig Tilstrekkelig Begrenset	Uavhengig Mindre enn sterkt positiv sammenheng Sterk positiv sammenheng
3	Agenset, blandingen eller eksponeringsomstendigheten er ikke klassifiserbar i forholdt til kreftfremkallende effekt	Inadekvat eller ikke tilgjengelig	Begrenset Ikke klassifisert andre steder	Mindre enn sterkt positiv sammenheng
4	Agenset, blandingen eller eksponeringsomstendigheten er sannsynligvis ikke kreftfremkallende for mennesker	Fastsetter fravær av kreftfremkallende effekt Inadekvat eller ikke tilgjengelig	Fastsetter fravær av kreftfremkallende effekt Fastsetter fravær av kreftfremkallende effekt	Uavhengig Sterk negativ sammenheng

Ved hjelp av intervjurunde og dokumentasjon beskrevet over, sammen med gjennomgang av listene til IARC (oppdatert 2005), Stoff- og Produktrapport (Oljedirektoratet, 1984a og 1984b), rapport om Offshore-kohorten (Strand og Andersen, 2001), utskrift av kreftmerkede stoffer i Chess Pride databasen fra april 2003 og artikkel av Siemetycki (2004), har aktuelle kreftfremkallende agens, blandinger og eksponeringsomstendigheter offshore som hører inn under IARC-gruppene 1, 2A og 2B blitt identifisert. 8 tilhører IARC-gruppe 1 (sikker assosiasjon mellom eksponering og kreftutvikling), 6 IARC-gruppe 2A (sannsynligvis

kreftfremkallende), 12 IARC-gruppe 2B (mulig kreftfremkallende) og 3 stoffer IARC-gruppe 3 (ukjent assosiasjon mellom eksponering og kreftutvikling).

2.5.4 Litteratursøk av sammenlignbare eksponeringssituasjoner

Arbeidsoperasjoner der arbeidstakerne kan komme i kontakt med faktorene er kartlagt, og gjennomgang av litteratur om tilsvarende, sammenlignbare eksponeringssituasjoner er gjort.

Litteratursøk er utført i databasene Pubmed, ISI Web of Science og OSH-rom (CISDOC, HSELINE, MHIDAS, RILOSH, NIOSHTIC, OSHLINE). Søkemotoren Google er brukt for å lete opp selskaper, informasjon om kjemikalier, produktdatablader etc.

Litteratursøket må imidlertid ikke anses som fullstendig for de ulike faktorene.

2.5.5 Mal for beskrivelse av kreftfremkallende agens

Aktuelle kreftfremkallende faktorer ($n=29$) er gjort rede for i resultatkapittelet, 3.1. Malen for redegjørelsen er for de fleste agens:

- En kort introduksjon til agenset med CAS-nummer, administrativ norm (Arbeidstilsynet, 2005) og IARC-gruppe.
- Informasjon fra ulike kilder om produkter som inneholder det aktuelle kreftfremkallende stoffet.
- Eksponeringssituasjoner er beskrevet, med eventuelle måleresultater hentet fra innsamlet dokumentasjon og gjennomgang av litteratur.
- Kort oppsummering for å øke lesbarheten.

Andre kreftfremkallende stoffer som ble identifisert, men ikke funnet viktige nok til å bli presentert i resultatkapittelet, er gitt i Vedlegg 3.

2.5.6 Ekspertvurdering

Da det ble funnet relativt få målerapporter (se Tabell 2.1) og lite informasjon for en del av de kreftfremkallende stoffene offshore, ble det besluttet å bruke en ekspertgruppe til å evaluere eksponering til de offshoreansatte. Dette er en strategi som har blitt brukt i mange studier, blant annet hos: Benke *et al.*, 1997; Burdorf og Swuste, 1999; Fritschi *et al.*, 2003; Rice og Heinemann, 2003; Siemiatycki *et al.*, 1997; Tinnerberg *et al.*, 2003; 't Mannetje *et al.*, 2003; van Tongeren *et al.*, 2002.

Det ble arrangert et møte som gikk over to dager (12. og 13. oktober 2005) med følgende deltagere (heretter omtalt som eksperter):

Fra bransjen

- Yrkeshygieniker Liv-Torill Austgulen som har 15 års yrkeshygienisk erfaring, alle år i petroleumsindustri (Statoil, Esso og Smedvig)
- Arbeidsmiljøingeniør Inger Margrethe Haaland som har 6 år med yrkeshygienisk erfaring, hvorav 4 i petroleumsindustri (1 Statoil og 3 Hydro)

- Sektorleder Jacob Nærheim som har 13 år med yrkeshygienisk erfaring, hvorav 8 år i petroleumsindustri

Konsulenter for bransjen

- Daglig leder av X-LAB, dr. philos Bjørg Eli Hollund, som har 19 år yrkeshygienisk erfaring, siste 3 år konsulent i petroleumsindustri
- Yrkeshygieniker dr.ing. Kristin Svendsen som har 23 år med yrkeshygienisk erfaring, siste 3 år som konsulent i petroleumsindustri

Fra Universitetet i Bergen

- 1. amanuensis Magne Bråtveit, med 15 års erfaring innen yrkeshygiene
- Professor Bente E. Moen, med 25 års erfaring innen arbeidsmedisin/yrkeshygiene
- Stipendiat, sivilingeniør Kjersti Steinsvåg, med 3 års studier av kreftfremkallende stoffer offshore

Dag 1

Deltagerne fikk utdelt dokumentasjon om faktorer og eksponeringssituasjoner som gitt i kapittel 3.1, samt vedleggene 2, 4 og 5 (justeringer er gjort for teksten om trikloretylen i kapittel 3.1 etter ekspertmøtet).

Matriser med kreftfremkallende faktor, tiårsintervaller og yrkeskategori var laget klar for individuell utfylling (se Tabell 2.2).

De foreslåtte yrkeskategoriene ble gjennomgått og justert slik at det var enighet på forhånd hvilke jobbtitler de ulike kategoriene skulle representere (for detaljer, vennligst se Vedlegg 2).

Prosjektgruppen hadde før ekspertmøtet plukket ut til sammen 17 agens, blandinger eller eksponeringsomstendigheter som skulle vurderes av ekspertpanelet og inngå i Jobb-eksponerings-matrisen. Det var blitt lagt vekt på å vurdere faktorer med antatt særlig betydning for offshorebransjen:

Støv og fibre:

- Asbest
- Respirabel krystallinsk silika
- Refraktoriske keramiske fibre

Metall og metallforbindelser:

- Seksverdige kromforbindelser
- Nikkel og nikkelforbindelser
- Uorganiske blyforbindelser

Hydrokarboner

- Benzen
- Råolje – hud
- Deseleksos
- Mineraloljer – hud
- Mineraloljer - innånding

Klorete hydrokarboner

- Klorerte avfettingsmidler
- Diklormetan

Stråling

- Ioniserende stråling

Andre

- Formaldehyd
- Sveiserøyk/gasser
- Yrkeseksponering for malere

Ekspertene fikk følgende informasjon om hvordan matrisene skulle fylles ut:

A. Sannsynlighet for eksponering (S)

Det viktigste er her å plukke ut de yrkeskategoriene som faller inn under score 2 – sikkert eksponerte, og å unngå at de gruppene som ikke er eksponert kommer i score 2.

0: usannsynlig eksponering

1: mulig at enkelte arbeidstakere var eksponert, men lav sannsynlighet

2: sannsynlig at en viss andel av arbeidstakerne var eksponert

B. Hyppighet (H)

Dersom sannsynligheten er 2 skal det estimeres hvor ofte yrkeskategorien har eksponering over bakgrunnsnivå. Scoringen er uavhengig av eksponeringsnivået, forutsatt at dette er over bakgrunnsnivå.

1: < 1 dag/arbeidsuke

f.eks. en gang hver andre arbeidsuke, av og til eller en gang pr. måned

2: 1-3 dager/arbeidsuke

f.eks. halvparten av arbeidsdagene

3: 4-7 dager/arbeidsuke

f.eks. mer eller mindre hver dag

C. Intensitet

1. Relativ rangering (RR)

Dersom sannsynligheten er 2 skal eksponeringsintensitet (for hvert tiår) rangeres relativt i tre kategorier som er uavhengig av administrative normer.

f.eks. kan da et yrke som har relativt høy eksponering men med hyppighet 1 rangeres lavere enn et yrke med lavere eksponering men med hyppighet 3.

1: Lav

2: Middels

3: Høy

2. Semikvantitativ vurdering (SV)

Dersom sannsynligheten er 2, og administrativ norm finnes, skal eksponeringsintensiteten også vurderes semikvantitativt. Gjennomsnitt vurderes for hvert tiår og relateres til dagens administrative norm.

- 1: Lav:** <1/3 av norm
- 2: Middels:** >1/3 og <1/1 av norm
- 3: Høy** >norm

Etter gjennomgang av skriftlig dokumentasjon og individuell utfylling av skjema for ca. hver 3. faktor ble det holdt en kort diskusjon for å jevnføre/kalibrere og oppklare eventuelle misforståelser i måten å fylle ut skjemaene på.

Gjennomlesing av dokumentasjon og utfylling av matriser tok hele første dag av møtet.

Dag 2

Rundebordsdiskusjon og konsensus

Hver deltaker fikk utdelt sin egen eksponeringsvurderingsmatrise. I de tilfellene der en eller flere av ekspertene individuelt hadde krysset av for 2 for sannsynlighet, ble det diskutert frem en konsensus i gruppen. Konsensus om sannsynlighet 2 kunne oppnås uavhengig av antall individuelle eksperter som hadde vurdert sannsynlighet lik 2 første dag.

2.6 Scoringssystem i endelig Jobb-eksponerings-matrise

Alle celler med ”2” eller ”3” i tabellene gitt i kapittel 3.2, er et resultat av konsensus blant åtte eksperter om at det er sannsynlig at en viss andel av arbeidstakerne i en yrkeskategori var eksponert i det gitte tiår (NB: det vil ikke nødvendigvis si at alle som hører inn under den enkelte yrkeskategori har blitt eksponert).

Jobbkategorier med høyest relativ ranking for det enkelte agens har blitt ført opp med et tretall i tabellene gitt i kapittel 3.2 (merk at flere enn en yrkeskategori per faktor kan ha fått denne benevnelsen). Relativ ranking av eksponeringsnivå er basert på opptelling av ekspertenes individuelle svar. Tomme celler (ikke svart) har blitt satt til 0, og median for de åtte individuelle svarene er utgangspunkt for relativ ranking. Den eller de faktorene med høyest median har fått sannsynlighet lik 3, mens de med sannsynlighet lik 2 har relativt lavere eksponering.

For agens med semikvantitativ vurdering av intensitet lik 2 (det vil si en eksponering som ligger mellom 1/3 og 1/1 av dagens administrative norm) har det blitt satt en asterisk i ruten (*). (Ingen av stoffene oppnådde nivå 3).

Bestemmelse av semikvantitativ vurdering og hyppighet er satt etter opptelling av individuelle svar som beskrevet for relativ ranking.

Sannsynlighet lik 1, har blitt satt etter en opptelling av svarene fra de individuelle ekspertvurderingene blant de stoffene som ikke fikk konsensus "2" eller "3". For å oppnå sannsynlighet 1 måtte fire eller flere eksperter ved den individuelle vurderingen ha satt sannsynlighet 1 eller 2 i sitt skjema.

Hyppigheten har blitt oppsummert i kapittel 3.3.

En oppsummering av eksponeringssituasjoner for kombinasjoner av agens/blanding/eksponeringsomstendighet og yrkeskategori med sannsynlighet 2 eller 3, er gitt i kapittel 3.3.

2.7 Andre kreftfremkallende stoffer

De faktorene som ikke var gjenstand for individuell ekspertvurdering ble også presentert skriftlig som gitt i kapittel 3.1, og en diskusjon ble gjennomført for hver enkelt. For steinkulltjære, attapulgitt, tetrakloretylen og hydrazin har det blitt ført på noe ekstra dokumentasjon etter ekspertmøtet. Ingen av disse stoffene har blitt vurdert i matriseform, men et eventuelt resultat av diskusjonen for hver enkelt, er gitt under faktorenes egne delkapittel:

Stråling

- Solstråling
- Ultrafiolett stråling fra kunstige kilder
- Magnetiske felt

Fibre

- Attapulgitt

Hydrokarboner

- Steinkulltjære
- Diesellolje

Klorerte hydrokarboner

- Polyklorete bifenyler – PCB
- Tetrakloretylen
- Karbontetraklorid
- Kloroform

Monomerer

- Akrylamid
- Toluendiisocyanat

Andre

- Hydrazin
- Passiv røyking

3. Resultat

3.1 Faktorer

Med kreftfremkallende faktorer menes agens, blandinger eller eksponeringsomstendigheter som International Agency for Research on Cancer (IARC) har klassifisert i

gruppe 1 - sikkert kreftfremkallende for mennesker

gruppe 2A – sannsynlig kreftfremkallende for mennesker, eller

gruppe 2B – mulig kreftfremkallende for mennesker.

For faktorene råolje, diesololje og mineralolje er sammenhengen mellom eksponering og utvikling av kreftsykdom ikke avklart – studier har hverken bevist eller motbevist en slik sammenheng. Disse faktorene har likevel blitt vurdert i denne rapporten fordi de er viktige kjemikalier i arbeidsmiljøet offshore.

I den følgende fremstillingen er det gitt bakgrunnsdokumentasjon for 29 agens, blandinger eller eksponeringsomstendigheter. Av disse inngår 17 i Jobb-eksponeringsmatrise.

Stråling

3.1.1 Ioniserende stråling

3.1.1.1 Generell informasjon

Dosegrenser for ioniserende stråling

Helkroppsdose 20 mSv/år

Huddose 500 mSv/år

Øyelinse 150 mSv/år

(Statens Strålevern, 1995)

3.1.1.2 Internt deponerte nuklider (IARC-gruppe 1)

Internt deponerte nuklider er vist å være kreftfremkallende for mennesker (IARC, 2001).

Lavradioaktive avleiringer (LRA)

I sedimentære bergarter i reservoaret finnes uran- og thoriummineraler. Uran-238 serien er den viktigste og mest dominerende. Ved nedbrytning av uran dannes radium som løser seg i vannet i sedimentene. Hvis sjøvann blandes med reservoarvann felles

sulfater ut, inkludert litt radiumsulfat. Dette er tungt løselige stoffer som kan avsettes som avleiringer i produksjonsrør og prosessanlegg. Disse avleiringene må fjernes med jevne mellomrom, og det er i den forbindelse personell kan eksponeres for såkalt lavradioaktive avleiringer - LRA.

Personell som rengjør rør, separatorer og tanker offshore har en gjennomsnittlig effektiv årsdose på 0.1 mSv (individuell variasjon: 0.01-0.7 mSv/år). I hovedsak skjer eksponeringen via inhalasjon av radiumholdig støv.

Samlet stråledose per år for en gjennomsnittsnordmann er til sammenligning 4 mSv. Radoneksponering i inneluft gir størst bidrag (2 mSv/år i snitt) med en individuell variasjon i årsdose på 0.5-500 mSv.

(Oljeindustriens Landsforening, 2002; Statens Strålevern, 1997).

3.1.1.3 Gamma- og røntgenstråling (IARC-gruppe 1)

Gamma- og røntgenstråling er dokumentert å være kreftfremkallende for mennesker (IARC, 2000).

Yrkesgrupper med kjent fare for eksponering for ioniserende stråling bærer persondosimeter som analyseres av Statens Strålevern eller ved utenlandske laboratorier. Strålevernet gir ut statistikk over stråledoser.

1. Brønnlogging

Ved brønnlogging senkes en gammakilde ned i borehullet. Arbeidet utføres av en operatør (Measure While Drilling (MWD)-ingeniør eller lignende) og en hjelper på boredekket, samt borer som sitter i borehytten/drillerbuen. Arbeidsoperasjonen tar 10-15 minutter. Kilden skrues først fast (tar ca 2 minutter), og senkes deretter ned i borehullet. Ingen får nærme seg boredekket før kilden er 300 m under boredekket. Stråledosen for operatøren er på 5-10 μ Sv per håndtering. Operasjonen skjer 2-5 ganger i løpet av et 14 dagers skift. Logger, hjelper og borer bærer persondosimeter, samt kan ha elektriske dosimeter som varsler ved verdier over 10 mSv. Brønnloggefirmaene som opererer på norsk sokkel kjøper dosimetritjenester fra utlandet. Dosene viser stort sett verdier mellom 0.01 og 0.02 mSv. Resultatene blir jevnlig rapportert til Strålevernet. For perioden 1990-1992 var gjennomsnittlig eksponering for norske brønnloggere på 0.01 mSv/år. For loggerne med målbar dose (verdier over 0.1 mSv) var gjennomsnittet 0.15 mSv/år (Paulsen *et al.*, 2003 og 2004).

2. Industriell radiografi (sveiseskjøtografiering / NDT: non-destructive testing)

Ved radiografi offshore brukes mye mobile gammakilder, samt røntgenfotografiering med styrke opp til 300kV. I 2003 hadde 85% av 807 NDT-inspektører (både fra landbasert og offshore industri) ingen målbar eksponering. Gjennomsnittlig dose for alle med årsdose over nedre deteksjonsgrense på 0.1 mSv var 0.78 mSv. For 2002 var tilsvarende årsdose 1.19 mSv (Paulsen *et al.*, 2003 og 2004).

For perioden 1970-89 har gjennomsnittsdosen for alle innen industriell radiografi vært rundt 1 mSv/år ifølge Tor Wøhni, Statens Strålevern. For arbeidstakere med målbar dose var gjennomsnittet 2 mSv/år. Som for brønnloggere ligger enkeltdoser godt innenfor normalområdet.

3.1.1.4 Oppsummering av eksponering for ioniserende stråling

1. Lavradioaktive avleiringer (LRA)

Radium og dets etterfølgende nedbrytningsprodukter som ender med stabile bly-206, forårsaker stråling for alfa- og beta-partikler samt gammastråling. Personell som rengjør rør, separatorer og tanker offshore (prosesstekniker, industrirengjørere, dekkarbeider) kan i sitt arbeide risikere å inhalere radiumholdig støv fra avleiringer. Statens Strålevern har beregnet den effektive årsdosen for disse operatørene til å være 0.1 mSv/år (0.01-0.7 mSv/år). Til sammenligning vil en samlet stråledose per år for en gjennomsnittsnordmann være 4 mSv.

2. Brønnlogging

Det antas at brønnloggere (inkluderer yrkeskategoriene MWD og borer) mottar en svært lav årlig dose av gamma-stråling. Det antas at sikringstiltak gjør at ingen andre yrkeskategorier mottar stråling av betydning.

3. Industriell radiografi (sveiseskjøtografiering / NDT: non-destructive testing)

Industrielle radiografer (NDT-inspektører) med målbar årsdose (ca 15%) i 2002 og 2004 fikk strålingsnivå på henholdsvis 0.78 mSv og 1.19 mSv. For perioden 1970-89 har tilsvarende dose vært rundt 2 mSv/år. Det konkluderes med at NDT-inspektører har lav eksponering for ioniserende stråling.

Det antas at sikringstiltak gjør at ingen andre yrkeskategorier mottar stråling av betydning.

3.1.2 Ikke-ioniserende stråling

3.1.2.1 Solstråling (IARC-gruppe 1)

3.1.2.1.1 Eksponering for solstråling (inkludert oppsummering)

En kanadisk studie av mortalitet i et petroleumsselskap fant en ikke-signifikant overhyppighet av død som følge av føflekkscancer (malignt melanom) for arbeidere i oppstrømssektoren. Det ble foreslått at dette kunne skyldes solstråling (gjentatte ganger solbrent etc.) eller kombinasjonen solstråling og annen type hudeksponering (f.eks. av petroleumsstoffer). Oppstrømsgruppen var imidlertid for liten til å kunne bekrefte dette statistisk (Schnatter *et al.*, 1992).

På norsk sokkel antas eksponering for solstråling å være begrenset. På grunn av det barske klimaet er antall soldager relativt få, samt at de fleste oppgaver utføres under tak.

Oppsummering

Norske offshorearbeidere eksponeres lite for solstråling i sitt yrke.

3.1.2.2 Ultrafiolett stråling fra kunstige kilder (A, B, C) (IARC-gruppe 2A)

3.1.2.2.1 Generell informasjon

UV-spekteret innbefatter UVA (bølgelengde 100-280 nm), UVB (280-315 nm) og UVC (315-400 nm).

Rundt 5% av solstrålingen er ultrafiolett stråling (UVS). 95% av UVS i sollyset er UVA, 5% UVB mens UVC filtreres av atmosfæren, og når ikke jorden.

Apparater som brukes til sveising og metallisering kan skape lysbuer som er så kraftige at de produserer UVS som kan føre til solbrenthet (IARC, 1992).

3.1.2.2.2 Eksponering for ultrafiolett stråling fra kunstige kilder (inkludert oppsummering)

1. Sveising

Sveisere kan utsettes for UVS ved buesveising (eng. *arc welding*). Hud og øyne er beskyttet hvis kjeledress, hansker og visir benyttes.

2. Solarium - fritid

På de fleste installasjoner er det tilgang til frivillig bruk av solarium. IARC mener at solarium fører til stråling som antas å være karsinogen for mennesker (gruppe 2A) (IARC, 1992). Dette er en fritidsgesjeft, og vil ikke bli vurdert videre i denne rapporten.

Oppsummering

Det er svært lav eksponering for ultrafiolett stråling fra kunstige kilder ved arbeid offshore, med unntak av for sveisere som kan utsettes for UV-stråling til hud og øyne ved buesveising hvis de ikke er tildekket/beskyttet.

3.1.2.3 Magnetfelt – ekstremt lavfrekvente (IARC-gruppe 2B)

3.1.2.3.1 Generell informasjon

Det finnes ingen anbefalte grenseverdier for eksponering for magnetfelt. Statens Strålevern anbefaler varsomhet.

Ifølge IARC (2002a) er den generelle befolkningen typisk utsatt for 5-50 V/m fra elektriske felt, og 0.01-0.2 μT fra magnetiske felt.

Eksponering for elektriske felt blir ikke vurdert i denne rapporten da det sorterer under IARC-gruppe 3.

3.1.2.3.2 Eksponering for magnetfelt (inkludert oppsummering)

Uheldig plassering av høytspennetnett kan ha ført til eksponering for magnetiske felt på noen installasjoner. Målinger fra en fast installasjon (1995) viste at magnetfelt rundt generatorer lå i området 2-175 μT (den høyeste verdien ble målt 0.1 m fra uttaket for hovedkabel – et sted ingen oppholder seg).

Blaasaas og Tynes (2001) har målt magnetfelt stasjonært og personbåret (dosimeter) på fem fartøy og en flyterigg. For elektriker og maskinist på riggen ble det målt median-verdier på henholdsvis 0.03 og 0.06 μT med maksverdi på 55.52 og 13.99 μT over to 12 timers skift. De stasjonære målingene viste høyeste verdier i tavlerom (0.50-10.00 μT), traforom (6.00-133.00 μT) og i maskinrom ved generatorer (1.52-12.28 μT). Øvrige målesteder hadde lave nivåer. Forfatterne anbefaler å lage separate tavlerom, eventuelt plassere arbeidssteder lengst mulig vekk fra de strømførende enhetene i tavlene.

London *et al.* (1994) viste at personer som arbeider med elektriske yrker (elektrikere, sveisere osv.) har høyere eksponering for magnetiske felt enn operatører i ikke-elektriske yrker.

Både London *et al.* (1994) og Bethwaite *et al.* (2001) viser at de arbeidsoppgavene som innebærer høyest eksponering for magnetiske felt er sveising og skjærebrenning.

I snitt eksponeres en sveiser for 1.12 μT per arbeidsdag (geometrisk gjennomsnitt) (Håkansson *et al.*, 2002).

Oppsummering

Det er generelt lav eksponering for magnetiske felt på offshore plattformer, men man har målt høye verdier i nærheten av tavler, trafo-rom og i maskinrom (ved generatorer). Operatører med elektriske yrker, spesielt sveisere, er mest utsatt for magnetfelt.

Støv og fibre

3.1.3 Asbest (IARC-gruppe 1)

3.1.3.1 Generell informasjon

Asbestfibre CAS Nr.: 1332-21-4
Aktinolitt CAS Nr.: 13768-00-8
Amositt CAS Nr.: 12172-73-5
Antofyllitt CAS Nr.: 17068-78-9
Krysotil CAS Nr.: 12001-29-5
Krokidolitt CAS Nr.: 12001-28-4
Tremolitt CAS Nr.: 14567-73-8
(IARC, 1987a)

Administrativ norm (12-timers arbeidsdag): 0,06 fibre/cm³
(Arbeidstilsynet, 2005).

Det finnes tilstrekkelig nok bevis både fra epidemiologiske undersøkelser og dyrestudier at asbest er kreftfremkallende (IARC, 1987a).

Asbest er de naturlig forekommende fibrøse, krystallinske silikatmineralene krysotil (hvit asbest), krokidolitt (blå asbest), amositt (brun asbest), antofyllitt, tremolitt og aktinolitt.

Med asbeststøv menes svevende asbestpartikler eller avsatte asbestpartikler som kan bli svevende i arbeidsmiljøet.

Asbestfibre er fibre som er lengre enn 5 mikrometer og tynnere enn 3 mikrometer, og der forholdet mellom lengde og tykkelse er minst 3:1 (Arbeids- og sosialdepartementet, 2005a).

Fra et teknisk synspunkt er asbest et enestående materiale ved at det ikke brenner, har meget gode varmeisolerende egenskaper, gode friksjonsegenskaper og tåler syrer og andre kjemiske påvirkninger.

Krysotil var den vanligste formen for asbest i bruk og utgjorde 80% av forbruket.

Forskrift om asbest fra 14. desember 1984, med endringer 5. november 1985, kom med et generelt forbud mot bruk av asbest. Dette ble innskjerpet i 1991 (16.08.) og i 2005 (26.04.) med ny forskrift. Forbudet gjelder import, fremstilling og omsetning av asbest, samt bruk og håndtering (unntak for riving og fjerning av asbest).

Regelmessige fibermålinger skal foretas på arbeidsplasser der det er fare for at arbeidstakerne kan utsettes for asbeststøv. Kontroll etter sanering må også gjennomføres.

3.1.3.2 Informasjon om asbestprodukter fra ulike kilder

Fra heftet "Kjemikalier i petroleumsindustrien" fra 1984 er følgende produkt oppgitt å inneholde asbest: Flosal.

Produkter som ble brukt i borevæske frem til 1984:

Diaseal-M (20% asbest)

Flosal (høyt asbestinnhold)

Magcobar Visquick, Magcobar Visbestos, IMCO Best / Shurlift (alle med lavt asbestinnhold).

I en bedriftsrapport fra 1984 gis det en beskrivelse av at asbestholdige bremsebånd, pakninger og lisser oppbevares på diverse lagre.

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet i 1990 til operatørselskaper om å oppgi produkter som inneholdt kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at asbest fantes i en del pakningsmateriale.

3.1.3.3 Eksponering for asbest

1. Asbestholdig bremsebelegg

Fra intervjurunden har vi opplysninger om at asbest var en komponent i bremsebånd i heisspill, noe som sannsynligvis førte til asbeststøv i luften på boredekk frem til 1988. Slike bremsebånd har, etter hva vi har opplysninger om, vært tillatt i bruk frem til 1991, og det kan derfor ikke utelukkes at boremannskap kan ha blitt eksponert for asbeststøv frem til da. På noen plattformen kan utformingen av arbeidssted og ventilasjon ha ført til at støv fra bremsebelegg har kommet inn i drillerbu eller dalt ned til shakerområdet.

Stasjonære målinger av asbestfiber i luft på boredekket på en fast installasjon i 1988 viste høyest verdi rett over bremsetrommel: 0.03 fibre/cm³. For de andre prøvene fant man konsentrasjoner under 0.02 fibre/cm³. Analyser med elektronmikroskop bekreftet at prøvene inneholdt asbestfibre. Sammensetning av bremsebelegget var:

41% asbest

28% rayon og bomull

21% bindemiddel

9% messingspon

Spencer *et al.* (1999) rapporterer om noe eksponering for asbest som følge av frisetting fra bremsebånd i kraner. Målte nivåer er under norm (se Vedlegg 4).

2. Tilsetningsstoff i borevæske

Et oljeselskap opplyser at krysotil asbest under handelsnavnene Flosal Drilling Mud Asbestos Additive og Flosal Viscosifier ble brukt som tilsetningsstoff i mud frem til

08.04.1980. Flosal ankom i 20 kg-sekker. Sekkene ble kuttet opp med kniv og tømt i hopper av operatørene. Dette har sannsynligvis medført høy støveksponering.

Esmen og Corn (1998) målte verdier høyere enn norm ved kutting av sekker med asbest og overføring av åpnet sekk til beholder (se Vedlegg 4).

Oljedirektoratet satte totalforbud mot asbestholdige boreslamskjemikalier 26.10.1983.

3. Pakninger/isolasjon i maskiner

Asbest i pakninger og som isolasjon fantes i maskiner frem til 1995, i hovedsak på installasjoner bygget før 1985. Blåasbest som ble brukt som isolasjon rundt rør ankom tørt i 15-20 kg sekker og ble blandet med herder i åpne kar. Spesielt isolatører, men også annet vedlikeholdspersonell samt prosessoperatører kan ha kommet i kontakt med asbestholdig isolasjon.

Fjerning av pakninger som inneholder asbest har blitt utført med skraping, børsting og sandblåsing. Slikt arbeid medfører en viss eksponering for asbest, og varierer fra under norm til 3 ganger norm, men de fleste rapporterer om nivåer under norm (Boelter *et al.*, 2002; Cheng og McDermott, 1991; Liukonen og Weir, 2005; Spence og Rocchi, 1996) (se Vedlegg 4).

Håndtering av nye, ubrukte bremsekomponenter vil frigi støv som inneholder respirabelt krystitil asbest (Atkinson *et al.*, 2004).

4. Brannisolasjon

Asbestholdige takplater og komponenter i ventilasjonsanlegg fantes i boligkvarterene for stort sett alle installasjoner bygget frem til 1985.

Passiv brannbeskyttelse, sementproduktet Chartek, som sprøytes/påføres stål, var asbestholdig frem til og med 1984. Det ble opplyst at produktet ble fjernet på et større felt i 1995 da den asbestholdige sementen begynte å skalle av. (Sementprodukter ble brukt som brannisolasjon på stål frem til 1992/93). Vanlig håndverksmessig arbeid i bygning med asbestholdig brannisolasjon har vist eksponeringer rundt norm for både snekker, elektriker, VVS-arbeider og maler (Paik *et al.*, 1983)

5. Asbestsanering

Ut fra opplysninger fra intervjurunden har vi forstått at det i hovedsak har vært britiske firma som har gjennomført asbestsanering på norsk sokkel.

Målinger i forbindelse med asbestsanering gjort i 1995 viser resultater fra <0.0002 (under deteksjonsgrense) til 0.0008 fibre/cm³ (se Vedlegg 5).

Litteraturstudier fra andre bransjer viser at personbårne målinger tatt ved fjerning av asbestholdige takplater og gulvbelegg medfører gjennomsnittsverdier under norm, men det ble påvist asbestfibre i alle prøvene.

Fjerning av asbestholdig rørisolasjon viser stor variasjon i asbesteksponering: Gjennomsnittsverdiene i to studier var under norm ved fjerning av asbestholdig rørisolasjon (Lange, 2004; Lange *et al.*, 2005), men noen enkeltverdier fra trange rom

var relativt høye, dvs. opp til 5.5 ganger norm. Både påføring og fjerning av lim/coating med asbest medførte lav eksponering (Paustenbach *et al.*, 2004).

En studie av fjerning av påsprøytet asbest-brannisolasjon med tørr metode viser svært høye asbest-eksponeringer, mens vanlig håndverksmessig arbeid i bygning med asbestholdig brannisolasjon viste eksponeringer rundt norm for både snekker, elektriker, VVS-arbeider og maler (Paik *et al.*, 1983).

3.1.3.4 Oppsummering av asbesteksponering

1. Asbestholdig bremsebelegg

Asbestholdig bremsebelegg ved boring (sikre opplysninger på bruk frem til 1988, mulig brukt helt frem til 1991) kan ha ført til eksponering for de som jobber i boreområdet, dvs borere, boredekksarbeidere, tårnmenn, brønnservicearbeidere og MWD-operatører.

2. Tilsetningsstoff i borevæske

Tilsetningsstoff i borevæske (frem til 26.10.1983) kan ha ført til eksponering for de som jobber i boreområdet, dvs borere, boredekksarbeidere, tårnmenn, brønnservicearbeidere og MWD-operatører. Tårnmenn som har mikset borevæske har trolig hatt høyest eksponering.

3. Pakninger/isolasjon i maskiner

Tilvirkning (frem til 14.12.1984) og fjerning (frem til 1995) av asbestholdige pakninger og isolasjon kan ha ført til eksponering spesielt for isolatører, men også for vedlikeholdspersonell og prosess teknikere.

4. Brannisolasjon

Man kan anta at plattformer ferdigstilt før 1985 har hatt asbest i bygnings- og isolasjonsmaterialer. Vedlikeholdsarbeid i boligkvarter med for eksempel asbestholdig takplater, kan ha ført til eksponering for elektrikere, rørleggere og overflatebehandler.

5. Asbestsanering

Det er ved fjerningsarbeid at det største potensiale for eksponering har vært etter 1985. Dette er, etter hva vi har forstått, gjennomført av utenlandske selskaper under svært strenge sikkerhetsprosedyrer. Man kan likevel ikke utelukke at saneringen har forårsaket støv til omgivelsene, dvs at alle yrkesgrupper på installasjoner bygget før 1985 har hatt potensiale for å bli eksponert hvis sanering har funnet sted.

3.1.4 Krystallinsk silika (IARC-gruppe 1)

3.1.4.1 Generell informasjon

Kristobalitt: CAS Nr.: 14464-46-1

Kvarts: CAS Nr.: 14808-60-7

(IARC, 1997)

Administrativ norm (12-timer) for kristobalitt: total støv 0.09 mg/m³, respirabelt støv: 0,03 mg/m³

Administrativ norm (12-timer) for α-kvarts: total støv 0.18 mg/m³, respirabelt støv: 0,06 mg/m³

(Arbeidstilsynet, 2005)

Mineralet silika (SiO₂) finnes både i krystallinsk (som kvarts) og i amorf (ikke-krystallinsk) form. Kvarts er tilstede i de fleste typer sand og stein; opptil 99 prosent i sandstein og over 20 % i granitt. Det er sammenheng mellom eksponering for krystallinsk silika (kvarts og kristobalitt) og utvikling av lungekreft (Moen *et al.*, 2003; IARC, 1997).

3.1.4.2 Informasjon om silikaholdige produkter fra ulike kilder

Fra heftet "Kjemikalier i petroleumsindustrien" fra 1984 er følgende produkter oppgitt å inneholde krystallinsk silika:

Inco Brinegel, Macogel, Milgel, Wioming Bentonite.

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at krystallinsk silika finnes i følgende produkttyper (% andel silika oppgitt):

- brannslukningsmiddel (Purple K: <5%)
- sement (12/20-Mesh resieved sand S103/S86/S20/S85; D-8; D-8 sement; x-lite cement: 60-100%; Matrix cement: 0-1%)
- sementeringskjemikalie (Flexplug OBM: 1-5%)
- tilsattemiddel til sement for høytemperatur-brønner (D066 Silica flour: 60-100%)
- filtermateriale (Celite 545, Hyflo supercel: kristobalitt<60%)
- filtreringsmateriale for væsker (De-materiale: <3 alfa kvarts; Tetra de-materiale 1502: <70%)
- Filtersand og filtergrus: >5%
- sand (International non slip aggregate)
- understøpningsmørtel (Betokem exm 4: 60-100%)
- kombinert fin- og byggsjarkel (ABS 4000 Combi: 50-60%)
- avfettingsmasse for ståldekk (ABS marine elastic 471: 50-60%)
- fyllemiddel i 3-komponent epoksy støpemasse (Conbextra epr filler: 30-60%)
- mikroperler til bruk i maling (Hempels antislipp perler: 1-5%)
- forhåndsblendet sementholdig lim (Flexbond super: 10-30%; Flexcrete 851 part B: 5-7.5%)

- antissettling agens (Antissettling agent D153)
- brannhemmende malinger (Thermo-lag 440 Part B:1-5%)
- sparkelmasse/reparasjonsmasse (Uzin-NC 170/180: 30-50%)
- viskositetsdanner i vannbasert borevæske (Bentonite, Wyoming: 1-5%; VG-pluss: <6%).

3.1.4.3 Eksponering for krystallinsk silika

1. Komponent i tilsetningsstoffer i borevæske

Krystallinsk silika finnes i flere tilsetningsstoffer i borevæske (se under). Borevæsken blandes til i borevæsketanker (mud pits) i det som kalles mud pit rom eller sekkerom. Kjemikalier som det brukes mye av (f.eks. barytt) tilsettes fra bulk (i rør, lukket system), mens mindre vanlige kjemikalier tilsettes fra sekk (gjerne 20/25-kg-sekker). Tidligere ble sekkene kuttet opp manuelt og tømt i åpen "hopper" (beholder/trakt). Dette førte til mye støvdannelse. I første halvdel av 90-tallet innførte de fleste faste installasjoner med borefasiliteter automatiske sekkekutteanlegg (Procon-anlegg), noe som har redusert støveksponeringen vesentlig. Innføring av automatiske sekkekuttere tok noe lenger tid blant flytende borerigger – inntil så sent som år 2000.

Det er først og fremst tårnmann og tårnmannassistent som blander borevæske. På Procon-anlegg skjæres først sekkene manuelt før de skyves inn i sekkekuttemaskinen som automatisk åpner sekken ved å skru den over en skrue. Kjemikaliene fra sekkene blandes inn i borevæsken via en "hopper". Tomsekker blir samlet automatisk i en tett plastsekk som byttes manuelt for ca. hver 50. sekk. Operatørene bruker 1-2 minutter på å håndtere hver sekk. For en ordinær brønn kan det gå med 4000-5000 sekker. Spesielt intensiv er iblandingen ved oppstart (seksjon 17 ½ tommer) og ved overgang fra vannbasert til oljebasert borevæske ved seksjon 12 ¼ tommer. Ved skifting av plastsekken som samler opp tomsekkene kan det støve noe. Denne arbeidsoperasjonen tar rundt 10 minutter.

Håndtering av "big bags" (gjelder bulk-kjemikalier) ved hjelp av kran til "big bag unit" kan forårsake litt støving. Tømming av en "big bag" tar ca. 20 minutter.

Borekjemikalier som inneholder krystallinsk silika

Barytt (tilsetning til borevæske for å gi tyngde/vekt) inneholder krystallinsk kvarts (myndighetskrav om at kvartsinnholdet er mindre enn 5%, respirabel fraksjon maks 0.3%). Barytt utvinnes i Marokko fra seks forskjellige gruver som varierer i kvarts og tungmetallinnhold. Det går i lukket system, men utblåsing kan skje f.eks. hvis gummibelger sprekker. (Tungmetallinnholdet i barytt har ikke blitt vurdert i denne rapporten).

Bentonitt (vektmateriale i borevæske) inneholder kvarts og litt tungmetaller (atskillig mindre enn for barytt).

Soltex (sulfonert asfaltprodukt, i borevæske, hindrer filtertap) er et stoff som ble brukt tidligere, dog i liten grad. Soltex har et kvartsinnhold på under 1%.

Resultat fra korttids og langtids støvmålinger ved miksing på sekkerom fra fire faste installasjoner med Procon sekkekutte-anlegg (1999, 2002 og 2004):

Stasjonære prøver, total støv: $n=19$, AM=1.6 mg/m³ (0.18-9.6 mg/m³)

Personbårne prøver, total støv: $n=5$, AM=12 mg/m³, GM= 8.9 mg/m³ (2.8-27 mg/m³)

Personbårne prøver, respirabelt støv (kun en installasjon): $n=4$, $AM=0.20 \text{ mg/m}^3$ ($0.10\text{-}0.32 \text{ mg/m}^3$)

n =antall; AM = aritmetisk gjennomsnitt; GM =geometrisk gjennomsnitt

Støvmengden vil trolig variere noe fra hvilket kjemikalie/stoff som håndteres på sekkekutteren, og det er usikkert om målingene er representative for eksponeringsnivået for totalt støv på et Procon-sekkekutteanlegg (for detaljer, se Vedlegg 5). Tørre kjemikalier/blandinger forstøver forskjellig, slik at det ikke er sikkert at f.eks. barytt vil gi samme totalstøvkonsentrasjoner som lime (kalk).

Det er gjort svært få eksponeringsstudier ved håndtering av sekker med silikaholdig materiale. En studie fra 1996 (Lipton *et al.*) viser relativt høy eksponering for respirabelt krystallinsk silika ved manuell tømning av silika sand i "hopper" ($AM 0,14 \text{ mg/m}^3$). Ved fylling av sekker med silika sand, og ved oppsamling av sand/støv i dette området ble det målt noe lavere verdier ($0,03\text{-}0,12 \text{ mg/m}^3$). Silika innholdet (vekt%) i disse studiene var trolig høyere enn det som er brukt i tilsetningsstoffer i borevæsken offshore.

2. Sementering

For å hindre strømning av væske/gass mellom formasjonen og overflaten når man borer i undersjøisk grunn, samt for å forankre og støtte foringsrørstrengen og beskytte den mot rustangrep, sementeres foringsrøret fast til hullveggen (Framnes, 2001). Sementen inneholder i utgangspunktet litt krystallinsk silika ($<0.1\%$), men tilsettes i tillegg silika (på land) for å tåle de høye temperaturene som oppstår ved store dyp. Jo dypere brønnen er, jo høyere temperatur får sementen, og desto mer silika må være iblandet.

Sementtørrstoffet og -væsker ankommer plattformen i store transporttanker og overføres til mellomagringstanker. Tørrstoffet går i lukket system til blandingstank på sementeringsenheten, hvor vann og additiver blir blandet sammen med tørrstoffet, før blandingen pumpes ned i brønnen ved hjelp av pumper. Litt sementtørrstoff ankommer i 25-kg sekker som blandes i mikseanlegget i sekkerommet. Foruten støveksponering ved kuttemaskin, kan det være fare for inhalasjon av kvarts ved oppkopling av slanger fra transporttank, operering av ventiler på mellomagringstank og ved prøvetaking fra mellomagringstank. Selve sementeringsoperasjonen medfører lite støveksponering for sementeren. Ved boring av en typisk brønn blir sementeringsenheten benyttet 1-3 ganger. Tiden det tar varierer fra 5-8 timer. Etter en sementeringsjobb må sementsiloen rengjøres. Oppgaven medfører stor støvutvikling. Rengjøringen varer ca. 30 minutter, og foretas 8-10 ganger per brønn.

Under intervjurunden ble det opplyst at sementeringspersonell selv opplever at de utsettes for mye støv i sitt arbeide. Dette støvet kan inneholde krystallinsk silika. Støvproblemet har vært uendret siden 80-tallet.

Det har ikke vært mulig å oppdrive målinger av totalt og respirabelt støv for sementeringspersonell offshore.

Selve sementen har lavt silikainnhold, og kvartsmengden i betong varierer hovedsakelig med kvartsinnholdet i sanden. I en eksponeringsstudie i nederlandske fabrikker som lager betongprodukter var eksponering for respirabel silika $0,06 \text{ mg/m}^3$

(0,003-0,186). Silikainnholdet i det respirable støvet var 4,4-11,3% (Meijer *et al.*, 2001). Eksponeringstudier fra miljøer som ligner på sementering offshore har ikke blitt funnet.

3. Sandblåsing

Fra 1971-79 inneholdt blåsesand 2-5% krystallinsk silika. SFT satte grense for silikainnhold på 1% i 1979. Sandblåsing ble mye brukt offshore frem til 1995 til å fjerne rust og gammel maling. Sanden ødelegger utstyr og kan forurense ventilasjonsanlegg. Det er i dag mest vanlig å bruke "vannjetting" til slike formål. Sandblåsing brukes offshore nå kun på steder som under dekk og inne i tanker.

Det er overflatebehandlere som utfører sandblåsing. På 70-tallet var oppgavene mer spesialiserte; da hadde man gjerne egne sandblåsere og egne operatører som fylte sand i apparatene.

Publiserte studier viser potensiale for høye eksponeringer for krystallinsk silika både ved sandblåsing av stål og betong med silika sand med høyt innhold av krystallinsk silika. Dette gjelder også randsonepersonell. Studien av Flynn & Susi (2004) viser at eksponering ved bruk av silika sand kan være så høy at personlig verneutstyr trolig ikke vil beskytte tilstrekkelig.

3.1.4.4 Oppsummering av eksponering for respirabel krystallinsk silika

1. Støv i sekkerom

Tårnmann kan i sekkerom utsettes for støv fra silikaholdige borekjemikalier (først og fremst barytt og bentonitt) og i mindre grad fra sement. Målinger fra sekkekutteanlegg viser en potensiell eksponering for respirabelt støv på opptil 0.32 mg/m³ (NB: fraksjon krystallinsk silika er ukjent). Slike anlegg ble innført ved de fleste borefasiliteter i perioden 1990-2000.

Personbårne prøver hadde geometrisk gjennomsnitt på 8.9 mg/m³. Maksimalt innhold av respirabel krystallinsk kvarts er 0.3%. Dette gir 0.027 mg/m³ respirabel kvarts eksponering. Tilsvarende for høyeste målte personbårne prøve: 27 mg/m³*0.03/100=0.081 mg/m³.

Lipton *et al.* (1996) viste eksponering like under norm ved tømning av silika sand i "hopper". Denne sanden inneholdt antagelig mer silika enn borekjemikalier og sement som brukes offshore gjør. Andre yrkesgrupper som kan ha opphold i sekkerom er boredeksarbeider, boreslamsarbeider og brønnservicearbeider.

2. Sementering

Brønnservicearbeidere utsettes for støv i sitt virke, spesielt ved rengjøring av sementsiloen. Vi har ikke klart å oppdrive målinger hverken fra bransjen eller i litteraturen for å tallfeste/verifisere om en slik eksponering gir signifikante nivåer av eksponering for respirabel silika.

3. Sandblåsing

Fra 1971-79 inneholdt blåsesand 2-5% krystallinsk silika. SFT satte grense for silikainnhold på 1% i 1979. Sandblåsing ble mye brukt offshore frem til 1995 til å

fjerne rust og gammel maling. Sandblåsing brukes i dag offshore kun på steder som under dekk og inne i tanker.

Det er overflatebehandlere og platearbeidere som utfører sandblåsing i dag. På 70-tallet var oppgavene mer spesialiserte; da hadde man gjerne egne sandblåsere og egne operatører som fylte sand i apparatene.

Flynn og Susi (2004) viser nivåer over norm ved sandblåsing. Watts og Parker (1995) viser at fylling av sekker med silikasand gir nivåer på 0.03-0.12 mg/m³, mens rengjøring av områder med sand gir 0.03-0.07 mg/m³. Andre vedlikeholdsyrker kan ha blitt eksponert for respirabel silika hvis sandblåsing har vært gjort i nærheten.

4. Silika i malingsprodukter

Når det gjelder krystallinsk silika til bruk i malingsprodukter (f.eks. mikroperler i antislipp, fyllemiddel i 3-komponent epoksy støpemasse, forhåndsblandet sementholdig lim) antas respirabel fraksjon å avhenge av hvor fint pulver det arbeides med, samt hvor høy prosentandel silika produktet har. Det antas at eksponering for overflatebehandler fra slik bruk er lav.

3.1.5 Attapulgitt (long palygorskite/attapulgite fibres (>5µm): IARC-gruppe 2B)

3.1.5.1 Generell informasjon

Attapulgitt: CAS Nr.: 12174-11-7
(IARC, 1997)

(Administrativ norm finnes ikke for attapulgitt.)

Attapulgitt er et hydrert magnesium-aluminium-silikat som finnes som mineral med en fibrøs kjedestruktur i leire i flere områder over hele jordkloden. IARC klassifiserer de lengste fibre (>5 µm) som trolig kreftfremkallende (gruppe 2B), mens for fibre med kortere lengde er assosiasjonen mellom eksponering og utvikling av kreft ukjent (gruppe 3) (IARC, 1997). Lengden på fibre vil variere fra kilde til kilde. Amerikansk attapulgitt er kort (0.1-2.5 µm, median 0.4 µm), mens palygorskite fra andre deler av verden kan være mye lengre (30% er lengre enn 5µm) (Rödelsperger *et al.*, 1987). Det er gjort for få studier til å påvise en sammenheng mellom eksponering og kreft hos mennesker. Dyrestudier derimot viser en assosiasjon mellom inhalasjon og utvikling av samme typer kreft i lungene ved asbesteksponering (IARC, 1997).

3.1.5.2 Informasjon om attapulgittprodukter

Fra heftet "Kjemikalier i petroleumsindustrien" fra 1984 er følgende produkter oppgitt å inneholde attapulgitt:

Clarsol ATC, IMCO Brinegel, Oilfaze, Vertoil, Zeogel (Attapulgite).

3.1.5.3 Eksponering for attapulgitt (inkludert oppsummering)

Støv i sekkerom

Det nåletynne mineralet har vært brukt som additiv i borevæske. Attapulgitt gir viskositet i sjøvann, men sveller ikke slik bentonitt gjør. Attapulgitt ble tilsatt via sekk.

I 1985 likestilte Oljedirektoratet attapulgitt og sepiolitt med asbest og asbestholdige produkter, og forbød dem med virkning fra 01.04.1985.

Under intervju med boreselskaper har det kommet frem at stoffet har vært i bruk på norsk sokkel, men at bruken har vært svært begrenset. En kilde opplyser at fibre brukt i boring har vært såpass lange at man kunne se dem, og at de måtte ha en viss lengde for å fungere som visositetsdanner. Det antas derfor at fiberlengden på attapulgitt brukt i boreslam har vært over 5µm.

Ingen yrkeshygieneiske målinger er funnet for attapulgitt/sepiolitt-eksponering.

Det er ikke funnet målinger av støveksposering ved tilsetting av attapulgitt til hopper i litteraturen, men eksponeringen vil trolig være likestilt med tilsetting av asbest (Flosal) til hopper, det vil si en betydelig støvdannelse (se Vedlegg 4: Esmen og Corn, 1998).

Oppsummering

Attapulgitt har i tiden før 01.04.1985, i svært begrenset omfang, blitt brukt som additiv i borevæske, og har blitt tilsatt direkte fra sekk i hopper på sekkerom. Dette antas å ha ført til høy eksponering for attapulgitt-fibre for tårnmann. Andre yrkeskategorier som kan ha opphold i sekkerom, som boredekksarbeider og boreslamsarbeider kan også ha blitt eksponert for attapulgittfibre. Eksponeringsnivåene er ukjent. Lengden på attapulgittfibre som har blitt brukt i Norge antas å ha hatt fiberlengde over 5 µm.

3.1.6 Refraktoriske keramiske fibre (RCF) (IARC-gruppe 2B)

3.1.6.1 Generell informasjon

(Syntetiske mineralfibre har ikke eget CAS-Nr).

Ny administrativ norm er pt (07.11.2005) under utarbeidelse (tidligere norm var 1 fiber/cm³ per 8 timers arbeidsdag som tilsvarer 0.6 fiber/cm³ offshore 12-timers arbeidsdag) (Arbeidstilsynet, 2005).

Keramiske fibre er en fellesbetegnelse på syntetisk fremstilte fibre med diameter 2-3 µm som brukes til høytemperatur isolasjonsformål i industri (Moen *et al.*, 2003). De vanligste typene keramiske fibre inneholder store mengder aluminiumssilikat. F.eks. vil produktet Fiberfrax Durablankett ha tynne (diameter 2-2.5 µm) og lange fibre (en fiber er en partikkel der lengden er minst tre ganger så stor som bredden).

Dyreforsøk har vist en assosiasjon mellom eksponering for keramiske fibre og utvikling av lungetumorer og mesoteliomer (IARC, 2002b).

I følge en STAMI-rapport som beskriver bruk av keramiske fibre i norsk industri benyttes det keramiske fibre i bransjer som metallstøperier, metallproduksjon, isolasjon, mekaniske verksted, mekanisk produksjon, og bygg/anlegg (Skogstad *et al.*, 1999). Grad av eksponering varierer mellom bruksområdene, og er blant annet avhengig av håndtering av materialet, arbeidsoperasjon og produkttype (f.eks. matte, løssull, plate, filt).

3.1.6.2 Informasjon om keramiske fiber produkter

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at ildfaste keramiske fibre brukes som isolasjonsmateriale (Fiberfrax Durablanket S og H).

Kaowool, Fiberfrax, K-Lite og Inswool er navn på noen keramiske fibre brukt i Norge.

3.1.6.3 Eksponering for ildfaste keramiske fibre ved isolasjonsoppgaver

Støvdannelse ved legging av ny isolasjon og fjerning av gammel isolasjon

Under intervjuene kom det frem at det dannes mye støv ved arbeid med keramiske fibre, noe som har resultert i at man utfører slikt arbeid innebygd i telt, presenning eller lignende. På luftig konstruerte plattformer der det har blitt brukt mye slikt isolasjonsmateriale har man fått støvspredning av keramisk fibre til større områder. Keramiske fibre har erstattet asbest som isoleringsmateriale i høytemperatursoner.

Yrkeshygienisk målerapport (se Vedlegg 5)

En målerapport fra en fast installasjon (1991) rapporterer om følgende personbåret eksponering ved arbeid med Fiberfrax:

Rørisolering (n=6):	AM=0.86 fibre/cm ³ , GM=0.82 fibre/cm ³ (Range: 0.43-1.2 fibre/cm ³)
Isolering av kjølerør til gasskjøler (n=4):	AM=0.18 fibre/cm ³ , GM=0.12 fibre/cm ³ (Range: 0.03-0.38 fibre/cm ³)
Stripping av kasser og isolering (n=4):	AM=0.093 fibre/cm ³ , GM=0.08 fibre/cm ³ (Range: 0.03-0.12 fibre/cm ³)
Totalt (n=14):	AM=0.44 fibre/cm ³

(n=antall målinger, AM = aritmetisk gjennomsnitt, GM=geometrisk gjennomsnitt)

Operatørene opplyste at de utførte denne form for arbeid ca 10 timer per uke.

Eksponeringslitteratur

Det ble ikke funnet studier i litteraturen som tar for seg eksponering for keramiske fibre for isolatører offshore, men noen artikler har blitt skrevet om isoleringsarbeid i raffinerier. Disse er gitt i Vedlegg 4, sammen med eksponeringsdata fra anleggsindustri og isoleringsarbeid i annen type industri. For anleggsarbeid viste måleresultater stort sett verdier under den tidligere administrative normen (Verma *et al.*, 2004).

Cheng *et al.* (1992) gjennomførte målinger ved arbeid med RCF i ovner (furnaces) ved 6 raffinerier og to kjemiske fabrikker.

Ifølge Cheng *et al.* (1992) gir installering av RCF-tepper (GM=0.14 fibre/cm³) og RCF-moduler (GM=0.23 fibre/cm³) lavere eksponering enn arbeid med løs RCF isolasjon (GM=0.62 fibre/cm³).

Fjerning/riving av isolasjon gir høyere eksponering enn installering av ny isolasjon i følge Cheng *et al.* (1992) sine resultater. Eksponeringsnivåene ligger fra 0.18-17 fibre/cm³ med et geometrisk gjennomsnitt på rundt offshore norm (0.60 fibre/cm³).

van den Bergen *et al.* (1994) målte høye verdier ved fjerning av RCM-isolasjon i en stor ovn i et oljeraffineri (GM=16 fibre/cm³)

Maxim *et al.* (1997) gjorde en stor studie av isolatører i USA. Det ble vist at eksponering ved installering av isolasjon hadde geometrisk gjennomsnitt på 0.20 fiber/cm³, mens fjerning av isolasjon hadde tilsvarende verdi på 0.8 fiber/cm³.

Når keramiske fibre av aluminiumsilikat-typen utsettes for høye temperaturer kan fibreene omdannes til krystallinsk silika (kristobalitt). Eksponering for omdannet materialet kan skje ved stripping (fjerning) av gammel isolasjon fra høytemperaturområder. Cheng *et al.* (1992) viste via 4 personbårne prøver at

operatører som fjerner RCF-isolasjon hadde eksponering for kristobalitt ($GM=0.6 \text{ mg/m}^3$).

3.1.6.4 Oppsummering av eksponering for ildfaste keramiske fibre

Støvdannelse ved legging av ny isolasjon og fjerning av gammel isolasjon

Det ble opplyst under intervjurunden at arbeid med ildfaste keramiske fibre fører til mye støvdannelse. Det er isolatører som først og fremst utfører installering av ny isolasjon, samt riving/fjerning (stripping) av gammel isolasjon som eksponeres for RCF. Andre vedlikeholdsoperatører som jobber i nærheten av isolasjonsoppgaver vil også kunne eksponeres.

Målinger av arbeid med refraktoriske keramisk fibre viser et fiberinnhold i luft i intervallet $0.03\text{-}1.2 \text{ fibre/cm}^3$.

Studier har vist at riving/fjerning av gammel RCF-isolasjon gir høyest eksponering (Chen *et al.*, 1992; van den Bergen *et al.*, 1994; Maxim *et al.*, 1997).

Metall og metallforbindelser

3.1.7 Kromforbindelser, seksverdige (IARC-gruppe 1)

3.1.7.1 Generell informasjon

Noen CAS-Nr for kromforbindelser (IARC, 1990):

Kobolt-krom-legering: CAS-Nr:	11114-92-4
Kobolt-krom-molybden-legering: CAS-Nr:	12629-02-6
Rustfritt stål med krom: CAS-Nr:	71631-40-8
Ferrokrom: CAS-Nr:	11114-46-8
Jern-nikkel-krom-legering: CAS-Nr:	11121-96-3
Nikkel-krom-legering: CAS-Nr:	12605-70-8
Kromoksid: CAS-Nr:	1308-38-9
Blykromat: CAS-Nr:	7758-97-6
Kaliumkromat: CAS-Nr:	7789-00-6
Kaliumdikromat: CAS-Nr:	7778-50-9
Krom[II]klorid: CAS-Nr:	10049-05-6

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): Kromsyre og kromater (beregnet som krom): 0.012 mg/m³ (Arbeidstilsynet, 2005)

Metallet krom er et grunnstoff som opptrer i di-, tri- eller heksavalent tilstand i forskjellige legeringer og forbindelser. Det er den seksverdige formen som regnes som kreftfremkallende for mennesker. Den finnes blant annet i legeringene rustfritt stål og 6MO (rustfritt stål med ca 6 % molybden) som brukes offshore. Sveising og annet varmt arbeid på slike metaller kan føre til eksponering for seksverdig krom. I tillegg finnes seksverdig krom i blykromatmaling som ble brukt mye offshore tidligere. Seksverdig krom er vist å være kreftfremkallende for mennesker (Moen *et al.*, 2003; IARC, 1990).

3.1.7.2 Informasjon om produkter fra ulike kilder

Fra heftet "Kjemikalier i petroleumsindustrien" fra 1984 er følgende produkter oppgitt å inneholde seksverdig krom:

Anchor chrome lignite (5-10 vekt% natriumdikromat med seksverdig krom), Desco (10-30% natriumdikromat), Desco Thinner (10-30% natriumdikromat).

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskaper i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at seksverdig krom fantes som blykromat i en rekke malingsprodukter, fortrinnsvis primere (se kapittelet om bly), samt som sinkkromat i Etsprimer – Washprimer Del A (tokomponent primer) og i en rusthindrende primer (30 vekt% av blykromat).

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at seksverdig krom finnes i følgende produkttyper: laboratoriekjemikalier (kaliumdikromat, kaliumkromat, krom(VI)oksid, dikromsyre) og blykromatholdig maling (se også kapittelet om bly).

I følge SFT-rapport fra 2001 var det en markert nedgang i forbruk av blykromatmaling fra 1995/96 til 1998.

3.1.7.3 Eksponering for seksverdig krom [Cr(VI)]

1. Mekanisk arbeid (sliping, dreining, etc.)

Støvmålinger foretatt på mekanisk verksted på en fast installasjon i 1997, viste lav eksponering for krom sammenlignet med administrativ norm (under 8 % av norm). Arbeidsoppgaver som ble utført under målingene var sliping, montering, dreining og demontering av stål (se Vedlegg 5).

En studie av Karlsen *et al.* (1994) viste lave verdier for seksverdig krom ved sliping av rustfritt stål (se Vedlegg 4).

2. Sveising på rustfritt stål

Sveising med MMA-metode på rustfritt stål gir høyere eksponering (aritmetisk gjennomsnitt over norm) og høyere blodnivåer av Cr(VI) enn MIG og TIG (Edmé *et al.*, 1997) (for sveisemetoder se kapittel om sveiserøyk og -gasser). Tilsvarende metoder på svart/bløtt stål (eng. *mild steel*) gav svært lave Cr(VI)-verdier. Gjennomsnittseksponeringer over tre ganger administrativ norm er vist ved rustfri sveising i tankskip i Norge ved MMA-metode (Karlsen *et al.*, 1994). I samme artikkel ble det rapportert noe lavere Cr(VI) eksponeringer i offshore-modul og i mekanisk verksted. (Sliping av rustfritt stål gav lav eksponering for seksverdig krom). I en annen norsk studie (Stridsklev *et al.*, 2004) gav rustfri sveising med FCW-metode også en økt blodverdi av Cr(VI). I denne studien viste snittverdien at luftprøvene av seksverdig krom var rundt administrativ norm (se Vedlegg 4 og kapittel om sveiserøyk og -gass).

3. Påføring av (bly)kromatholdig maling

Det opplyses at blykromatholdig maling ble faset ut i perioden 1984-89. Det er fremdeles plattformer som har dette som toppstrøk, og malingsprodukter med blykromat brukes fremdeles i oljeindustrien, men det antas at bruken er minimal. Flere ulike typer kromater kan brukes i maling: Bly- og sinkkromater har blitt brukt i toppsjikt, mens kadmium- og strontiumkromat har vært i primere (grunning).

4. Fjerning av kromatholdig overflatebelegg

Fjerning av blykromatmaling kan føre til eksponering for seksverdig krom. Studier av Aizenberg *et al.* (2000) og Conroy *et al.* (1996) har påvist kromverdier i luft ved sandblåsing av blykromatholdig overflatebelegg som overstiger administrativ norm.

5. Annet

Laboratoriekjemikalier

Opplysninger fra Chess Pride databasen indikerer at følgende kjemikalier kan finnes som laboratoriekjemikalier: kaliumdikromat, kaliumkromat, krom(VI)oksid, dikromsyre.

Seksverdig krom i sement

Ved forbrenning av leire og kalk ved sementproduksjon kan krom omdannes til seksverdig krom. I følge forskrift om løselig seksverdig krom i sement (Arbeids- og sosialdepartementet, 2005b) er det ikke tillatt å omsette sement som inneholder mer enn 2 mg løselig seksverdig krom per kg tørr sement.

Krom i tilsetningsstoffer i borevæsker

Kromlignosulfonat er et brunt pulver som består av lignosulfonsyre tilsatt 5% natriumdikromat ($\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) (Stoffrapport, 1984). Krom vil reduseres til treverdig forbindelse og foreligge i komplekser med lignosulfonat.

Tilsvarende kan lignitt være tilsatt natrium- eller kaliumkromat/dikromat (med seksverdig krom) og fremstå i form av sort pulver. For kromlignitt vil kromforbindelsen være seksverdig (Oljedirektoratet, 1984b).

Kromlignitt og kromlignosulfonat har blitt tilsatt borevæsker offshore frem til rundt 1990.

Det er tårnmann som har tilsatt disse stoffene.

3.1.7.4 Oppsummering av krom(VI)-eksponering

1. Mekanisk arbeid (sliping, dreining, etc.)

Sliping av rustfritt stål gir lav eksponering for seksverdig krom. Yrkeskategorier som utfører sliping og dreining er sveiser, mekaniker og platearbeider.

2. Sveising på rustfritt stål

Sveising på rustfritt stål kan gi høy eksponering for seksverdig krom for sveiser. Randsonepersonell (vedlikeholds- og prosessoperatører) kan også eksponeres for sveisegass/røyk (se også kapittel om sveiserøyk/gass).

3. Påføring av (bly)kromatholdig maling

Bruk av blykromatholdig maling ble faset ut i perioden 1984-89, men det finnes flere plattformer/rigger som fortsatt har dette som toppstrøk, og det antas at det fremdeles brukes noe blykromatmaling til flikkearbeid. Overflatebehandlere og dekkarbeidere utfører malingspåføring.

4. Fjerning av kromatholdig overflatebelegg

Fjerning av blykromatmaling kan føre til eksponering for seksverdig krom. Studier har vist at sandblåsing av blykromat-overflatebelegg ga eksponering for krom(VI) som overstiger administrativ norm. Sandblåsing som metode er blitt brukt frem til 1995. Det er platearbeidere og overflatebehandlere som i hovedsak eksponeres. Eventuelt randsonepersonell kan også utsettes for luftbåret seksverdig krom.

3.1.8 Nikkel og nikkelforbindelser (IARC-gruppe hhv. 2B og 1)

3.1.8.1 Generell informasjon

For Cas-Nr. av nikkelforbindelser vises til IARC-Monograph 49 (1990).

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): Nikkel og nikkelforbindelser (beregnet som Ni): 0.03 mg/m^3 ($=30 \text{ }\mu\text{g/m}^3$) (Arbeidstilsynet, 2005)

Grunnstoffet nikkel brukes først og fremst i stålindustrien i legeringer, til overflatebehandling av metaller, som katalysatorer, i elektronikkindustri og ved produksjon av nikkel-kadmiumbatterier. Høye yrkeseksposisjoner forekommer ved sveising på rustfritt stål (Moen *et al.*, 2003). Hovedrute for opptak til kroppen er inhalasjon, med nese og lunge som særlig utsatt. Nikkelforbindelser er kreftfremkallende for mennesker (IARC-gruppe 1), mens metallisk nikkel trolig er kreftfremkallende (IARC-gruppe 2B) (IARC, 1990).

3.1.8.2 Eksponering for nikkel (inkluderer oppsummering)

Sveising og sliping

Det er først og fremst i forbindelse med sveising og sliping av rustfritt stål operatører offshore eksponeres for nikkel. Nikkel er komponent i flere viktige legeringer som brukes offshore: rustfritt stål, 6MO og Dupleks. Det opplyses at ved overgang mellom svart (karbon) stål og hvitt (rustfritt) stål, brukes overgangselektroder som inneholder mye nikkel.

Studier av Karlsen *et al.* (1994 og 1996), van der Wal (1985 og 1990), Edmé *et al.* (1997) og Stridsklev *et al.* (2004) har alle målt nikkeleksponering ved sveising på rustfritt materiale med forskjellige sveisemetoder. Alle studiene inkluderer resultater som overstiger administrativ norm offshore (se Vedlegg 4)

Karlsen *et al.* (1994) har målt høye eksponeringsnivåer av nikkel ved sliping av rustfritt stål (se Vedlegg 4).

Oppsummering

Sveisere kan eksponeres for høye nivåer av nikkel ved sveising og sliping på rustfritt materiale. Også overflatebehandlere og platearbeidere utfører sliping på rustfritt stål. Randsonepersonell (vedlikeholds- og prosessoperatører) vil også kunne eksponeres for nikkel fra sveisegass/røyk.

Se forøvrig kapittelet om sveiserøyk og -gasser.

3.1.9 Uorganiske blyforbindelser (IARC-gruppe 2A)

3.1.9.1 Generell informasjon

CAS-Nr:

Bly: 7439-92-1

Blykromat: 7758-97-6

Blyacetat: 301-04-2

(IARC, *in preparation a*)

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag):

Bly og uorganiske blyforbindelser (beregnet som Pb): 0.03 mg/m³

Blykromat (beregnet som kromat): 0.012 mg/m³

Blyacetat (beregnet som Pb): 0.03 mg/m³

(Arbeidstilsynet, 2005)

I Kjemikalieforskriften (Arbeids- og sosialdepartementet, 2001) er absolutt grenseverdi (juridisk bindende) for bly i luft satt til 0.05 mg/m³ for 8-timers arbeidsdag, mens grenseverdi for bly i blod (biologisk grenseverdi) er 0.5 µmol per liter blod (= 10.4 µg/dl) for kvinner i fertil alder og 1.5 µmol/l for øvrige arbeidstakere.

Grunnstoffet bly er et metall som finnes i en rekke legeringer. I dag er hovedbruken av bly i batterier, samt - i mindre utstrekning - i bygningsmaterialer og blybaserte kjemikalier. Bruk av bly i rør, maling og bensin er eller er i ferd med å bli faset ut i mange land (IARC, *in preparation a*). Tidligere var flere blyforbindelser viktige fargestoffer i maling: mønje, kromgult og blyhvitt (Caplex, 2005).

(Organisk bly er av IARC klassifisert i gruppe 3, og vil ikke bli vurdert i denne rapporten).

Hovedruter for eksponering til mennesker er gjennom inhalasjon og spising. Yrkesmessig eksponering skjer i gruvedrift, smelteverksindustri, produksjon av blysyre batterier, pigment produksjon, anleggsbransje og ved riving. Det er begrenset bevis for at uorganiske blyforbindelser er kreftfremkallende for mennesker, mens dyrestudier har ført til tilstrekkelig bevis for en assosiasjon mellom eksponering og utvikling av kreft (IARC, *in preparation a*).

3.1.9.2 Informasjon om blyholdige produkter fra ulike kilder

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskapene i 1990 om å liste opp produkter med kreftfremkallende komponenter var det en rekke blykromatholdige malinger/overflatebelegg som ble beskrevet:

Civic Topcoat/Gelcoat

Intervinix VF- og VC Serie Finish

Interlab PN-Serie Finish (grønn farge)

Vernyl Topcoat gul

Rocol Easyline Trafikkspray

Hempalin Enamel 5214 (E-204)

Intergard EF-serie finish
Intergard Plastemalie

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at bly finnes som blykromat i følgende produkttyper: akrylbasert maling, tokomponent sistestrøk polyuretanmaling, tokomponent glassflakarmert epoksymaling, alkydbasert sistestrøksmaling. I tillegg var laboratoriekjemikalie med blyacetat listet opp.

En oppstilling fra boreselskap i 2001 viser at det fremdeles fantes blyholdig gjengefett offshore.

HMS-datablader for følgende produkter beskriver blyholdig gjengefett: Bestolife Honey Coat (10-30 vekt% bly), Bestolife Api-modified (30-60 vekt% uorganisk bly), Jet Lube API modified (10-30 vekt% bly).

HMS-datablad på produktet 75051 Lim fra produsent/importør Trelleborg Viking AS angir at det finnes 1-5 vekt% blyforbindelser i produktet, men CAS-nr. er ikke oppgitt, så om dette er uorganisk bly er ikke kjent.

3.1.9.3 Eksponering for uorganiske blyforbindelser

1. Blykromat i maling – påføring

Bly har blitt benyttet i industrimalinger i form av fargepigmenter i toppstrøk for å gi gul, oransje, grønn eller rød farge til stålkonstruksjoner. Blymønje har blitt brukt som underlag/grunning. Det finnes plattformer og rigger som opererer offshore i dag som fremdeles har et toppstrøk blykromatmaling. Ut fra opplysninger fra Chess Pride databasen, ser det ut som at det fremdeles er noe blykromatholdig maling i bruk, på tross av at det under intervjurunden ble opplyst at bruk av/påføring av blykromatholdig maling ble faset ut i perioden 1984-1989.

En undersøkelse av blodinnhold i bly i Finland i perioden 1970-73 av 2209 personer, viste at spraymaling var en arbeidsoppgave som gav blodverdier som oversteg Finlands den gang høyeste anbefalte grense på 70 µg/dl blod (Tola *et al.*, 1976). Costello gjennomførte i 1979 11 luftmålinger i spraymalingsavdelingen på en fabrikk i Pennsylvania, USA. Fire av prøvene oversteg OSHAs standard på 200 µg/m³ med verdiene 300, 380, 540 og 1600 µg/m³.

2. Fjerning av blykromatholdig maling

Bly i overflatebelegg kan medføre relativt høy blyeksponering ved fjerning av maling (ved hjelp av f.eks. sandblåsing, vannjetting, sliping og brenning). På overflatebelegg i Nordsjøen har det blitt påvist opptil 10% bly i blykromatholdig belegg. Det forekommer også litt bly i sinkbaserte systemer (sinkprimere) (0.1-0.2 %).

Målinger gjort ved sandblåsing av maling fra diverse materialer (stål, betong og tre) er vist å gi svært varierende konsentrasjoner av bly i luft og blod. Conroy *et al.* (1996) rapporterte svært høye nivåer både inni "air helmet" og utenfor masken ved malingsfjerning fra stålbru. Medianverdien for bly i blod var også relativt høye i denne rapporten. Andre har funnet eksponeringsnivåer like ved og noe i overkant av

norm utenfor masken (Aizenberg *et al.* 2000, Daniels *et al.*, 2001), og akseptable medianer for blodblyverdier (Vork *et al.*, 2001) ved tilsvarende arbeid.

3. Blyholdig gjengefett (pipedope)

I HMS-Datablad for "Jet-lube api modified", som er et gjengefett med 10-30% bly, er CAS-nummeret som oppgis identisk med metallisk bly. Det antas derfor at blyholdig gjengefett er tilsatt metallisk bly som er klassifisert i gruppe 2A av IARC.

Blyholdig gjengefett hefter godt på stål. Ved bruk av oljebasert borevæske vil fettet tørke ut hvis det ikke er tilsatt tungmetaller. Tidligere var det vanlig å ha et helt arsenal forskjellige pipe dopes fordi boredekksmannskapet hadde forskjellige preferanser når det gjaldt type gjengefett. I dag er bruken standardisert, og alle produktene er oppført i kjemikaliedatabladregister. Blyholdig gjengefett til å smøre gjengene i bore- og fôringsrør (casing) ble faset ut i 1995, men det har i ettertid vært gitt dispensasjon til bruk ved spesielle tilfeller. Et boreselskap opplyste under intervjurunden at de hadde brukt blyholdig gjengefett frem til nylig (intervju gjennomført i 2003), mens et annet opplyste at de fremdeles har en boks stående som beredskapskjemikalie. Eksperter i yrkeshygiene opplyste at blyholdig gjengefett fremdeles brukes i helt spesielle brønner når man ikke tar sjanse på noe annet, f.eks. ved høy-temperatur/høy-trykks brønner eller svært lange brønner.

Gjengefett påføres gjengene med kost. Dette er flytende stoffer som gjerne setter seg på huden rundt handleddene, i overgangen mellom hanske og kjeledress. Dette hudområdet er også utsatt for rifter fra mansjetter. Andre deler av huden som eksponeres for gjengefett er lår, knær og ansikt. Etter innføring av automatisk rørhåndteringssystem (i perioden 1985-1995) ble arbeidsforholdene på boredekk forbedret, og operatørene er nå nesten ikke i kontakt med gjengefett. Casingrør er i dag som regel forbehandlet med gjengefett på land.

To studier tyder på et visst hudopptak av bly fra smøremiddel/olje/grease (Hine *et al.*, 1969; van Peteghem og de Vos, 1974). I den ene studien var gjennomsnittsnivåene for eksponerte vedlikeholds/monteringsarbeidere like under grensen for dagens norske krav til omplassering (beskrevet i Kjemikalieforskriften, 2001) (van Peteghem og de Vos, 1974). Den andre, eksperimentelle studien er ikke konklusiv, men forfatterne mener dataene indikerer hudopptak av bly (Hine *et al.*, 1969) (se Vedlegg 4).

4. Annet

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at bly finnes som blyacetat i produktet "Lead acetate impregnated tape" fra produsent Houston Atlas som brukes til analyse av H₂S. Omfang av bruk og måten produktet benyttes på er ukjent.

Blypakninger, blytråd til avtrykk og bly til tetninger er i bruk offshore.

Rørleggere eksponeres for bly ved lodding. Loddetinn er en legering mellom tinn og bly. Utfra informasjon via intervjurunde antar vi at rørleggere har mindre eksponering for bly offshore enn på land, da det er lite lodding ombord på grunn av tørre koblinger.

3.1.9.4 Oppsummering eksponering for uorganisk bly

1. Påføring av blyholdig maling

Industrimaling med blykromatpigmenter ble brukt mye offshore frem til perioden 1984-1989 (varierer fra selskap til selskap). Det finnes fremdeles blykromatholdig maling offshore. Det er først og fremst overflatebehandlere som har blitt eksponert for bly ved påføring, men også andre yrkeskategorier som dekkarbeidere kan ha blitt eksponert ved bruk av denne type maling til små oppgaver, flikkearbeid. Tall fra litteraturen angir at spraymaling av blyholdig maling gir høye luft- og blodkonsentrasjoner.

2. Fjerning av blyholdig maling

Fjerning av blykromatholdig belegg f.eks. med sandblåsing, vannjetting, sliping og brenning, kan føre til eksponering for bly. Det er i flere studier målt nivåer over Kjemikalieforskriftens grenseverdier ved sandblåsing av slike flater. Det er først og fremst overflatebehandlere og platearbeidere som eksponeres ved slikt arbeid, men annet vedlikeholdspersonell og prosessoperatører kan også eksponeres ved arbeid i randsonen.

3. Blyholdig gjengefett

Blyholdig gjengefett har blitt brukt i utstrakt grad til smøring av bore- og føringsrør ved boring offshore. Etter utfasing i 1995 har det blitt gitt dispensasjoner til bruk frem til 2002 ifølge informasjon fra intervjurunden. Gjengefett knyttes til hudeksponering, spesielt til håndledd og underarmer, og studier har vist at håndtering av blyholdig smøremiddel gir hudopptak av bly til blod som kan overskride Kjemikalieforskriftens biologiske grenseverdi. Det er boredekkarbeidere og dekkarbeidere som eksponeres for blyholdig gjengefett. Innføring av automatisk rørhåndteringssystem i perioden 1985-1995, reduserte eksponeringen betydelig.

Hydrokarboner

3.1.10 Benzen (IARC-gruppe 1)

3.1.10.1 Generell informasjon

CAS-Nr. 71-43-2
(IARC, 1987b)

Administrativ norm offshore: 0.6 ppm (1.8 mg/m³)
(Arbeidstilsynet, 2005)

Benzen (C₆H₆) opptas primært ved inhalasjon, men også til en viss grad via hud. Stoffet er meget fettløselig, og akkumuleres raskt i fettvev som benmarg og i nervesystemet. Benzeneksponering via inhalasjon assosieres med utvikling av leukemi (blodkreft) (Rinsky *et al.*, 1987 og 2002; Hayes *et al.*, 1997). Det er uklart hvilke konsentrasjoner av benzen som gir leukemi. (Lan, 2004).

3.1.10.2 Informasjon om produkter fra ulike kilder

Ved henvendelse fra OD til oljeselskaper i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at benzen fantes som laboratoriekjemikalie og som komponent i motorbensin.

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at benzen finnes som rent laboratoriekjemikalie og som komponent i råolje.

3.1.10.3 Eksponering for benzen

1. Dieselbasert borevæske

Ved toksikologisk vurdering av eksponering for hydrokarbondamper ved en fast installasjon under boring med dieselbasert borevæske på begynnelsen av 80-tallet, ble det funnet opptil 1.3 mg/m³ benzen i personbårne prøver (antall målinger og måleintervall var ikke oppgitt). Andre analyser av tilsvarende dieseldamp ved boring har ikke klart å påvise benzen. Diesel inneholder generelt under 0.02% benzen (IARC, 1989a). Dieselbasert borevæske ble brukt på noen installasjoner i perioden 1979-1984.

2. Arbeid i prosessområdet

Olje- og gass-strømmen går i lukkede systemer. Fra reservoaret pumpes en blanding av olje, gass, kondensat og vann opp til plattformen hvor det gjennomføres enkel

separering. Olje og gass sendes i rør til land, eller lagres og hentes til land med lasteskip.

Benzen er en naturlig komponent i råolje, kondensat og gass:

Gjennomsnittlig benzen-konsentrasjon (vekt%) i råolje og kondensat fra 17 felt (tall lagt ut på nettet av Hydro og Statoil, samt tall fra Esso) var 0.41, range: 0.0079-2.04.

Benzen vil særlig følge de lette hydrokarbonfraksjonene, og det medfører noe høyere konsentrasjon i produsert vann enn i råolje. Ifølge tall fra SFT (2004) finner man følgende konsentrasjoner av benzen i produsert vann:

Benzen-konsentrasjon i produsert vann fra 25 felt: 6.6 g/m^3 , range: $0.12 - 29.2 \text{ g/m}^3$.

Hydrokarbon-eksponering (råolje/kondensat/naturgass) kan skje ved alle arbeidsoppgaver som innebærer åpning av systemene, det være seg prøvetaking, vedlikehold og rengjøring av rør og prosessutstyr.

Det kan forekomme diffuse lekkasjer fra prosessutstyret som igjen kan føre til en noe høyere bakgrunnseksponering for hydrokarboner i prosessområdet enn ellers på plattformen.

I tillegg til produksjonsstrømmen kan operatører i prosessområdene eksponeres for hydrokarboner fra diesel, jetfuel og mineraloljer. Diesel kan som nevnt over inneholde en liten fraksjon benzen.

Laboranter

Laboranter eksponeres ved prøvetaking av produsert vann og råolje, samt ved analyse av prøvene på laboratoriet. Ren benzen blir også brukt til analyse på laboratoriet.

Prosessteknikere

Prosessteknikere går operatørrunder, sjekker vann fra hydroykloner og tilbakespyler hydrokarboner hvis syklonene går tett. De foretar ventilering og tar døgnprøve av eksportolje. De reparerer, rengjør, drenerer og tømmer produsertvann-pumper når disse ikke fungerer. Hydroykloner repareres i samarbeid med mekaniker (tømming, drenering, avlastning). De foretar også jetspyling og drenering av diesel.

Prosessteknikere utfører prøvetaking på noen plattformer, men eksponeres ellers for hydrokarboner ved vedlikeholdsoppgaver som filterskift, blåsing av transmittere (trykkavlastning til friluft skjer hvis det ikke finnes annen mulighet), sending og mottak av rensesigge, nedstengning og klargjøring for mekanisk/elektrisk/instrumentteknisk arbeid, flushing av sand fra separatorene, samt rengjøring av prosessutstyret. Sistnevnte arbeidsoppgave settes gjerne ut til profesjonelle industrirengjørere/cleanere.

Dekksoperatører

Dekksoperatører eksponeres ved en rekke oppgaver blant annet håndtering av oljeholdig avfall (spesialavfall), (industri)rengjøring, fylling av diesel til kran, ved demontering av rør og ventiler etc.

Mekanikere

Mekaniker eksponeres ved arbeid på spilloljepumper, sykloner, produsertvann-pumper, snuing av flenser/briller, ventilbytte, overhaling av ulike pumper og ventiler, kran, brannpumpehydraulikk og sjøvannspumper.

Instrumentteknikere

Instrumenttekniker eksponeres ved demontering, rengjøring og reparasjon av prøvetagere, ventiler og nivååmalere, samt ved trykkavlastning av transmittere.

Industrirengjørere

Cleanere/industrirengjørere kan eksponeres for benzen ved rengjøring av oljeførende rør og tanker (separasjonstanker og lignende).

Rørleggere

Rørleggere eksponeres ved brekking av flenser og ved komplettering av brønn. De assisterer ved sruing av briller.

Isolatører

Isolatører kan eksponeres ved fjerning av isolering fra rør der det har vært lekkasjer.

Tankarbeid

Stillasarbeidere, kontrollører (klatrere), sveisere og platearbeidere som gjør vedlikeholdsarbeid inne i tanker kan eksponeres for benzen.

Måleresultater fra prosessområdet til norske installasjoner fra 1994-96, 1998 og 2002-5

Resultater fra 512 personbårne målinger av benzen tatt på 13 ulike plattformer er gitt i tabellen under. Prøvetakingstiden varierer fra 43 minutt til over 14 timer. 99% målingene varte over 3 timer.

Tabell 1. Fullskifts personeksponering for yrkesgrupper eksponert for benzen.

	<i>n</i>	AM (SD) [ppm]	Median (25 - 75 persentiler) [ppm]	Maks- verdi [ppm]	<i>n</i> <DG	% prøver over norm	Prøve- takingstid [t]
Laborant	41	0.015 (0.028)	0.0050 (0.0040-0.013)	0.14	13	0	1-12
Prosesstekniker	234	0.081 (0.54)	0.0050 (0.0050-0.026)	7.3	106	1	3.0-15.3
Mekaniker	109	0.026 (0.079)	0.0020 (0.00050-0.010)	0.51	48	0	4.3-12
Dekksarbeider	76	0.62 (2.30)	0.011 (0.0088-0.058)	16	19	12	0.72-14.4
Elektriker / instrumenttekniker	16	0.016 (0.017)	0.010 (0.00063-0.028)	0.050	4	0	12
Kontraktør i prosessområdet	36	0.096 (0.11)	0.050 (0.010-0.14)	0.42	1	0	3.2-15.5
Totalt	512	0.14 (0.97)	0.0070 (0.0020-0.030)	16	191	3	0.72-15.5

n, antall målinger; AM, aritmetisk gjennomsnitt; SD, standardavvik; GM, geometrisk gjennomsnitt; GSD, geometrisk standardavvik; *n*<DG, antall målinger under deteksjonsgrense (satt lik DG/2).

Dette er personbårne prøver som er plassert på en og samme person gjennom hele prøvetakingstiden. Sigarettøyk inneholder benzen, og for at dette ikke skal påvirke målingene har de fleste av rapportene oppgitt at personellet har blitt oppfordret til å ta av seg måleutstyret ved opphold i røykerom slik at ikke sigarettøyken innvirker på måleresultatet.

Noen av målingene er gjort med spesielt hensyn til å dokumentere enkeltarbeidsoppgaver, og har derfor relativt kort prøvetakingstid (under 2 timer). Dette fører til en høyere benzenkonsentrasjon enn for prøver som tas over hele skiftet, der arbeidstakeren i lange perioder vil oppholde seg i områder med nulleksponering for benzen. Vekting av målingene for å ta hensyn til dette er ikke blitt gjort.

Høye måleverdier har stor innvirkning på aritmetisk gjennomsnitt, noe som kan sees for dekkarbeidernes resultater. Medianverdien for alle målingene viser at samlet eksponering for benzen for disse yrkeskategoriene var 1.2% (0.007 ppm) av administrativ offshore norm (0.6 ppm / 12-timers skift). Kontraktørene hadde høyest eksponering med en medianverdi som var 8% av norm. Arbeidsoppgavene for yrkesgruppene gitt i Tabell 1 vil variere fra skift til skift. Noen dager vil det være mye arbeid i prosessområdet, andre lite. Maksverdiene viser derimot at det også kan forekomme høye eksposisjoner for benzen offshore.

Durand *et al.* (1995), Runion (1998) og Kirkeleit *et al.* (antatt (eng. *submitted*) 2005) har alle gjort målinger i forbindelse med arbeid i råoljetanker. Intervallene antyder at man kan eksponeres for høye nivåer av benzen sammenlignet med administrativ norm ved slikt arbeid, mens medianverdiene viser at eksponeringen for de fleste ligger på 20-50% av norm (0.6 ppm/12-timers skift).

Ved vanlig drift vil prosesstekniker, laborant, dekkarbeider og andre ha lav eksponering for benzen (under 10% av offshore norm) viser resultater fra Moen *et al.* (1995), Kirkeleit *et al.* (*submitted*, 2005), Glass *et al.* (2000), Verma *et al.* (2000) og Kellie (1996).

Whiteley og Plant (1999) gjorde en undersøkelse av eksponering for benzen, toluen, zylen og etylbenzen i britisk offshore industri. For 241 fullskifts personbårne målinger var 91% under 0.05 ppm benzen, mens 6.2% var over 0.1 ppm.

For mer detaljer om eksponeringslitteratur: se Vedlegg 4.

3.1.10.4 Oppsummering av benzen-eksponering

1. Dieselbasert borevæske

Dieselbasert borevæske ble brukt i perioden 1979-1984. En rapport melder om benzenkonsentrasjoner opp mot 1.3 mg/m³ fra dieseldamp. Andre undersøkelser rapporterer at det ikke er detektert benzen i dieseldamp. Det er boredekkarbeider, boreslamsarbeider, tårnmann og borer som eventuelt kan ha hatt eksponering for dieseldamp med innslag av benzen.

2. Arbeid i prosessområdet

Resultater fra norsk, engelsk, kanadisk og australsk oppstrøms petroleumsindustri viser at benzeneksponeringen offshore er lav.

For jobbkategoriene som kan ha sitt virke i daglig drift i prosessområdet (prosesstekniker, laboratorietekniker, elektriker, instrumenttekniker, rørlegger,

sveiser, mekaniker, isolatør, dekkarbeider, stillasarbeidere) antas gjennomsnittlig eksponering å være under 0.06 ppm (dvs under 10% av administrativ norm).

Det er vist at ved arbeid inne i råoljetanker, separatorer og tilsvarende kan gjennomsnittlig eksponering komme opp i nivåer på 20-50% av norm. Dette kan gjelde industrirensjørere, prosessteknikere, dekkarbeidere, stillasarbeider og sveisere.

3.1.11 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) (IARC-gruppe 2A og 2B)

3.1.11.1 Generell informasjon

Administrativ norm offshore for PAH i luft: 0,024 mg/m³ (til revurdering)
(Det finnes ingen administrativ norm/grenseverdier for hudeksponering av PAH).
(Arbeidstilsynet, 2005)

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er en samlebetegnelse for flere hundre forbindelser som består av to eller flere kondenserte benzenringer. De kan også ha en eller flere alkylgrupper bundet til de aromatiske kjernene. PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av fossilt brennstoff, og er påvist i dieseleksos, sigaretttrøyk, ved steking av mat og i tjæreprodukter. Mange av PAH-forbindelsene kan gi kreft. Råolje inneholder PAH (IARC, 1989a). Eksponering kan skje ved inhalasjon, spising eller hudkontakt. Den mest kjente PAH-forbindelsen er benzo[*a*]pyren som ofte brukes som markør for PAH-eksponering i luft. For å måle hudopptak analyseres det for PAH-komponenten pyren som ved hudopptak kan måles som 1-hydroksypyren (1-OHP) i urin. Hovedruten når det gjelder yrkeseksponering er via lungene, men stoffene tas også opp via huden. I yrkessammenheng er som regel PAH-forbindelser adsorbent til partikler. Komposisjonen av PAH-forbindelsene vil variere fra prosess til prosess (Boffetta *et al.*, 1997).

3.1.11.2 Informasjon om PAH-holdige produkter fra ulike kilder

PAH-holdig produkt registrert i Chess Pride databasen, april 2003: to-komponent epoksykjæremaling. (Se forøvrig kapittelet om steinkulltjære under).

En rapport fra 2001 nevner at det finnes PAH i produktene Safeguard (Jotun) og Vinyguard.

PAH-konsentrasjon i produsert vann fra 25 felt (ifølge tall fra SFT): 0.316 g/m³-, range 0.059 – 0.845 g/m³.

PAH-konsentrasjon (vekt%) i råolje og kondensat fra 15 felt (tall lagt ut på nettet av Hydro og Statoil samt tall fra Esso): 0.31, range: 0.0081-0.48 vekt%.

3.1.11.3 PAH-eksponering

PAH-eksponering offshore knyttes til hudeksponering for råolje, dieselolje, steinkulltjære (malingsprodukt) og mineraloljer. Kilder til luftbåret PAH er dieseleksos, steinkulltjære (ved spraypåføring) og oljetåke/oljedamp fra diesel- og mineraloljer.

van Rooij (1994) viste at ca 20% av PAH-forbindelsen pyren som avsettes til hud vil tas opp i kroppen. For tolv arbeidstakere i en koksfabrikk i Nederland viste det seg at 75% av 1-OHP stammet fra hudopptak av pyren, mens tilsvarende opptak av benzo[a]pyren var 51%. Dette er en industri med relativt høy luftforurensing av kullstøvpertikler. van Rooij (1994) gjorde deretter en intervensjonsstudie der bedre verneutstyr for å hindre hudeksponering ble tatt i bruk. Dette reduserte eksponeringen med 37%. Steinar Øvrebø skriver i sin doktorgradsavhandling fra 1996 at nivået av pyren vil variere fra eksponeringssituasjon til eksponeringssituasjon, og at nivået av PAH i luft ikke korrelerer med 1-OHP i urin, samt at hudabsorpsjon er en signifikant bidragsyter til urinsekresjon av 1-OHP. Moen *et al.* (1996) målte PAH i luftprøver fra maskinrom og i urin fra maskinister. På tross av at det ikke var detekterbare nivåer av PAH i luft, ble det målt 1-OHP i urin, noe som tyder på at eksponeringen skjedde via hudopptak fra mineraloljer.

3.1.11.4 Oppsummering av PAH-eksponering

Ansatte offshore kan ha blitt eksponert for PAH-forbindelser i sin kontakt med råolje, dieselolje, dieseleksos, mineraloljer og tjære. Det finnes lite dokumentasjon om denne eksponeringen.

3.1.12 Steinkulltjære (eng. *coal tar*) (IARC-gruppe 1)

3.1.12.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 8007-45-2

Det er dokumentert at steinkulltjære er kreftfremkallende for mennesker (IARC, 1987c).

3.1.12.2 Informasjon om steinkulltjære-produkter fra ulike kilder

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskaper i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at tjære fantes som steinkulltjære i en rekke malingsprodukter: Carbomastic 18 Part B Herder, Jotaguard 85 Comp A, Intertuf 798/JJA 799 SF Epoxy, Epimastic L-1078.

En rapport fra 2001 fra et oljeselskap nevner at steinkulltjære finnes i Coal Tar Epoxy 82.

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at det finnes tokomponent epknytjæremaling (Jotaguard 85-Comp. A; Navitar AS – Comp. A; Safeguard – Comp. A).

3.1.12.3 Oppsummering av eksponering til steinkulltjære

Fra intervjurunden har det blitt oppgitt at steinkulltjæreepoksy har blitt brukt som overflatebelegg på innsiden av blant annet drikkevannstanker. Drikkevannstanker sitter som regel fast i skroget, og entres via mannhull. Tjæreepoksyen har blitt påført med sprøyte. Det er overflatebehandlere, og eventuelt randsonepersonell som har blitt utsatt for aerosoler av tjæreepoksy. Konsentrasjonsnivåer er ukjent.

Steinkulltjæreepoksy (Jotagard 85 – Comp. A) har blitt tillatt brukt i øverste del av crude oil tank i 1996.

Vi vet lite om denne eksponeringen, annet enn at enkelte overflatebehandlere kan ha brukt tjære-epoksy.

3.1.13 Råolje - hud (IARC-gruppe 3)

3.1.13.1 Generell informasjon

Cas-nr. 8002-05-9
(IARC, 1989a)

Råolje består av en kompleks blanding alkaner, sykloalkaner og aromatiske hydrokarboner med små prosentandeler svovel, nitrogen og oksygen, samt spor av andre stoffer. Grovt kan råolje karakteriseres som parafinsk eller naftensk. (IARC, 1989a). Hvis det er en overvekt parafinske hydrokarboner, omtales råoljen som parafinsk og vil da bestå av mange rette og forgrenede parafiner. Alternativt har man en naftensk råolje som i hovedsak inneholder naftenske og aromatiske hydrokarboner. Yrkeseksponering skjer ved boring, pumping og transport av råolje, inkludert vedlikehold av utstyr for disse prosessene. Yrkene kan innebære inhalering av flyktige komponenter, og/eller hudopptak av for eksempel PAH som følge av søl (IARC, 1989a).

Råoljen går i lukkede systemer, slik at operatørene ikke er direkte eksponert for de helsefarlige komponentene i olje/gass-strømmen (Durand *et al.*, 1995).

Det er hverken bevist eller motbevist at råolje er kreftfremkallende for mennesker (IARC, 1989a).

3.1.13.2 Hudeksponering for råolje

Vi antar at lufteksponering for råoljedamp er dekket indirekte ved vurdering av benzeneksponering (se kapittelet om benzen). Når det gjelder hudeksponering for råolje/PAH er dette aktuelt i prosessområdet. Detaljert beskrivelse av arbeidsoppgaver i prosessområdet er gitt i kapittelet om benzen.

Det er ikke funnet yrkeshygieniske undersøkelser av hudeksponering for råolje.

3.1.13.3 Oppsummering av hudeksponering for råolje

1. Prøvetaking og laboratorieanalyse

Prøvetaking (prosessteknikere og laboranter) kan føre til eksponering for PAH fra (varm) råolje. Laboranter blir (eventuelt også) eksponert ved analyse og rengjøring etter analyse på laboratoriet. Omfang og nivå er ukjent.

2. Vedlikehold ved vanlig drift

Jobbkategorier som har potensiale for hudeksponering for råolje ved vanlig drift er prosesstekniker, elektriker, instrumenttekniker, rørlegger, sveiser, mekaniker, isolatør og dekkarbeider. Omfang og nivå er ukjent.

3. Nedstengning

Ved nedstengning (2 uker hvert 2. til 3. år) antas hudeksponering for råolje ved arbeid inne i prosessutstyr å være svært høy. Jobbkategorier som spesielt er utsatt er industrirensjørere, stillarbeidere og sveisere. Også resten av kategoriene nevnt over vil ha en forhøyet eksponering sammenlignet med vanlig drift.

3.1.14 Deseleksos (IARC-gruppe 2A)

3.1.14.1 Generell informasjon

Deseleksos har både en partikulær- og en gassfase. Det er partikkelformen som kan inneholde kreftfremkallende stoffer. Partiklene består av en karbonkjerne med adsorberte organiske forbindelser på – spesielt PAH-forbindelser (Boffetta *et al.*, 1997).

Det er dokumentert at deseleksos er kreftfremkallende for dyr, men dokumentasjon når det gjelder mennesker er begrenset (IARC, 1989a).

3.1.14.2 Eksponering for deseleksos

1. Dieseltrucker i sekkerom

Dieseldrevne trucker har blitt brukt inne på sekkelager (boring). Disse kan gjerne ha gått hele skift. Det varierer fra selskap til selskap hvorvidt dieseldrevne trucker har blitt brukt, og eventuelt hvor lenge slike var i bruk. Fra informasjonen i intervjurunden antar vi spesielt tårnmenn og dekkarbeidere på sekkelager kan ha blitt eksponert frem til 2001, men også boredekk- og boreslamsarbeider kan oppholde seg på sekkelager og har dermed hatt potensiale for eksponering for deseleksos.

2. Dieseldrevne maskiner

Kraner og sementeringsmaskiner er dieseldrevne. Eksosutløpet vil gå til friluft, og det antas derfor at eksponering har vært lav for dekkarbeidere, brønnservicearbeidere og andre yrkeskategorier som kan ha oppholdt seg ute og i nærheten av dieseldrevne maskiner.

3. Dieselaggregater på flyttbare installasjoner

Flyttbare installasjoner drives med dieselaggregater. Under intervjurunden ble det opplyst at en rigg produserte 70 kubikk deseleksos i døgnet (litt væravhengig). Eksosavløp har på noen rigger blitt plassert for nær innløp til ventilasjonsanlegg for boligkvarter eller arbeidssteder slik at det har ført til lukt. Det antas at dieselaggregater gir lav eksponering for deseleksos for dekkarbeidere og andre yrkeskategorier som kan ha opphold ute.

Eksponeeringslitteratur

Det er gjort forsøk på å sammenligne grupper som eksponeres for diesel, og blant disse er truck-kjørere nevnt med en relativt lav eksponering for dieseleksos-partikler, mens mekanikere har en noe høyere eksponering (Hughson, 2001).

Gruppe eksponert for diesel eksos	Eksponeeringsnivå (partikler) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Generell befolkning	1.4
Befolkning i storby	4-20
Svært trafikkerte steder i by	50
Gruvearbeidere	<1.2
Jernbanearbeidere	39-191
Brannmenn	4-748
Mekanikere	5-65
Truckkjørere og bussjåfører	2-7

3.1.15 Dieselolje (IARC-gruppe 3)

3.1.15.1 Generell informasjon

IARC har klassifisert marin dieselolje (eng. *marine diesel fuel*) i klasse 2B. For denne rapporten vurderes kun det IARC definerer som destillerte (lette) dieseloljer (IARC-gruppe 3).

CAS-Nr.: 68334-30-5
(IARC, 1989a)

Diesel defineres i IARCs monograph 45 (1989a) som den del av råolje som destilleres ut ved 200-370°C. Diesel er en generell betegnelse som dekker oljer som brukes som drivstoff i dieselmotorer og andre kompresjonsantennings motorer (eng. *compression ignition engines*).

Diesel er en blanding av hydrokarbonforbindelser (C9-C20) som er mindre flyktige enn bensin. Det er litt forskjell på kokepunktsintervall som angis fra Europa (28-390°C) og USA (150-300°C). Diesel brukes for motorer som ikke trenger å gå så raskt, for eksempel trucker, skip og motorisert verktøy.

Diesel inneholder generelt under 0.02% benzen, mens innholdet av tre- til syvringede polyaromatisk hydrokarboner vanligvis er under 5%. Eksponering skjer via hud eller ved inhalasjon ved produksjon, lagring, distribusjon og bruk i tillegg til vedlikehold av dieselmotorer.

Det er ikke bevist eller motbevist at dieseldamp eller hudeksponering for dieselolje fører til utvikling av kreft (IARC-gruppe 3) (IARC, 1989a).

3.1.15.2 Eksponering for dieselolje

1. Dieselbasert borevæske

Diesel med aromatinnhold 16-24% ble brukt som borevæske i perioden 1979-1984 på noen offshore installasjoner.

40 personbårne målinger gjort i slambehandlingsområdene på tre plattformer i 1979, 1982 og 1983 viser et aritmetisk gjennomsnitt (standardavvik) på 1217 (663) mg/m³ dieseldamp. Resultatene varierte fra 73.0 mg/m³ til 2650 mg/m³. Datidens administrative norm som ble fulgt var white spirit normen på 1050 mg/m³ (Steinsvåg *et al.*, on-line 2005). Dagens white spirit norm er forøvrig på 275 mg/m³ (Arbeidstilsynet, 2005). Målingene viser at boreslamsarbeidere har hatt høy eksponering for dieseldamp i sitt arbeidsmiljø.

Både boreslamsarbeidere og boredekkarbeidere antas å ha-- hatt hudeksponering for dieselolje ved boring med slik olje.

2. Annen bruk av diesel i forbindelse med boreoperasjoner

Diesel brukes ved oppstart av brønner, men går da i lukket system.

En batch diesel kan sendes ned i brønnen hvis borekronen/rørledningen har satt seg fast.

Ved skifte av screen spyles shakeren. I dag gjøres det med vann, men frem til 1984-85 brukte man diesel til å rengjøre.

Slurrification unit: diesel har blitt brukt i slurryen. Omfang og eksponeringsnivå ukjent.

3. Rengjøring

Diesel har blitt brukt til rengjøring av dekk, borerør og maskindeler, og ble gjerne tatt fra drivstofftankene. Vi antar at bruk av diesel til rengjøring kan ha minst blitt brukt frem til 1985.

Et selskap opplyser at i perioden 1978-1992 ble det brukt både diesel, white spirit og noe parafin (jet fuel) til delevask. Avtrekk ble montert stedvis ved arbeidsstasjoner for delevask tidlig på 90-tallet.

Boredekksarbeidere, boreslamsarbeidere, tårnmann, prosesstekniker, industrirengjørere, mekaniker, maskinister og dekksarbeider kan ha hatt eksponering via hud og lunger ved rengjøring med dieselolje.

4. Drivstoff

Diesel er både drivstoff til kraner og andre maskiner (f.eks. til bruk ved sementering), og reservedrivstoff. Det lagres i tanker på alle installasjoner. Laboranter har foretatt målinger av vann i diesel, men det antas at de har hatt lav hud- og inhalasjonseksponering ved slik prøvetaking og analyse.

3.1.16 Mineraloljer (Highly-refined mineral oils) (IARC-gruppe 3)

3.1.16.1 Generell informasjon

(IARC klassifiserer ubehandlede og lett behandlede mineraloljer (eng. *untreated and mildly-treated oils*) i gruppe 1. Disse antar vi har vært mindre aktuelle for bransjen, og de blir derfor ikke vurdert i denne rapporten).

CAS-Nr.: 8002-05-9

Administrativ norm offshore for oljetåke: 0.6 mg/m³, og oljedamp: 30 mg/m³

Mineraloljer er en fellesbetegnelse for oljer som forekommer naturlig og lages fra råolje (eller skifer), i motsetning til planteoljer og syntetiske oljer. Det finnes forskjellige typer mineraloljer, alt etter hvor raffinerte de er og hvilken oljekilde de kommer fra, samt hvilke additiver de tilsettes. Disse oljene brukes hovedsakelig som smøremidler. Man antar at skjæreoljer, brukt i mekanisk arbeid har gitt arbeidstakere høy grad av eksponering, mens hydraulikkoljer, turbinoljer og maskinoljer i større grad er brukt i lukkede systemer og har følgelig gitt lavere eksponering - grovt sett. Eksponeringsrute er enten via lunger eller hud.

Foruten at mineraloljer i utgangspunktet har en kompleks hydrokarbon-sammensetning, kan også endringer i kjemisk sammensetning skje ved oppvarming (pyrolyse) samt at ulike tilsetningsstoffer gjerne tilsettes oljen. Av kreftfremkallende agens og co-agens som kan finnes i mineralolje er PAH, nitrosaminer, og formaldehyd. Mange av karsinogenene er tilstede i så lave konsentrasjoner at det ikke er opplysningsplikt for dem, men som hovedregel er PAH trolig den viktigste kreftfremkallende komponenten i mineraloljer. Bedre raffinering har ført til lavere konsentrasjoner av PAH (og nitrosaminer) i mineraloljer i perioden 1976-1996 (Tolbert, 1997).

Mineraloljeeksponering i luft måles som oljetåke og oljedamp konsentrasjoner, mens for detektering av hudopptak av PAH kan måles som 1-hydroksypyren i urin.

Det er hverken bevist eller motbevist at mineraloljedamp/tåke eller hudeksponering for høyt raffinerte mineraloljer fører til utvikling av kreft (IARC-gruppe 3) (IARC, 1987d).

3.1.16.2 Eksponering for mineraloljer

1. Hydraulikk- og turbinoljer

Hydraulikkoljer

De fleste hydraulikkoljer som brukes på norsk sokkel er mineraloljebasert. Oljene går i lukkede systemer. Det kreves ikke daglige, rutinemessige eller vedvarende håndtering og arbeid med væskene, men eksponering kan finne sted ved skifting/etterfylling av olje, reparasjoner, lekkasjer eller uhell. Det er antagelig operatører innen mekaniske avdelinger som har høyest eksponering (for eksempel

hydraulikere og mekanikere), men også andre operatører som måtte jobbe i nærheten av hydrauliske systemer både i prosess- og boreavdelinger kan komme i kontakt med hydraulikkoljer via større og mindre lekkasjer. Høyt trykk og temperatur øker risikoen for lekkasjer og uhell. Hydrauliske heissystemer for borestreng kan sirkulere 5-8000 liter olje per minutt. Hydraulikkanlegg består av pumper og ofte lange rørføringer. Lekkasjer kan inntreffe i hele anlegget.

Turbinoljer

Turbiner brukes offshore til å produsere elektrisitet og til direkte drift av kompressorer (til å komprimere gass). Turbiner i drift krever god smøring av oljer. Disse oljene kan være mineraloljebaserte. Oljene kvalitetskontrolleres regelmessig (hver 3. måned). Så lenge de oppfyller spesifikasjoner byttes ikke turbinoljene ut, men etterfylles. Eksponering for turbinoljer kan skje ved vedlikehold og reparasjoner. Vedlikehold på plattform utføres av turbinmekaniker. Etterfylling av olje og renhold kan utføres av prosesstekniker. Større vedlikeholdsoppgaver gjøres på land.

Turbinmekanikere kommer i sitt arbeide i kontakt med mineraloljer via hydraulikkoljer, sylindroljer og diverse smøreoljer.

En oppsummering av turbinteknikernes eksponering gjort av et oljeselskap i 2001 beskriver at kalibrering av ventiler med hydraulikkolje har ført til eksponering. Det ble beskrevet at oljen må være varm ved kalibrering (40-50 °C). Kalibreringen har skjedd enten inne i turbinhood, eller at man har tappet av olje og tatt prøven med inn i instrumentverkstedet. (Dette siste ble ikke gjort lenger da rapporten ble skrevet). Instrumentverkstedet hadde ikke lokalavsug. Ved kalibrering inne i turbinhood, ble ventilasjonsvifte slått av for at ikke det skulle bli for kaldt, samt at dørene ble lukket for å unngå støy.

Dårlig isolerte eksoskanaler i turbinrom har ført til høy temperatur i rommene. Dette har igjen ført til mer avdamping fra oljesøl (hydraulikkoljer, turbin smøreolje og kompressor tetningsolje/smøreolje, sylindrolje). Oljesøl har oppstått når man åpnet utstyr eller som følge av lekkasjer. Det har tildels vært mye søl i områdene. For å rengjøre de varme, oljesølte flatene ble det frem til slutten av 80-tallet brukt produkter som Lectra Clean eller Tri som avfettingsmiddel (se kapittel om trikloretylen).

Tabell 1 gir oppsummerte resultater fra to målerapporter tatt på tre ulike plattformer (1992/93 og 2002) av oljetåke- og oljedamp-eksponering i turbinrom. To målinger er personbårne, resten stasjonære prøver. Målemetode: filter og kullrør i serie, analyse FTIR/GC.

Tabell 1. Eksponering for oljetåke og oljedamp i turbinrom

	Antall målinger	Geometrisk gjennomsnitt	Geometrisk standardavvik	Intervall
Oljetåke	24	0.095	4.2	0.010-1.3
Oljedamp	51	0.41	5.3	<dg-120

dg=deteksjonsgrense

Sammenlignet med administrativ norm for oljetåke og oljedamp, viser geometrisk gjennomsnitt at det på det jevne har vært lav lufteksponering for mineraloljer i turbinrom. Intervallene derimot viser at høye eksponeringer har forekommet.

Det antas at det har vært en forbedring av ventilasjon og design (romstørrelse) av turbinrom gjennom de siste tiårene.

Vi antar at hudeksponering har vært betydelig, men ingen biologiske målinger av PAH-eksponering til hud er funnet for turbinteknikere (se forøvrig eksponering i maskinrom senere i rapporten).

Reparasjon av hydraulikksystemer og turbiner innebærer tilsøling av klær og hud. Eksponerte yrkeskategorier for turbin- og hydraulikkoljer ved vedlikehold og reparasjon er turbinmekaniker, mekaniker, maskinister, instrumenttekniker og elektriker. Etter som grad av automatisering av boreprosessen har funnet sted, har mer hydrauliske systemer blitt innført i boreområdene. Dette har ført til at boredekkarbeider, boreslamsarbeider og tårnmann kan ha vært nødt til å hjelpe til ved større lekkasjer og uhell. Mange yrkeskategorier kan komme i kontakt med hydraulikk- og turbinoljer ved små og større lekkasjer, spesielt prosessetekniker og dekkarbeider.

2. Oljetåke- og oljedamp-eksponering ved boring med oljebasert borevæske, 1979-2004

Operatørene i borelaget kan eksponeres for borevæske enten ved inhalering av aerosoler og damp eller ved hudkontakt (Davidson *et al.*, 1998). Ved boring er det nødvendig å bruke borevæske for å kjøle og smøre borestrengen, øke trykket ved hjelp av borevæskens egenvekt og transportere borekaks til overflaten. Væsken er en kompleks blanding som enten er vann- eller oljebasert med et stort antall tilsetningsstoffer (Hudgins, 1991). Vannbaserte systemer brukes i de øverste seksjonene av en brønn, mens oljebasert mud er det eneste alternativet i lange og dype brønner (HSE, 2000). Operatørene eksponeres potensielt fra flowline og separasjonsenhetene (vibrasjonssiktemaskiner, desandere, desiltere, sentrifuge og boreslamstanker). Spesielt vasking og skifte av sikteduker på vibrasjonssiktene kan innebære høy eksponering (Norwegian Oil Industry Association, 1996).

Alle tilgjengelige målerapporter angående oljetåke- og oljedamp-eksponering i slambehandlingsområdene ble samlet inn i 2003-4, og resultatene med informasjon ble lagt inn i en database. I alt 495 personbårne målinger fra 37 borerigger fra 1979-2004 ble analysert. Gjennom tidsperioden hadde det vært tre generasjoner av hydrokarbon-baseoljer med varierende grad av aromatinnhold i bruk:

1979-1984 dieseloljer (aromatinnhold 16-24%)

1985-1997 lav-aromatiske mineraloljer (aromatinnhold 1-10%)

1998-2004 ikke-aromatiske mineraloljer (aromatinnhold < 0.1%)

(Før 1979 ble det i hovedsak kun boret med vannbasert borevæske på norsk sokkel).

Tabell 2 gir eksponering for oljetåke/oljedamp på norske offshore borefasiliteter i perioden 1985-2004, stratifisert på målemetode og type baseolje.

Tabell 2. Personeksponering for oljetåke og oljedamp på norske offshore borefasiliteter i perioden 1985-2004, stratifisert med hensyn til målemetode og type baseolje (Steinsvåg *et al.*, on-line 2005)

Måle- metode	Luft forurensing	Type baseolje	<i>n</i> (<i>u</i>)	AM (SD) [mg/m ³]	GM (GSD) [mg/m ³]	Range [mg/m ³] (<i>n</i> <DG)	<i>n</i> > OEL	Årstall	Totalt antall rigger (flyttbare rigger)
Filter og kullrør, seriekoblet	Oljetåke (OEL = 0.6 mg/m ³)	Lavaromatisk mineralolje	90 (34)	4.30 (9.84)	0.654 (6.28)	<DG-48.1 (5)	38	1989- 1997, 2000	13 (5)
		Ikke- aromatisk mineralolje	228 (52)	0.538 (0.678)	0.389 (2.10)	<DG-8.00 (5)	55	1998- 2004	27 (10)
	Oljedamp (OEL = 30 mg/m ³)	Lavaromatisk mineralolje	94 (15)	36.3 (32.7)	21.4 (4.01)	<DG-164 (2)	42	1989- 1997, 2000	13 (5)
		Ikke- aromatisk mineralolje	233 (46)	16.1 (17.1)	9.76 (2.95)	0.30-122	36	1998- 2004	27 (10)
Kullrør	Oljedamp	Lavaromatisk mineralolje	9	21.5 (6.72)	20.5 (1.39)	11.2-31.0		1988	1
		Ikke- aromatisk mineralolje	8	3.29 (0.825)	3.19 (1.31)	2.10-4.40		1999	1
Dosimeter	Oljedamp	Lavaromatisk mineralolje	93 (6)	91.2 (205)	37.3 (3.71)	<DG - 1450 (4)	4	1985, 1997	2

n, antall målinger; *u*, antall målinger uten kjent baseolje; AM, aritmetisk gjennomsnitt; SD, standardavvik; GM, geometrisk gjennomsnitt; GSD, geometrisk standardavvik; OEL, administrativ norm; DG, deteksjonsgrense.

Dataene ble også analysert ved hjelp regresjonsmodeller (mixed-effects models). Modellene viste årlig nedgang i eksponering på 6% for oljetåke og 8% for oljedamp. Modellene viste også at eksponeringsnivåene var assosiert med riggtype (flytende eller faste boreinstallasjoner), boreslamtemperatur, tekniske tiltak, type baseolje og baseoljens viskositet, arbeidsområde og årstid. Gjennomsnittstemperatur på boreslammet for målingene var 58°C, med et intervall som gikk fra 31-82°C (Steinsvåg *et al.*, on-line 2005).

3. Maskinrom

Maskinister er ofte utsatt for søl av oljer av ulike slag i sitt arbeide.

Moen *et al.* (1996) fant ingen detekterbare nivåer av PAH i luft i maskinrom på skip, mens det derimot ble funnet signifikant høyere nivåer av 1-hydroksypyren i urin hos maskinister sammenlignet med ueksponerte sjømenn. Dette tydet på at hudopptak av PAH kan skje i maskinrom. (En etterfølgende studie av Nilsson *et al.* (2004) har vist økte nivåer av metabolitten 8-hydroksydeoksyguanosin i maskinistenes urin. 8-hydroksydeoksyguanosin er en biologisk markør for oksidativt stress av DNA. Det er bevist at oksidativt stress kan ha betydning ved utvikling av kreft (karsinogenese)).

3.1.16.3 Oppsummering av mineralolje-eksponering

1. Oljetåke/oljedamp-eksponering (innånding)

Turbin-/maskinrom

Luftmålinger fra turbinrom viser gjennomsnittlig lav eksponering for oljetåke og oljedamp for turbintekniker. Prosessoperatører fyller også på turbinoljer, og tørker opp eventuelt søl i turbinrom.

Moen *et al.* (1996) fant ikke detekterbare nivåer av PAH i luft i maskinrom på skip. Det antas at eksponering for oljetåke/oljedamp fra mineraloljer for maskinister er svært lav.

Boring med oljebasert borevæske

Eksponering for oljetåke og oljedamp ved bruk av mineraloljebasert borevæsker (fra 1985) for boredekksarbeider, boreslamsarbeider og tårnmann er gitt i tabell 2.

Som inndeling av generasjoner av baseoljer viser, antas det at innhold av PAH i mineraloljer gradvis har blitt betydelig redusert siden 70-tallet

2. Hudeksponering for mineraloljer

Hydraulikk-, turbin-, sylinder- og smøreoljer

Hudeksponering av hydraulikkoljer, turbinoljer, sylinderoljer og smøreoljer kan skje ved åpning av utstyr, lekkasjer, ved vedlikehold eller reparasjoner. Moen *et al.* (1996) konkluderte med at det var større hudopptak av PAH for maskinister på skip sammenlignet med ueksponerte sjøfolk.

Det antas at turbinteknikere, hydraulikere, mekanikere og maskinister kan ha betydelig eksponering av mineraloljer til hud, mens også andre yrkeskategorier kommer i kontakt med slike oljer ved drifts- og vedlikeholdsoppgaver – spesielt prosestetnikere og dekkarbeidere.

Boreslamsbehandling

Boredekksarbeid har ført til betydelig hudeksponering av mineraloljebasert boreslam frem til innføring av automatisk rørhåndteringssystem (1985-1995), men huden har også vært noe utsatt for boreslam etter dette. Boreslamsarbeid fører også til søl og hudkontakt med mineraloljebasert borevæske.

Klorerte hydrokarboner

3.1.17 Polyklorerte bifenyler – PCB (IARC-gruppe 2A)

3.1.17.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 1336-36-3

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): 0.006 mg/m³
(Arbeidstilsynet, 2005)

PCB er en gruppe kunstig fremstilte organiske forbindelser som har en bifenylstruktur. En bifenylstruktur betyr at de har to benzenringer. En benzenring består av 6 karbonatomer (C) og 6 hydrogenatomer, men når to benzenringer slås sammen består de av 12 C og 10 H. Det som gjør PCB spesielt er at noen eller alle hydrogenatomene kan være byttet ut med kloratomer (Cl), slik at en generell formel for forbindelsene blir C₁₂H_{10-n}Cl_n.

PCB regnes som miljøgifter, hovedsakelig i det ytre miljøet, da PCB lagres i den fettrike del av organismene og fører til bioakkumulasjon i miljøet. Dette fører også til oppkonsentrasjon av PCB i næringskjeden (PCB Sanering AS, 2005).

PCB er knyttet til en rekke helseeffekter. I store nok doser fører PCB til akutt dødelighet. For mindre doser antas det at PCB kan forårsake forplantningsskader (hormonhermende effekter) og fødselsdefekter både hos mennesker og dyr. Man mistenker PCB for å være kreftfremkallende, men dette er ikke vist sikkert (Kimbrough, 1987).

PCB-forbindelsene er kjemisk stabile, og er motstandsdyktige mot varme og har lav elektrisk ledningsevne. Disse egenskapene har siden den kommersielle produksjonen startet i 1929, 50 år etter at PCB første gang ble fremstilt, ført til enorm industriell produksjon og utnyttelse av stoffene.

PCB ble benyttet til en rekke tekniske formål, ettersom dette er ytterst stabile stoffer med en rekke nyttige egenskaper: God isolasjonsevne, stor kjemisk og termisk stabilitet, lite korrosjonsdannende, gode smøreegenskaper, lavt damptrykk og lav brennbarhet.

Den største bruken av PCB var på 1960-70-tallet. PCB-holdige oljer ble brukt i isolasjons- og varmeoverføringsoljer i elektrisk utstyr, som i store kondensatorer og transformatorer (Miljøverndepartementet, 2005).

Det er kjent at PCB er benyttet i mange bygningsdeler, f.eks. isolerglassruter, fugemasser, isolasjons- og kjølemiddel i elektrisk utstyr, kondensatorer i kjøleskap, lysrørramaturer og elektriske apparater, maling, gulvbelegg, betong og murpuss og ulike kabler. Ny bruk av PCB ble forbudt i 1980 i Norge (Svedrud og Estensen,

1997).

Ny bruk av PCB ble forbudt i 1980, og i 1995 var store kondensatorer og transformatorer med PCB tatt ut av bruk. Bruk av små kondensatorer med PCB i lysrørsarmaturer er forbudt fra 1. januar 2005 (Miljøverndepartementet, 2005).

Det er dokumentert i dyreforsøk at PCB-forbindelser er kreftfremkallende. Epidemiologiske studier har vist at PCB sannsynlig er kreftfremkallende for mennesker (IARC, 1987e).

3.1.17.2 Eksponering for PCB (inkludert oppsummering)

PCB var komponent i transformatorolje frem til ca. 1985. Kjemikaliet ble da etter påbud fra SFT faset ut. Elektrikere kan ha blitt eksponert ved tømning av olje på transformatorer. Dette regnes som engangstilfeller. Det skal ikke ha vært behov for etterfylling av transformatoroljer under drift.

Det har vært utført noen eksponeringsstudier av ansatte i en elektronisk bedrift der man har arbeidet med PCB. I disse har man målt PCB i blod, og funnet at PCB har en halveringstid på 2.5 – 4.8 år (Phillips, 1989).

Oppsummering

Ut fra informasjonen fra intervjuer og litteratursøk kan det antas at for installasjoner bygget før 1980 har det vært PCB-holdig isoleringsolje i transformatorer. Oljen har blitt faset ut, og det antas at fra 1985 har transformatoroljene vært PCB-frie. Eksponering for transformatorolje for elektrikere regnes som minimal. Eksponering ved arbeid og fjerning av PCB-holdige kondensatorer fra lysarmatur regnes som lav.

3.1.18 Trikløretylen (IARC-gruppe 2A)

3.1.18.1 Generell informasjon

CAS-Nr: 79-01-6
(IARC, 1995)

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): 30 mg/m³
(Arbeidstilsynet, 2005)

Trikløretylen kalles ”Tri”, ”Trilene” eller ”Trikløreten”. Det er en fargeløs væske med eterlignende lukt. Stoffet ble opprinnelig brukt som anestesimiddel, men på grunn av dets betydelige bivirkninger gikk man bort fra dette. De siste årene har trikløretylen blitt brukt i tørrensing, plastindustri og som tynner i maling og lim, men det største forbruket har vært til avfetting av metallkomponenter (Schiøtz, 1938; Clayton og Clayton, 1981a; Norseth, 1979).

IARC opplyser i sin monograph 63 fra 1995 at det er operatører som jobber med avfetting av metall som har den tyngste eksponeringen (via in-halering) for trikløretylen.

Stoffet antas å være kreftfremkallende for mennesker, selv om det er knyttet usikkerhet til dette, da man ikke vet ved hvilke eksponeringsnivåer denne effekten inntreffer (Axelson, 1994).

Dyrestudier har dokumentert en assosiasjon mellom eksponering og kreftutvikling (IARC, 1995).

3.1.18.2 Informasjon om trikløretylenholdige produkter fra ulike kilder

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskap i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at trikløretylen fantes i laboratoriekjemikalie og avfettingsmiddel.

Trikløretylen er registrert i følgende produkter i Chess Pride databasen, april 2003: lim (Tip top SC 2000 sement: 60-100%; Transfix: 60-100%), laboratoriekjemikalie, kald eller dampavfetting av metaller (Triklone N).

Trikløretylen til bruk som avfettingsmiddel har blitt solgt under handelsnavnene Trikløretylen (opplysning fra 1991) og Triklone N (opplysning fra 1998).

Fra starten av 90-tallet fantes laboratoriekjemikalier med trikløretylen under handelsnavnene Hydranal Titrant og Trikløretyne.

Overflateprodukter fra 80-tallet med denne forbindelsen har hatt navn som Irathane C155 og Irabond UU52 part A (begge 30% tri), Galvafroid og Galvafroid ISP.

I følge SFT (tall hentet fra miljostatus.no) er forbruket av trikloreten til metallavfetting sunket fra 635.5 tonn i 1995 til 105.9 tonn i 2001. Til laboratoriebruk gikk det med 0.2 tonn, mens lim/fugemasse 5.8 tonn i 2001.

3.1.18.3 Eksponering for trikloretylen

1. Avfettingsmiddel

Trikloretylen ble brukt som rengjørings-/avfettingsmiddel frem til begynnelsen av 90-tallet. Spesielt elektrikere og instrumentteknikere brukte spraybokser med tri eller andre klorerte hydrokarbonforbindelser for å rengjøre. Forpleiningspersonalet kunne bruke tri til flekkfjerning på vaskeriet, laboranter har fjernet oljesøl på laboratoriet, mens mekanikere har utført delevask med trikloretylen. Trikloretylen ble brukt til å fjerne forkoksing fra dieselmotor-stempel. Turbinmekanikere brukte klorerte hydrokarbonprodukter på spray for å fjerne oljesøl, gjerne fra varme overflater, noe som kan ha ført til ekstra mye avdamping.

Fra informasjonen i intervjurunden finner vi at noen selskaper har innført forbud mot spraybokser med trikloretylen fra midten av 80-tallet. Tri til bruk til delevask opplyses å ha blitt faset ut i perioden 1986-1993, avhengig av selskap. Et selskap opplyser at avtrekk ble montert stedvis ved arbeidsstasjoner for delevask tidlig på 90-tallet.

Vi har ingen yrkeshygieniske måledata på eksponering for trikloretylen fra offshorebransjen. Det antas at både bidrag via inhalasjon og hud har vært betydelig da stoffet har vært mye benyttet.

Eksponeringsmålinger fra luft vedrørende tri finnes i få studier og disse ligger langt tilbake i tid. Mye av grunnen til dette er at arbeidsmiljøovervåkingen av slike arbeidstakere ble gjort ved å analysere urinprøver fra eksponerte arbeidstakere (Rasmussen, 1993).

Lectra Clean – 1,1,1-trikloreten

I perioden ca 1978 til ca 1995 ble produktet Lectra Clean levert i spraybokser og 5- / 20-liters kanner. Stoffet ble brukt som rengjørings og avfettingsmiddel. Spesielt elektrikere og instrumentteknikere brukte spraybokser med Lectra Clean for å rengjøre. Lectra Clean har inneholdt forbindelsen 1,1,1-trikloreten (CAS-Nr.: 71-55-6) som ikke har en avklart assosiasjon med kreftutvikling (IARC-gruppe 3) (IARC, 1999a). Vi ser ikke bort fra at arbeidstakerne kan ha sammenblandet produktnavn og til tider kalt innholdet i Lectra Clean spray for ”Tri”. (Lectra Clean er også omtalt i neste kapittel).

2. Annet

Laboratoriekjemikalium

Vi har opplysninger om at trikloretylen brukes som laboratoriekjemikalium.

Løsemiddel i kjemisk-tekniske produkter

Trikloretylen kan finnes som komponent i overflateprodukter.

3.1.18.4 Oppsummering av eksponering for trikloretylen

Avfetting/rengjøring av metall

Produkter bestående av trikloretylen har frem til 1993 blitt brukt som avfettings- og rengjøringsmiddel. Det finnes ingen eksponeringsmålinger fra offshoreindustrien av anvendelse av produktet. Vi regner med at bruk av spray i hovedsak har ført til lufteksponering, mens delevasking og annen rengjøring med trikloretylen i væskeform har medført både luft- og hudeksponering.

Spray

Elektriker, instrumenttekniker og turbinmekaniker har brukt spraybokser med klorerte hydrokarbonforbindelser til avfetting. Noen selskaper oppgir at det kom forbud mot sprayflasker med tri i 1985. Andre yrkeskategorier som kan ha brukt sprayflasker i mindre omfang: prosesstekniker, laboratorietekniker, maskinist, dekkarbeider og forpleiningsansatt.

Delevask

Delevask med trikloretylen antas i hovedsak å ha blitt faset ut i perioden 1986-1993. Mekaniker, boredekkarbeider, boreslamsarbeider, prosesstekniker, industrirengjørere, turbinmekaniker, maskinist og dekkarbeider har brukt produktet.

3.1.19 Tetrakloretylen (IARC-gruppe 2A) og tørrens (IARC-gruppe 2B)

3.1.19.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 127-18-4
(IARC, 1995)

Administrativ norm offshore 2005 (12-timers arbeidsdag): 24 mg/m³ / 3.6 ppm
(Arbeidstilsynet, 2005)

Tetrakloretylen kalles også "perkloretylen", "per" og "tetrakloreten". Det er en fargeløs væske med eterlignende lukt. Det har vært brukt blant annet til tørrensing og avfettingsmiddel.

Stoffet er klassifisert som mulig kreftfremkallende, 2B, og er særlig mistenkt for å gi nyrekreft. Man har i stor grad substituert tetrakloretylen med andre kjemikalier de siste tjue årene, på grunn av de uheldige helseeffektene stoffet har (Clayton og Clayton, 1981b; Bodin, 1979).

Den største eksponeringen skjer via inhalasjon, og arbeidere som jobber med tørrens og avfetting av metall er høyest eksponert (IARC, 1995).

3.1.19.2 Informasjon om tetrakloretylenprodukter fra ulike kilder

En rapport fra 1984 oppgir at det finnes 25% Tetrakloretylen i CRC Lectra Clean spray.

Utskrift fra Chess Pride databasen fra april 2003 angir at tetrakloretylen finnes i følgende produkter: laboratoriekjemikalie, lim/forseglingsmasse (Mega Flex), tilsetningsstoff til reformer katalysator for å stabilisere fuktigheten etter tilsetning av metanol (Perklone/Perkloretylen; Perkloretylen: 60-100%).

3.1.19.3 Eksponering for tetrakloretylen

Vaskerier på offshoreinstallasjoner vasker i dag kun vanlig, privat tøy. Det er forpleiningsansatte som utfører dette. Tidligere ble i tillegg gjerne dresser og matter vasket ute (gjelder fortsatt på noen rigger med lite lagringskapasitet).

På store installasjoner fantes det egne vaskerifolk (f.eks. på floteller). De fleste steder har dette vært gjort av forpleiningsfolk i kombinasjon med annet renholdsarbeid.

Yrkeshygieniske måledata fra vaskeri på borerigg i 1990 (se Vedlegg 5) viste 13 langtidsmålinger av tetrakloretylen ved normal arbeidsbelastning med (geometrisk) gjennomsnitt på 30% av administrativ norm (intervall 4.2-11 mg/m³), mens fire korttidsmålinger oversteg administrativ norm, GM = 50 mg/m³ (intervall 27.7-177

mg/m³). Ved korttidsmålingene ble uttak av rent tøy og innlegging av skittent tøy, samt rengjøring av luft/nålefilter gjennomført.

Eksponeringsnivåene for aktuelle yrkesgrupper er dårlig beskrevet i litteraturen, men eksponeringsnivåene gitt i Tabell 1 nedenfor er høyere enn det ble oppgitt i målingene på boreriggen.

Tabell 1. Eksempel på eksponeringsnivåer av tetrakloretylen funnet i litteratur (Skender, 1991; Earnest, 1996).

Gruppe eksponert for tetrakloretylen	Eksempel på eksponeringsnivå
Industriarbeidere, avfetting	232-385 ppm
Renseriarbeidere, 1979	50 ppm
Renseriarbeidere, 1991	33-53 ppm
Tørrenseriarbeidere som bruker maskin, 1996	2.3 ppm

3.1.19.4 Oppsummering av eksponering for tetrakloretylen

1. Avfettingsmiddel

Vi antar at produktet CRC Lectra Clean spray som i hovedsak består av 1,1,1-trikloreten kan ha bestått av en mindre fraksjon (opptil 25%) tetrakloretylen frem til ca. 1995. Eksponeringsbildet blir som beskrevet i kapittelet 18.

2. Tørrens/vaskeri

Målinger gjort i vaskeri med rensemaskin på borerigg i 1990, viser at forpleiningspersonell har hatt eksponering for tetrakloretylen rundt 30% av administrativ norm. Det har generelt vært lite renserivirksomhet på norsk sokkel.

3.1.20 Diklormetan (IARC-gruppe 2B)

3.1.20.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 75-09-2
(IARC, 1999a)

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): $30 \text{ mg/m}^3 = 9 \text{ ppm}$
(Arbeidstilsynet, 2005)

Diklormetan (CH_2Cl_2) (også kalt metylenklorid eller metylendiklorid) er en fargeløs væske med karakteristisk lukt. Stoffet brukes som løsemiddel for andre kjemikalier, til avfetting av maskindeler, blåsemidler ved skumproduksjon og som kjølemedium i kjølesystem. Bruken har blitt betydelig redusert de siste ti årene (Moen *et al.*, 2003; IARC, 1999a). Det har hverken blitt bevist eller motbevist at diklormetan er kreftfremkallende for mennesker. Dyrestudier har derimot vist en klar sammenheng mellom eksponering og kreftutvikling (IARC, 1999a).

3.1.20.2 Informasjon om diklormetanholdige produkter fra ulike kilder

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskapene i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at diklormetan fantes i følgende produkter: CRC Zink spray, Scotch Brand nr. 81 (primer), Hylomar PL 32 (tetningspasta).

Diklormetan er registrert i følgende produkter i Chess Pride databasen, april 2003: limspray (Arrow Adhesive spray (aerosol): 30-60%), maling og lakk fjerner (Arrow Calstrip; Arrow Dipstrip: 60-100%), tetningspasta, laboratoriekjemikalium, ikke-herdende pakningsstoff (Hylomar (Universal blue) Grades light, medium, heavy and H50. Hylomar Aero Grades PL32 light, medium and heavy: 25-75).

En rapport oppgir at diklormetan finnes i molykote spray.

3.1.20.3 Eksponering for diklormetan

1. Overflatebehandling

Metylenklorid ble benyttet frem til ca. 1994 i forbindelse med brannisolering av offshoreinstallasjoner. Brannisoleringsarbeidet innebar å punktsveise 3 cm lange pinner på stålkonstruksjoner. På pinnene ble det festet metallnetting som fungerte som feste for selve brannisoleringsmaterialet. Dette materialet bestod av et lavmolekylært epoksyprodukt (Chartek) som ble påført med sprøyte. Oppå epoksyproduktet ble diklormetan rullet på slik at overflaten kunne bearbeides og jevnes ut. Metylenklorid ankom i 200 liters fat, og ble helt over i bøtter eller på gamle malingspann. Rulle ble stukket ned i det åpne spannet for å bli mettet med metylenklorid. Dette arbeidet har i hovedsak blitt utført av overflatebehandlere på land under bygging av offshoremoduler.

En rapport fra 1992 fra et malingsfirma som har oppdrag både i landbasert og offshore-industri, viser følgende eksponeringer for metylenklorid blant ansatte som utfører brannisolering av en offshoremodul (på land):

Ansatte som påførte metylenklorid	150-830 ppm
Ansatte som jevnet ut metylenklorid etter påføring	23-170 ppm
Formenn	1.9-4.8 ppm

Prøvetaking over ca 4 timer med passive kuldosimetre i arbeidsatmosfære (personbårne prøver).

Konsentrasjonsnivåene ligger langt over administrativ norm for både påføring og utjevning av metylenklorid.

Det finnes noen studier av ansatte i kjemiske fabrikker som produserer metylenklorid, hvor konsentrasjonsnivåene i arbeidsatmosfæren viser stor spredning: 140 ppm-475 ppm (Ott, 1983). En kasuistikk av en maler som brukte stoffet viser et eksponeringsnivå på 350 ppm (Shusterman, 1990).

Oppsummering av bruk av diklormetan i overflatebehandling

Diklormetan har blitt påført av overflatebehandlere i perioden ca. 1980-1994 for å jevne ut flater med passiv brannbeskyttelse. Det antas høy eksponering for diklormetan ved rullepåføring, men at bruken offshore har vært begrenset da det meste av dette arbeidet er gjort på verft under bygging av offshoremoduler.

2. Annet

Opplysninger fra ulike kilder antyder at diklormetan finnes i produkter som kan brukes av overflatebehandlere og laboratorieteknikere.

Mekaniker kan ha hatt eksponering for diklormetan ettersom det ble oppgitt at molykote spray ble brukt. Det var knyttet noe usikkerhet til bruken av produktet. Datablad for Molykote(R) 3402 C Spray indikerer at produktet inneholder 30-60% diklormetan.

3.1.21 Karbontetraklorid (IARC-gruppe 2B)

3.1.21.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 52-23-5
(IARC, 1999a)

Administrativ norm offshore (12-timers-arbeidsdag): 7.8 mg/m³ / 1.2 ppm
(Arbeidstilsynet, 2005)

Karbontetraklorid (CCl₄) kalles også tetraklormetan eller perklormetan. Det er en væske med søtlig lukt. Opptak foregår hovedsakelig ved innånding, men tas også opp via hud. Stoffet er tidligere brukt som løsemiddel i rense- og avfettingsarbeider, samt som desinfeksjonsmiddel i landbruket (Moen *et al.*, 2003). Karbontetraklorid er klassifisert som et mulig kreftfremkallende stoff, 2B (IARC, 1999a).

3.1.21.2 Informasjon om karbontetraklorid-produkter fra ulike kilder

En rapport fra 1984 oppgir at karbontetraklorid brukes i olje-i-vann-laboratorieprøver.

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskapene i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at karbontetraklorid fantes i følgende produkter: Som laboratoriekjemikalie og i Hydranal-Coulemat C, Primer for gummilim (0-1%).

Tetraklormetan er registrert som et laboratoriekjemikalie i Chess Pride databasen, april 2003.

3.1.21.3 Eksponering for karbontetraklorid - oppsummert

Karbontetraklorid brukes omtrent daglig til olje-i-vann-prøver på laboratoriet. Arbeidet utføres under avtrekk, og det antas at eksponering for laboratorietekniker er lav.

3.1.22 Kloroform (Triklormetan) (IARC-gruppe 2B)

3.1.22.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 67-66-3
(IARC, 1999b)

Administrativ norm offshore (12-timers-arbeidsdag): 6 mg/m³ / 1.2 ppm
(Arbeidstilsynet, 2005)

Kloroform er en fargeløs væske med søtlig lukt og smak, og var tidligere vanlig i bruk som anestesimiddel. Kloroform brukes som intermediat i kjemiske prosesser, samt i mindre utstrekning som løsemiddel i f.eks. laboratorier. Det kan ha blitt brukt i små mengder i laboratorier offshore (Moen *et al.*, 2003). Kloroform er klassifisert som et mulig kreftfremkallende stoff, 2B (IARC, 1999b).

3.1.22.2 Informasjon om kloroformholdige produkter fra ulike kilder

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskapene i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at kloroform fantes i følgende produkter: som laboratoriekjemikalie, Hydranal-Coulemat A, Hydranal (TM) Coulemat.

Kloroform er registrert som et laboroatoriekjemikalie (Hydranal Coulemat A) i Chess Pride databasen, april 2003.

Rapporter fra 1984 og 1996 oppgir kloroform som laboratoriekjemikalie.

3.1.22.3 Oppsummering av eksponering til kloroform

Kloroform brukes som laboratoriekjemikalie. Det antas at eksponering for laboratorietekniker er lav.

Monomerer

3.1.23 Akrylamid (IARC-gruppe 2A)

3.1.23.1 Generell informasjon

Cas-nr. 79-06-1
(IARC, 1994)

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): 0.018 mg/m³
(Arbeidstilsynet, 2005)

Akrylamid (CH₂=CHCONH₂) er et hvitt krystallinsk fast stoff. Monomeren brukes i hovedsak som råstoff for produksjon av polyakrylamid. Den brukes i blandinger i tetningsarbeid i fjell, som flokkulant i vannrensing eller som additiv i borevæske for å kontrollere flyt. Eksponeringsrute er ved hudopptak av monomer eller ved inhalasjon av tørr monomer eller aerosol av akrylamidholdig løsning (Moen *et al.*, 2003; IARC, 1994). Dyreforsøk har vist at akrylamid er kreftfremkallende for mus og rotter. Epidemiologiske studier har ikke vist en klar assosiasjon mellom eksponering for akrylamid og utvikling av kreft hos mennesker (Rice, 2005).

3.1.23.2 Informasjon om akrylamidholdige produkter

Akrylamid er registrert i følgende produkt i Chess Pride databasen, april 2003: slamavvanning og flokkuleringsmiddel (Fennopol A 3302).

3.1.23.3 Eksponering for akrylamid

Borekjemikalie tilsatt tørt i sekkerom

Polyakrylamid brukes i vannbasert borevæske for å hindre svelling ved boring i leirformasjoner (leirsvellingsinhibitor). Akrylamid ble K-merket i 1996, noe som førte til utfasing av polyakrylamider offshore. En kjemikalieleverandør analyserte monomerinnholdet, og fant 0.02-0.04% i tørrstoff. Automatisk sekkekutter ble innført de fleste steder i perioden 1990-2000. Ved manuell tilsetning av polyakrylamid fra sekk, kan det ha vært eksponering for operatører. Stoffet ble blant annet kalt Anco PHPA (Partially hydrated polyacryl amide), Anco Therm og Newdrill SC, og ble tilsatt tørt fra sekk.

En risikovurdering for et oljeselskaps faste installasjoner av akrylamideksponering ved bruk av Anco PHPA antar at produktet inneholder mellom 0.01 og 0.1% akrylamid. Eksponering skjer via støveksponering for borepersonell under arbeid i mikserom. Rapporten beregner worst case eksponering for akrylamid basert på tre målinger av støveksponering ved bruk av barytt (se Vedlegg 5), og konkluderer med

at eksponeringen ikke innebærer en betydelig risiko, men likevel en risiko som bør følges opp.

3.1.23.4 Oppsummering av akrylamideksponering

Ved blanding av sekker med polyakrylamid kan tårnmenn ha blitt eksponert for nivåer av akrylamid i støv som overstiger administrativ norm. Akrylamid ble kreftmerket i 1996.

Boredekk- og boreslamsarbeider kan ha blitt eksponert ved opphold i sekkerom.

Informasjon fra Chess Pride databasen viser at akrylamid finnes i et slamavvannings- og flokkuleringsmiddel.

3.1.24 Toluen diisocyanat (IARC-gruppe 2B)

3.1.24.1 Generell informasjon

Cas-nr. 26471-62-5 (kommersielle toluen diisocyanat-blandinger)

Cas-nr. 584-84-9 (2,4-toluen diisocyanat)

Cas-nr. 91-08-7 (2,6-toluen diisocyanat)

(IARC, 1999a)

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): 0.003 ppm / 21 µg/m³
(Arbeidstilsynet, 2005)

Det er mangelfull dokumentasjon vedrørende assosiasjon mellom toluen diisocyanat (TDI) og kreft for mennesker. Klare funn fra dyrestudier gjør at IARC klassifiserer TDI som mulig kreftfremkallende (gruppe 2B) (IARC, 1999a).

Isocyanatforbindelser inneholder en eller flere isocyanatgrupper (-N=C=O - grupper). Diisocyanater (monomer) har to funksjonelle isocyanatgrupper som danner utgangspunkt for dannelse av polyuretaner. Vanlige eksempler er 1,6-heksametylendiisocyanat (HDI), 2,4- og 2,6-toluendiisocyanat (TDI) og 4,4'-difenylnmetandiisocyanat (MDI). TDI er den mest flyktige av disse (Røhmyhr *et al.*, 2002).

De fleste isocyanatprodukter som brukes i Norge inneholder under 5 vekt% isocyanat, med unntak av råvarer som benyttes til produksjon av skumplast til møbelindustri og madrassproduksjon som kan inneholde 100% TDI-monomere. Isocyanater brukes blant annet i produkter som maling (lakk), herdere, konstruksjonsmaterialer (byggematerialer), trykkfarger, utfyllingsmidler og lim (Thorud og Kraft, 2003)

I kommersielle produkter er diisocyanatene gjerne prepolymerisert ved at de sammenbindes ved reaksjon med di- eller polyfunksjonelle alkoholer eller aminer. Prepolymerisering reduserer eksponering for flyktige monomerer. På grunn av ufullstendig prepolymerisering vil det som regel være litt diisocyanat til stede (<1%). Polyuretanmalinger er tokomponent-systemer, det vil si at like før påføring blandes to komponenter. To ulike systemer finnes på markedet:

Isocyanater er i overskudd, og polyuretanplast dannes ved at alkohol/amin tilsettes. Isocyanater er i underskudd, og polyuretanplast dannes ved tilsetting av mer isocyanat.

I norsk industri er de fleste polyuretanforbindelsene benyttet ved overflatebehandling i perioden 1997-2000 HDI- eller MDI-basert (Røhmyhr *et al.*, 2002).

3.1.24.2 Informasjon om polyuretanprodukter

Vi har ikke funnet noen produkter med forhøyet / opplysningspliktig TDI-innhold. Etter en henvendelse fra Oljedirektoratet i 1990 om å beskytte arbeidstakere og begrense bruk av isocyanater, oppgav en rekke oljeselskaper sine polyuretanprodukter. Disse var utelukkende MDI- eller HDI-basert.

Laboratorieansvarlig for polyuretanprodukter hos Jotun opplyser at de ikke har levert TDI-holdig maling til offshorevirksomhet i perioden 1980-2005.

3.1.24.3 Eksponering for toluen diisocyanat

Eventuell eksponering for TDI offshore knyttes først og fremst til påføring av isocyanatholdig maling og termisk dekomponering ved oppvarming av polyuretanbelegg (ved sveising på belegget eller ved bruk av varme metoder som brenning, sliping og kapping).

Generelt om isocyanatmaling

Polyuretan-systemer ble tatt i bruk fra ca. 1980. Isocyanater inngikk i polyuretanmalingen som ble brukt til korrosjonsbeskyttende toppstrøk (vanligvis HDI), som mellomstrøk over gammel maling (vanligvis MDI) og i epoksymaling som ble brukt som grunnstrøk. Isocyanater har rask herdetid og god klimatoleranse under påføring, noe som gjorde disse systemene ideelle i drifts- og vedlikeholdsfasene. Tradisjonelt hadde malingsystemene fra konstruksjonsfasen blitt videreført som vedlikeholdssystemer. Innføring av isocyanatsystemer førte til at det kunne males hele året. Tidligere hadde overflatevedlikehold vært sesongbetont, med stort volum og til dels ufaglært og uerfarent personell. Levetiden økte i forhold til de konvensjonelle systemene noe som også førte til mindre sandblåsing og stillasbygging, samt redusert forbruk av løsemidler og maling over plattformens levetid. Polyuretanmalinger gir en glatt, lett vaskbar overflate. Sandblåsing ble vesentlig redusert fordi isocyanatmalinger kunne males direkte oppå gammel maling av andre typer systemer (vinyl etc.). Mens epoksyprodukter generelt har et behov for temperaturer over 10 grader celsius for å kunne herde, kan polyuretanprodukter herde ved temperaturer ned til frysepunktet (rundt 0°C). I tillegg har polyuretaner den fordel at de kan herde i svært fuktig klima.

Det er som nevnt først og fremst HDI- og MDI-systemer som har blitt brukt offshore, men en overflateoperatør opplyser at det antagelig var større bruk av TDI-holdige systemer i starten enn tilfellet var på slutten av 80-tallet/begynnelsen av 90-tallet. Rundt 1990 brukte de fleste operatørene på norsk sokkel isocyanat-systemer, men anvendelsen avtok utover 90-tallet. Operatørselskapene forbød stoffet etter hvert som man ble mer bevisst de alvorlige helsemessige konsekvensene slike malingsstyper får for arbeiderne (yrkesastma).

På grunn av sitt høye innhold av nitrogen vil polyuretanmalinger være selvslukkende av natur. Polyuretanmalinger besitter en sterkere selvslukkende karakter enn epoksy og andre malingsprodukter, og har blitt brukt mye til passiv brannbeskyttelse, gjerne som toppstrøk på epoksy-basert passiv brannbeskyttelse (Chartek III), eller på varmt produksjonsutstyr.

Arbeid som innebærer anvendelse av polyuretan gjøres av innleid personell offshore.

2. Påføring

Polyuretansystemer er påført både med rulle og ved sprøyting. Ved sprøytemaling dannes små dråper, aerosoler, som kan inhaleres. En malingsaerosol vil være en liten dråpepartikkel der polyolen (basen) utgjør den vesentlige delen som ”pakker” inn prepolymerisatet.

I Røhmyr *et al.* (2002) sin studie ble eksponering under kontrollerte betingelser i kammer målt for rulle- og sprøytepåføring av seks forskjellige isocyanatmalinger (1 TDI-, 1 MDI- og 4 HDI-malinger). For den ene TDI-baserte malingen ble det målt $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved bruk av rulle, og $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved bruk av sprøyte.

For den ene HDI-malingen ble det detektert TDI både ved rulle ($0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og sprøyting ($0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mens det for de andre fire malingstypene ikke ble registrert TDI. Konsentrasjonene av TDI ved bruk av HDI-maling er så lave at monomeren må her anses som forurensing.

Ved målinger i felt under sprøytemaling ble det kun funnet 2.6 TDI ($1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i en av fire prøver. Dette var en HDI-basert maling. Også her kan TDI anses som en forurensing.

Studien konkluderer med at isocyanateksponeringen er høy ved sprøytepåføring. (Røhmyr *et al.*, 2002)

3. Termisk dekomponering av polyuretanbelegg ved fjerning

Ved oppvarming av polyuretanbelegg utvikles både gass og partikler som kan inneholde emner fra tilvirkningen av plasten. I tillegg kan nye stoffer dannes under oppvarmingen. Fjerning av maling ved ulike varme teknikker (brenning, sliping, kapping) og kalde teknikker (meisling, skraping, pussing) utføres av platearbeidere, overflatebehandlere og sveisere. Varme teknikker kan føre til eksponering for termisk dekomponerte produkter.

Målinger gjort på verksted offshore ved fjerning av polyuretanbelegg med vanlig slipeskive, Flap disk eller Clean & Strip disk, samt kutting av rør med kutteskive kunne ikke påvise diisocyanater i luft. Tre prøver ved skjærebrenning ga konsentrasjoner av HDI på henholdsvis 8, 10 og $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$. TDI ble ikke påvist.

Karlsson *et al.* (2000) har vist at ved termisk nedbrytning av polyuretanbelegg i bilverksted dannes TDI som et av mange dekomponeringsprodukter.

3.1.24.4 Oppsummering av eksponering for toluen diisocyanat (TDI)

Polymerisasjon til polyuretanbelegg er en reaksjon mellom diisocyanat- og alkoholgrupper. Polyuretanbasert maling har blitt bruk siden begynnelsen av 80-tallet.

Rundt 1990 var systemet i bruk hos de fleste oljeselskap. Utover 90-tallet har bruken avtatt, og fra 2002 antar vi at polyuretan benyttes minimalt offshore. Det er først og fremst HDI- og MDI-baserte polyuretaner som har blitt benyttet, men informasjon fra intervjurunden kan tyde på at TDI-holdig maling ble brukt på 80-tallet.

1. Påføring

Rømyhr *et al.* (2002) har dokumentert høy eksponering for TDI ved sprøytemaling av TDI-basert maling. Rullepåføring gav lave eksponeringsnivåer i forhold til administrativ norm. Det er overflatebehandlere som først og fremst eksponeres ved påføring. Eventuelt randsonepersonell kan også eksponeres ved sprøytemaling.

2. Termisk dekomponering

Hvis malingsbelegget opprinnelig var TDI-basert kan teknikker for å fjerne malingen (spesielt skjærebrenning) føre til eksponering for diisocyanat. Platearbeidere, overflatebehandlere og sveisere kan eksponeres. I tillegg kan randsonepersonell eksponeres.

Andre

3.1.25 Formaldehyd (IARC-gruppe 1)

3.1.25.1 Generell informasjon

CAS-Nr.: 50-00-0
(Arbeidstilsynet, 2005)

Administrativ norm offshore (12-timers-arbeidsdag): 0.36 mg/m³ (takverdi: 1.2 mg/m³)
(Arbeidstilsynet, 2005)

Formaldehyd (CH₂O) produseres ved katalytisk oksidasjon av metanol. Stoffet er en gass ved romtemperatur, men brukes mest i vandig løsning med tilsetning av metanol som stabilisator (formalin). Væsken brukes i syntetiske harpikser som inngår i ulike malings- og lakktyper, og i produksjon av lim for fremstilling av sponplater, finér og kryssfinér. Det er mye brukt i kjemisk industri der stoffet inngår i fremstilling av blant annet avfettingsprodukter, fargestoffer, eksplosiver og legemidler. Stoffets antimikrobielle og soppdrepende egenskaper utnyttes i desinfeksjonsmidler. Formaldehyd er et velkjent konserveringsmiddel og brukes ved overflatebehandling av tekstiler (Moen *et al.*, 2003).

Det er vist både via dyreforsøk og epidemiologiske studier at formaldehyd er kreftfremkallende (IARC, *in preparation b*).

3.1.25.2 Informasjon om formaldehydholdige produkter fra ulike kilder

Fra heftet "Kjemikalier i petroleumsindustrien" fra 1984 er følgende produkt oppgitt å inneholde 5-10 vekt% formaldehyd: Resinex pulver.

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet i 1990 til operatørselskaper om å oppgi produkter som inneholdt kreftfremkallende stoffer ble følgende produkttyper oppgitt: Biocider/bactericid/mikrobiocid, desinfiseringsmiddel, fremkallingsvæske (foto), i korrosjonsinhibitor for HCl og HF-syrer, og 0.1% i produktet Barium 500 mg/l.

Formaldehyd er registrert i følgende produkter i Chess Pride databasen, april 2003: biocid (Dyno MB 5041: 10-30%; Dyno MB 548: 10-25%) og laboratoriekjemikalium (Formaldehydløsning 35%).

Fra produktdatablader:

Dyno MB-5041: biocid i vanninjeksjonssystemet og olje/gass-systemet. Inneholder formaldehyd (oljeselskap, 1999)

Dyno MB 541, Corexit 8841 og Corexit 4099 er biocider som inneholder formaldehyd, og som har vært/var aktuelle for et oljefelt i 1989 (oljeselskap, 1989).

SOC 5245 og SOC 5500 inneholder formaldehyd (oljeselskap, 1999).

3.1.25.3 Eksposering for formaldehyd

Biocid - prosess

I råoljestrømmen finner man en blanding av olje, vann, gass og kondensat som sammen med høy temperatur kan gi gode vekstvilkår for mikroorganismer. Mikrobene formerer seg i skilleflaten mellom vann og olje, og danner avfallsstoffer som blir til slam som igjen kan gi rusttæring på prosessutstyr. Dette fører til at det sprøytes mye biocider (sopp og bakteriedrepende midler) inn i prosessutstyret for råoljestrømmen og produsert vann for å hindre vekst. Biocidet går i lukkede systemer fra tank. Biocidtanken har gjerne vært plassert i kjemikaliepakken / kjemikalierom / lagersted. Formaldehyd brukes sammen med glutaraldehyd som biocid ved spesielle operasjoner som for eksempel ved sending av batch/pille gjennom lange rørledninger for å hindre oppgroing. Formaldehyd er mer effektivt enn glutaraldehyd, antagelig fordi stoffet er mer overflateaktivt. Operatører som har utført vedlikehold i kjemikaliepakken eller tilsvarende kan ha blitt eksponert for søl av formaldehyd ved bytting av slanger, filter etc. tilknyttet biocidtanken. Åpning av pumper, kalibrering av injeksjonspumper, påfyll fra transporttank til biocidtank eller injisering av biocid til vanninjeksjonssystemet kan føre til eksponering for biocidsøl. Flere selskaper har oppgitt at operatører har blitt akutt syke etter eksponering for biocid i prosessanlegg. I tillegg til aldehyder er kvartære aminer og THPS (Tetrakis(hydroksymetyl)fosfonium sulfat) brukt som biocider offshore.

Arbeid med påfylling av biocid i forbindelse med vanninjeksjon på en fast installasjon (1999) ga eksponering for operatører på 18-20% av administrativ norm. Et oljeselskap rapporterte i 2000 om 6 personbårne og stasjonære målinger ved arbeid på biocidanlegg som var i området 0.20-0.53 mg/m³ (se Vedlegg 5).

Biocid - boring

I boring fungerer biocider som beredskapskjemikalier ved bruk av vannbasert borevæske fordi denne danner grobunn for bakterievekst, spesielt hvis borevæskens blir stående i borehullet. Selskapene vi har vært i kontakt med opplyser at det er glutaraldehyd som har blitt brukt ved boring. Biocidet har tildels blitt tilsatt via lukkede systemer, men også tilsatt direkte fra kanne og ned i pit. Slumsing med biocidet kan ha ført til både hud- og inhalasjonseksponering. Lukkede systemer eller tilsatt via flyttbare, manuelle pumper har blitt mer vanlig det siste tiåret. Mengden biocid brukt ved boring er minimal sammenlignet med bruk i prosess.

Biocid – i kjølevann

Biocider har blitt brukt i kjølevannet til dieselmotorer sammen med skumdempere og korrosjonshemmere. Vannet har blitt kontrollert en gang i uken ved at prøve er tappet på reagensglass, og dette har blitt analysert. Hvis det har vært behov for påfyll opplyser et firma at kjemikalierne har blitt blandet til i bøtte, fortynnet med vann, og helt via trakt ned i tanken. Til en tank på 4-5 m³ gikk det med 1-2 pøser kjemikalieblanding. Innblanding av kjemikalier ble gjort ca 2. hver måned og tok 10 minutter. Vi antar at det som for boring kan ha vært potensiale for eksponering til hud og lunger, men at type biocid i bruk er ukjent.

Biocid – i diesel

Vann i diesel gir gode vekstbetingelser for mikrober. Vekst av slike såkalte dieseldyr i diesel vil gi slam som kan gi driftsforstyrrelser som tette filtre, defekte brennstoffventiler, redusert effekt og motorstopp. Hvilken type biocid som tilsettes diesel er ukjent.

Isolasjonsmateriale

Et firma opplyste at det tidligere hadde vært brukt ureaformaldehyd som isolasjonsmateriale. Ved oppvarming kan dette spaltes i isocyanatsyre, formaldehyd og andre aldehyder, noe som har ført til at dette isolasjonsmaterialet er byttet ut. Det antas lav eksponering for formaldehyd fra denne kilden.

Eksponering fra litteratur

Korttids eksponering på >3 ppm har blitt rapportert å finne sted for patologer, balsamerere og papirarbeidere (IARC, *in preparation* b).

3.1.25.4 Oppsummering av eksponering for formaldehyd

Eksponering for formaldehyd

Det er i hovedsak glutaraldehyd (som ikke er klassifisert som kreftfremkallende) som har vært brukt ved boring, i kjølevann og i diesel.

Formaldehyd antas å ha vært brukt sammen med glutaraldehyd for å hindre oppvekst av bakterier i prosessrør og i forbindelse med injeksjon av produsert vann. Tilsats til råoljestrømmen skjer fra biocidtank i lukkede rør. Søl kan ha forekommet i forbindelse med påfyll til biocidtank fra transporttank og ved injisering til vanninjiseringsystemet. Eksponering for biocidsøl kan ha skjedd ved vedlikehold på biocidtank.

16 yrkeshygieneiske luftmålinger viser resultater fra 0.05 til 0.53 mg/m³ (GM=0.13 mg/m³) formaldehyd ved arbeid/opphold i nærheten av biocidtanker. Det er særlig prosessoperatører og dekkarbeidere som har potensiale for eksponering for formaldehyd, men også andre vedlikeholdsyrker i prosessområdene som instrumenttekniker, mekaniker og elektriker kan eksponeres.

Formaldehyd er fra ca. år 2002 trolig erstattet av andre typer biocider.

3.1.26 Passiv røyking (IARC-gruppe 1)

3.1.26.1 Generell informasjon

Ufrivillig eller passiv røyking er å puste inn luft som er forurenset av tobakksrøyk. Tobakksrøyk består av en gass- og en partikkelfase (IARC, 2002c). Mange av de farligste stoffene i tobakksrøyken forekommer i høye konsentrasjoner både i røyken som inhaleres (hovedstrømsrøyken), og i den som siver ut i omgivelsene fra den brennende sigaretten eller lignende (sidestrømsrøyken). Fordi forbrenningen ikke skjer ved samme temperatur, er det store forskjeller på sammensetningen av de ulike kjemiske stoffene i hovedstrømsrøyk og sidestrømsrøyk. Konsentrasjonen av de mest helsefarlige stoffene er høyere i sidestrømsrøyken. Det er den man utsettes for ved passiv røyking (SHDIR, 2005). Karsinogener som finnes i luft forurenset av tobakksrøyk er blant mange andre benzen, 1,3-butadien, benzo [a]pyren og 4-(metylnitrosamino)-1-(3-pyridyl)-1-butanon (IARC, 2002c).

3.1.26.2 Eksponering for passiv røyking (inkludert oppsummering)

På grunn av brannfare har det alltid vært forbudt å røyke i uteområdene på plattformer. Tidligere var det imidlertid lov å røyke overalt inne i boligkvarterene, noe som førte til at forpleiningsansatte kunne være utsatt for tobakksrøyk hele arbeidsskiftet. Nå er det innført adskilte røykerom i boligdelene, og røyke/pauserom ved ulike arbeidsstasjoner på resten av plattformen. Kvaliteten på ventilasjonen og utforming av røykerommene varierer mye. Noen har såkalt styrt ventilasjon slik at røykere og ikke-røykere kan sitte i samme rom, på adskilte steder uten at røyken er til sjenanse for de som ikke ønsker det. Det har også blitt forbudt å røyke på lugarene på enkelte plattformer.

Lovverk

Milepæler i Lov om vern mot tobakksskader (røykeloven)

1988 Røykfrie fellesarealer ble innført.

1995 Forbud mot røyking i åpne restauranter.

1998 Kun tillatt å røyke på halvparten av bordene på restauranter og andre spisesteder.

2004 Røykfrie serveringssteder fra 1.juni.

Oppsummering

Innføring av adskilte røykerom har vært varierende både med hensyn til når dette har skjedd, utforming av rommene og kvaliteten på ventilasjon. Forpleinings- og kjøkken/serverings- ansatte har hatt størst eksponering for tobakksrøyk, men den har også for alle andre vært generelt høy frem til innføring av røykeforbud på fellesarealer i 1988. Røyking er fra 2002-03 kun tillatt på dedikerte røykerom.

3.1.27 Yrkeseksponering for malere (IARC-gruppe 1)

3.1.27.1 Generell informasjon

Det finnes tusenvis av kjemiske forbindelser i form av pigmenter, fyllstoffer, løsemidler og additiver i malingsprodukter. Malere eksponeres i sitt arbeid via blant annet inhalasjon av løsemidler og andre flyktige komponenter. Ved spraypåføring kan også inhalasjon av mindre flyktige komponenter skje. Malere kan også eksponeres for andre helsefarlige komponenter fra kollegers arbeid.

De mest vanlige løsemidlene er petroleumsløsemidler, toluen, xylen, ketoner, alkoholer, estere eller glykolestere, mens klorerte hydrokarboner brukes i malingsfjernere, og er sjelden brukt i maling. Benzen ble tidligere brukt som et løsemiddel. Titandioksid, krom og jernforbindelser brukes i stor grad som pigmenter i maling, mens det tidligere også var vanlig å benytte bly. Asbest har blitt brukt som fyllstoff i maling. Eksponering for silika kan finne sted ved fjerning av maling ved hjelp av sandblåsing (IARC, 1989b).

3.1.27.2 Eksponeringssituasjoner for malere

1. Malingssystemer brukt på norske offshoreinstallasjoner

Spesifikasjoner

På slutten av 70-tallet ble det (i hvert fall for ett oljeselskap) etablert spesifikasjon for overflatesystemer som kunne brukes offshore.

NORSOK standard M501 (Standards Norway, 2004) beskriver de systemene som er tillatt brukt i dag i norsk offshoreindustri. Det er totalt 9 systemer som kan brukes ved overflatebehandling og brannbeskyttelse.

Malingssystemer gjennom tidene

Vinyl – mellom- og toppstrøk

Vinylprodukter har tørrstoffinnhold på 30-45 volum%, og tørker ved at løsningsmiddelet avdamper. Bindemiddelet vinyl er syntetisk fremstilt og kan være forskjellige kopolymerer av polyvinylklorid ($\text{CH}_2=\text{CHCl}$ (PVC)). Vinylsystemer krever to mellomstrøk og et toppstrøk. Vinylbaserte systemer dominerte på 70-tallet. Epoksybasert maling overtok på 80-tallet, men vinyl er fremdeles i bruk.

Polyester

Polyestermaling består av umettet polyesterbindemiddel som er løst i styren eller metylstyren (vinyltoluen). Herdeprosessen som er en reaksjon mellom den aromatiske vinylgruppen og polyesteren skjer ved tilsetning av akseleratorer og peroksid.

Alkyd –grunning, mellom- og toppstrøk

Bindemiddelet i alkydmalinger herder ved kontakt med oksygen i luft. Bindemiddelet blir fremstilt ved en reaksjon mellom syre, alkohol og olje.

Alkydsystemer var i bruk på 70-tallet, men ble erstattet av epoksy på 80-tallet.

Sink - grunning

Sinkprodukter har lavere løsemiddelinnhold enn vinylprodukter. Sinksilikat ble brukt som grunner (primer) på 70-tallet, men ble på 80-tallet erstattet av sinkepoksy. Sinketylsilikat er et uorganisk belegg hvor sinkpulver og bindemiddel etylsilikat blandes i løsningsmiddel like før påføring. Belegget herder i kontakt med vann og fuktighet i luft.

Epoksy

Epoksyplast er herdeplast som er produsert ved hjelp av reaktive epoksygrupper. Disse fremstilles gjennom flere ledd, der det første består i fremstilling av såkalt epoksyharpiks, som består av relativt korte molekyler med OH-grupper og epoksygrupper i endene. Det vanligste råstoffet for epoksyharpiks er epiklorhydrin og bisfenol A, som reagerer og danner diglycidyleter-bisfenyl-A (DGBA) med molekylvekt 340. Harpiksene reagerer så med hverandre og danner høymolekylær epoksyplast. Epoksyharpiks markedsføres gjerne som to-komponentsystemer, der den ene komponenten inneholder epoksyharpiks, mens den andre består av en herder (vanligvis polyaminer, polyamider, polyamidoaminer, tioler eller isocyanater). Umiddelbart før bruk blandes komponentene og polymeriseringen begynner. Det er mistanke om at selve epoksidringen samt tilsetningsstoffer kan ha kreftfremkallende egenskaper. Det er særlig mistanke om at herdere (aromatiske aminer) kan føre til kreftutvikling (Moen *et al.*, 2003).

Epoksybaserte systemer ble benyttet noe på 70-tallet, men bruken skjøt først fart da blant annet amerikanske Carboline kom med epoksybaserte systemer rundt 1980. I starten var tørrstoffinnholdet på 50-60%. Produktutvikling førte raskt til et innhold på 85-90% fra midten av 80-tallet, til i dag da man har såkalt løsemiddelfrie/-fattige epoksyer med tørrstoff over 90%.

Rundt midten av 90-tallet ble det første feltet bygd ut der hovedmalingsystemet var basert på epoksy og diaminherder.

Polyuretan

(Polyuretansystemer er beskrevet under kapittelet om toluen diisocyanat).

Polyuretansystemer har blitt brukt i perioden 1980-2002 i ulik grad fra selskap til selskap.

Blykromat - toppstrøk

Fra intervjurunden har vi opplysninger fra oljeselskaper om at blykromatholdig maling ble brukt til toppstrøk frem til midten av 80-tallet. Et boreriggsselskap opplyser at blykromatmaling har blitt brukt frem til 1995/6. Rundt 1990 satte Oljedirektoratet søkelys på bly i maling offshore, og det ble i forskrift for systematisk oppfølging av arbeidsmiljø i petroleumsindustrien (1995) anbefalt å unngå blyforbindelser. Blykromat ble tatt ut av spesifikasjon (NORSOK standard) i 1999 (NTS, 1999).

Blykromatbelegg kan inneholde inntil 10% bly og utgjør derfor en fare for arbeidsmiljøforurensing ved fjerning med metoder med sandblåsing, nålepikking, sliping, samt ved håndtering av blyholdig malingsstøv.

Kromater – grunning og toppstrøk

Bly- og sinkkromat har blitt brukt i toppsjikt, mens kadmium- og strontiumkromat har blitt brukt som primere. Kromatholdig maling ble stort sett faset ut i perioden 1984-89.

Tjæreepoksy – innvendig i tanker

Tjæreepoksy ble tatt ut av bruk rundt 1990 offshore. Malingssystemet har vært brukt i områder med stor fare for korrosjon som f.eks. plattformskaft, men også inne i tanker (påført med sprøyte).

Passiv brannbeskyttelse av stålkonstruksjoner

Frem til ca 1993 var det vanligst å bruke sementbasert passiv brannbeskyttelse. Etter dette har brannbeskyttelsen i hovedsak vært epoksy- eller isocyanatbasert. Til å rulle utenpå sementbasert passiv brannbeskyttelse ble diklormetan brukt frem til 1993. Asbest har vært brukt i passiv brannbeskyttelse frem til 1985. I årene 1985-1993 var sementbasert passiv brannbeskyttelse asbestfri.

Eksempel på systemer brukt på ulike steder/områder ved bygging av plattform siste halvdel av 70-tallet

Utvendige flater

Primer: sinksilikat

Mellomstrøk og toppstrøk: vinyl

Innvendige flater

Primer: alkydbase

Mellom- og toppstrøk: alkyd (Pilot I og II fra Jotun)

Varme flater

Primer: sinksilikat

Toppstrøk: aluminiumsilikon

Innvendig drikkevannstanker

Tjæreepoksy

Dekksbelegg

Primer: sinksilikat

Tidevannsområder

Primer og toppstrøk: epoksy

2. Metoder for påføring av maling

Sprøytemaling, rull og pensel brukes til å påføre maling offshore. Det antas at sprøytemaling gir høy eksponering for malingsaerosoler.

3. Metoder for fjerning av maling

Kalde metoder som sliping, nålepikking etc. skal foretrekkes ved fjerning av malingsbelegg i dag.

Sandblåsing som metode for å fjerne maling og rust har blitt brukt til anslagsvis 95% av alt fjerningsarbeid frem til 1995. Sanden gir fare for gnister og kan gi skade på roterende utstyr, samt forurene ventilasjonsanlegg.

”Vannjetting” har tatt over som metode for sandblåsing.

Brenning er en effektiv måte å fjerne maling på, men fører til høyt eksponeringspotensiale.

4. Annet

Løsemidler har blitt mye brukt til rengjøring av koster etc., men også til hudvask (på 70-tallet).

Det kan samles mye støv fra overflatebehandling på stillaser.

Flere boreselskap med egne rigger opplyser at roustabouten gjør mange små malingsjobber om sommeren. Et boreselskap opplyser at deres egne operatører har forbud mot å male med to-komponentmaling, og leier inn overflatebehandlere til det. Flytende rigger overhales hvert 5. år. Overhalingen skjer ved hjelp av landbasert industri (riggene trekkes inn til kysten).

På 70-tallet var operatørene mer spesialiserte: faste blåsere, riggere, operatører til å fylle på sand, sprøytemalere osv. I dag skal en overflatebehandler med fagbrev kunne utføre alle oppgaver. Generelt brukes 55% av tiden på en flate til blåserensing og rengjøring, resten til maling.

3.1.27.3 Oppsummering av eksponering for malere

Malere har en kompleks eksponering for kjemiske stoffer i sitt arbeid. De har blitt utsatt for en rekke potensielt kreftfremkallende stoffer.

Yrkeskategorier som utfører flikkearbeid, særlig dekksarbeider, men også maskinister og mekanikere, har også eksponisjon som malere.

Malere kan blant annet ha blitt eksponeres for følgende kreftfremkallende agens som er beskrevet tidligere i rapporten:

Asbest (passiv brannbeskyttelse)

Krystallinsk silika (sandblåsing)

Blykromat (ved fjerning og påføring)

Trikloretylen (i malingsprodukter)

Diklormetan (for å jevne ut passiv brannbeskyttelse)

Formaldehyd (tilsatt noen malingsprodukter)

Tjære (steinkulltjære i tjærepoksy)

Toluen diisocyanat (lav sannsynlighet da HDI- og MDI-systemer har dominert offshore)

På 70-tallet dominerte vinyl-, sink- og alkydsystemer. Epoksy overtok på 80-tallet. Polyuretansystemer har blitt brukt i perioden 1980-2002. Kromat som pigment ble faset ut i perioden 1988-95.

Asbest har vært brukt i passiv brannbeskyttelse frem til desember 1984. Diklormetan har blitt brukt til å jevne ut sementbasert brannbeskyttelse i perioden fra ca. 1980 frem til 1993.

3.1.28 Hydrazin (IARC-gruppe 2B)

3.1.28.1 Generell informasjon

Cas-nr. 302-01-2
(IARC, 1999a)

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag): 0.006 mg/m³
(Arbeidstilsynet, 2005)

Ammoniakk (NH₃) eller urea er råstoff ved fremstilling av hydrazin (H₂NNH₂). Hydrazin er en fargeløs, lettflyktig, oljeaktig væske med ammoniakklukt. Stoffet er et meget sterkt reduksjonsmiddel og benyttes derfor som mellomprodukter i en rekke organiske synteser, blant annet i fotoprosesser, metallurgiske prosesser og som antikorrosjonsmidler. Hydraziner er svært flyktige forbindelser med høyt energiinnhold og benyttes derfor som drivstoff (særlig rakettdrivstoff samt reservedrivstoff på militære jettfly). Hydraziner virker lokalirriterende og absorberes lett via alle administrasjonsveier (IARC, 1999a). Arbeidere i industri som bruker dampkjeler er potensielt eksponert for relativt fortynnede løsninger av hydrazin (IPCS, 1987).

3.1.28.2 Informasjon om produkter fra ulike kilder

Fra heftet "Kjemikalier i petroleumsindustrien" fra 1984 er følgende produkter oppgitt å inneholde hydrazin: ABK-100 og X-Corr (1-5% hydrazin).

Ved henvendelse fra Oljedirektoratet til oljeselskapene i 1990 om å liste produkter med kreftfremkallende komponenter oppgis hydrazin å finnes i et tilsetningsstoff i boreslam (Brinox) og som korrosjonsinhibitor (Ancopack).

Et notat fra 2000 opplyser at det i en kjele på en fast installasjon har vært brukt Levoksin 15 (15% Hydrazin, 1% Hydrokinon (katalysator), resten vann).

3.1.28.3 Eksponering for hydrazin (inkluderer oppsummering)

(Damp)kjeler brukes for å varme opp vann til damp under kontrollerte betingelser. Dampen nyttes som varmeoverføringsmedium i mange ulike industrier. For å hindre korrosjon er det viktig å unngå oksygen i kjelene. Det meste av oksygenet fjernes ved trykkavlastning, mens restoksygenet fjernes med en oksygenbinder. Fra 50-tallet og opp til midten av 80-tallet var fortynnede hydrazin-løsninger enerådende som oksygenbinder. Rundt 1985 ble det solgt 50 tonn hydrazinløsning i Norge. Ved utgangen av tiåret hadde salget stupt til nærmere null som følge av at industrien fant antatt mindre toksiske erstatningskjemikalier.

Oksygenbindemiddel tilsettes kontinuerlig til dampkjeler fra doseringstanker ved hjelp av doseringspumper. Tankene må etterfylles 1-4 ganger per måned. Middelet

overføres fra fat eller kanner, og det er i denne arbeidsoperasjonen en eventuell eksponering kan skje. Åpnet fat/kanne samt søl kan føre til at stoffet kommer ut i arbeidsatmosfæren og/eller fører til hudeksponering.

Hydrazin brytes hurtig ned, i tillegg skjer en ytterligere fortynning i kjelen. Det antas derfor at eksponering som følge av damplekkasjer er ubetydelig.

Oppsummering

Maskinister kan ha blitt eksponert for hydrazin (via hud eller innånding) ved fylling av hydrazinløsnings-doseringstank 1-4 ganger per måned i perioden 1970-1990. Det antas at eksponeringen har vært lav.

3.1.29 Sveiserøyk og -gasser (IARC-gruppe 2B)

3.1.29.1 Generell informasjon

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag) for sveiserøyk (uspesifisert): 3 mg/m^3
(Sveiserøyk/metallrøyk inneholder ulike stoffer. I tillegg til normen for sveiserøyk (uspesifisert) skal normene for de enkelte stoffene i sveiserøyken overholdes).

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag) for nikkel og nikkelforbindelser (beregnet som Ni): 0.03 mg/m^3

Administrativ norm offshore (12-timers arbeidsdag) for kromsyre og kromater (beregnet som Cr): 0.012 mg/m^3
(Arbeidstilsynet, 2005)

Sveising er en prosess der emner av samme eller ulike grunnmaterialer sammenføres ved at et bindemiddel – elektrode eller sveisetråd – smeltes sammen med grunnmaterialet og sveiser delene sammen. Ved sveising varmes grunnmaterialet og elektroden til temperaturer som overstiger smeltepunktet til metallene. Det blir dermed dannet metalledamp som oksideres og kondenseres. Tilstedeværelse av ulike metaller og andre stoffer med ulike kokepunkter og kjemiske egenskaper, medfører at den endelige sammensetning av sveiserøyken er vanskelig å vurdere. Sveiserøykens innhold av partikler og gasser er avhengig av flere parametre: sveisemetode, elektrodetype, beskyttelsesgass, grunnmateriale, overflatebehandling og sveisestrøm/-spenning (Moen *et al.*, 2003).

Røyk fra sveising på rustfritt stål og andre legeringer inneholder nikkelforbindelser samt krom(III) og -(VI)-komponenter. Sveising på malte overflater kan gi eksponering for en rekke organiske komponenter dannet ved pyrolyse.

Det er begrenset bevis (eng. *limited evidence*) for at sveiserøyk og -gasser er karsinogene for mennesker. Det er heller ikke adekvate bevis for at sveiserøyk er kreftfremkallende for dyr (IARC, 1990).

3.1.29.2 Eksponering ved sveising

1. Sveiserøyk og -gass

Sveisemetoder

De fleste sveisemetoder brukes offshore, men TIG (Tungsten (Wolfram) Inert Gas) dominerer. Man sveiser både på rustfritt og svart stål, mens rekkverk og lignende i aluminium ofte prefabrikeres slik at de kan monteres uten bruk av sveising, det vil si boltes eller skrues på plass. Gassveising med acetylen og oksygen brukes ikke offshore.

Det ble under intervjurunden opplyst at det på 70-tallet for det meste ble pannesveist på svart stål - gjerne uten bruk av friskluftsutstyr og punktavsug. De siste 20 årene har det blitt mer og mer vanlig å sveise på rustfritt stål. Rustfri pannesveising fører til mye røykdannelse, og har derfor ført til at mindre røykdannende metoder som TIG og MIG/MAG (Metal Inert Gas/Metal Active Gas) har tatt over. Det opplyses at TIG også utvikler noe røyk og gass, og at friskluftsutstyr er anbefalt brukt også ved denne metoden.

Sveisemetodene på svart stål generer mye røyk. Ved overgang mellom svart og hvitt stål brukes overgangelektroder som inneholder mye nikkel.

Eksponeringslitteratur (se Vedlegg 4)

Sveising med MMA på rustfritt stål gir høyere eksponering (aritmetisk gjennomsnitt over norm) og høyere blodnivåer av seksverdig krom enn MIG og TIG (Edmé *et al.*, 1997). Tilsvarende metoder på svart/bløtt stål (eng. *mild steel*) gav svært lave Cr(VI)-verdier. Gjennomsnittseksponeringer tre ganger over administrativ norm er også vist ved rustfri sveising i tankskip i Norge ved MMA-metode (Karlsen *et al.*, 1994). I samme artikkel ble det rapportert noe lavere Cr(VI)-eksponeringer i offshore-modul og i mekanisk verksted. Sliping av rustfritt stål gav lave Cr(VI)-eksponeringer. I en annen norsk studie (Stridsklev *et al.*, 2004) gav rustfri sveising med FCW metode også en økt blodverdi av seksverdig krom. I denne studien var snittverdien var luftprøvene av Cr(+VI) rundt norm.

Studier av Karlsen *et al.* (1994), van der Wal (1985 og 1990), Edmé *et al.* (1997) og Stridsklev *et al.* (2004) har alle målt nikkeleksponering ved sveising på rustfritt materiale med forskjellige sveisemetoder. Alle studiene inkluderer resultater som overstiger administrativ norm offshore - noen målte til dels svært høy eksponering for nikkel (se Vedlegg 4).

Eksponering for sveiserøyk og –gass på flyttbare borerigger

Fra et boreselskap med egne rigger opplyses det at sveiserne jobber 50/50 på sveiseverksted og ute på plattformen. En annen borekontraktør opplyser at de har ansatt egne sveisere som bruker maksimalt 25% av arbeidstiden til rene sveiseoppgaver. Mekanisk- og sveiseverksted kan være slått sammen på flyterigger, slik at mekanikerne også eksponeres for sveiserøyk. Borekontraktørene med egne flyterigger opplyser at deres sveisere vedlikeholder rør, tetter lekkasjer og gjør utbedringer, samt at det er lite sveising på rustfritt stål.

8-timers personbårne prøver av sveisere samt stasjonære prøver i sveiseverksted på fire flytende borerigger viste svært lave eksponeringer for nikkel og krom. Det ble ikke rapportert hvilken sveisemetode som var i bruk, eller hva slags metall det ble sveiset/slipt/kuttet på. De lave verdiene kan tyde på at det ikke har vært arbeidet med rustfritt stål (se Vedlegg 5).

Eksponering for sveiserøyk og –gass på faste installasjoner

Et oljeproduksjonsselskap opplyser at det sveises mye på rustfrie komponenter, småting, inne på sveiseverksted, og at det er lite sveising ute. Et annet oljeselskap har generelt forbud mot sveising ute på installasjonene bortsett fra ved revisjonsstans, mens mindre oppgaver utføres i eget sveiseverksted. Sveiserne lager også litt verktøy.

Korttids- og langtidsmålinger fra et sveiseverksted på en fast installasjon viser høy eksponering for krom og nikkel. Det ble opplyst i rapporten at det hadde vært

pinnesveising på rustfritt og galvanisert stål med og uten ventilasjon. Sveiseren hadde ikke brukt friskluftsutstyr. Uten ventilasjon ble det registrert svært høye nivåer av krom og nikkel ved sveising på rustfritt materiale (se Vedlegg 5).

Av sikkerhetsgrunner må sveiserne bygge habitater/telt ved sveising ute på produksjonsplattformer i drift. Eksponeringen inne i teltet er antagelig høy.

På grunn av brann og eksplosjonsfare ønsker man minst mulig varmt arbeid på plattformer som produserer olje og gass. For å kunne gjennomføre større vedlikeholds- og rengjøringsoppgaver stenges derfor produksjonen i ca. 14 dager hvert 2. til 3. år. Ved slike revisjonsstanser utføres også de største sveiseoppgavene. Stillasarbeidere, malere, rørleggere, sveisere etc. går fra den ene nedstengningsjobben til den andre. Det antas potensiell eksponering for en rekke karsinogener ved nedstengninger.

Hverdag offshore – vernetiltak/verneutstyr

Sveisere er som oftest ansatt i kontraktørselskaper. De kan enten jobbe fast på vedlikeholdskontrakter offshore, eller være ansatt på kampanjer, f.eks. i forbindelse med revisjonsstanser. Skiftene offshore kan variere fra turer uten sveising til turer der det sveises hele tiden. Oppgavene er renere og mer varierte offshore enn på land. Mye av arbeidsdagene går med til hogging, skruing, bolting og boring. Omlag 20% av offhorearbeidsdagen brukes til rene sveiseoppgaver. Vernetiltak og venting fyller mye av arbeidstiden. En sveiser offshore vil også utføre en rekke oppgaver som ikke er naturlig for ham/henne å gjøre på land, blant annet å fungere som hjelpearbeider for rørleggere og platearbeidere.

Andre jobbkatogrier som kan eksponeres for sveiserøyk og -gass

Platearbeidere, rørleggere, mekanikere og andre vedlikeholdsoperatører som jobber i sveiserens randsoner eksponeres også for sveiserøyk og gass, og bruker oftest ikke verneutstyr.

2. Sveising på malte flater

Et selskap opplyser at det er retningslinjer for å fjerne maling før varmt arbeid, men at disse ikke alltid blir fulgt. Sveising på malte flater kan føre til frigivelse av f.eks. pigmenter som bly og krom(VI) fra blykromatholdig maling og toluen diisocyanat fra isocyanatbelegg, alt avhengig hvilken type overflatebehandling som er gjort.

Karlsson *et al.* (2000) har vist at ved termisk nedbrytning av polyuretanbelegg i bilverksted dannes TDI som et av mange dekomponeringsprodukter. Det er først og fremst HDI- og MDI-systemer som har blitt brukt offshore. Vi vurderer at eksponering av TDI fra termisk dekomponering med stor sannsynlighet ikke har bidratt signifikant til eksponeringsbildet av kreftfremkallende stoffer offshore (se forøvrig også kapittelet om toluen diisocyanat).

Når det gjelder frigivelse av bly og krom fra blykromatmalte flater, har van der Wal (1990) funnet et blyinnhold i luft på 0.08 (0.02-0.11) mg/m³, mens Cr(+VI) nivåene var under deteksjonsgrensen (<0.002 mg/m³) ved skjærebrenning på malt, svart stål. Administrativ norm offshore for bly i luft (støv og røyk, beregnet som Pb) er 0.03 mg/m³, mens den for blykromat er 0.012 mg/m³ (beregnet som kromat).

Sammenlignet med administrativ norm for bly, var nivåene van der Wal fant for blyeksponering svært høye.

3. Asbest

Inntil midten av 80-tallet kan sveisere, platearbeidere og isolatører ha blitt eksponert for asbest ved vedlikeholds og driftsoppgaver. Fra 1985 og utover kan sveisere ha blitt eksponert for asbest fra pakninger/isolasjon i maskiner og brannisolasjon i installasjoner bygget før 1985.

Se også eget kapittel om asbest.

3.1.29.3 Oppsummering av eksponering for sveisegass/røyk

Det sveises i dag mye på rustfritt stål offshore, spesielt på produksjonsplattformer. På borerigger vil sveisehverdagen være mer preget av sveising på svart stål. Sveising på rustfritt stål kan avgi krom- og nikkelholdig røyk som overstiger administrative normer for de respektive stoffene. På 70-tallet dominerte sveising på svart stål. Svart stål inneholder lite nikkel og krom, og det antas derfor at eksponeringen fra disse metallene er svært lav ved sveising på dette materialet.

Sveising på flater malt med blykromatholdig maling (f.eks. blymønje) fører til høye konsentrasjoner av bly i pusteluft.

Sveising spesielt i tiden før 1985, men også i mindre grad frem til 1995, kan ha ført til eksponering for asbest. På installasjoner bygget før 1985 kan sveisere i årene etter 1984 ha blitt eksponert for asbest ved arbeid med eller i nærheten av asbestisolerte maskiner og brannisolasjon på stål (sementbasert) eller i boligmodul (takplater etc.).

Randsonepersonell til sveising vil også være eksponert for sveisegass/røyk. Svært mye sveising foregår ved nedstengninger (pågår 14 dager hvert 2. til 3. år). Det antas at gjennomsnittseksponering for sveisegass/røyk er atskillig høyere ved nedstengninger enn ved vanlig drift.

3.2 Jobb-eksponerings-matriser

Jobb-eksponerings-matriser er laget for utvalgte stoffer på grunnlag av åtte eksperters vurderinger etter gjennomgang av dokumentasjon gitt i kapittel 3.1. Metode for gjennomføring er gitt i kapittel 2.

I tabellene nedenfor er antatt eksponering for ulike kreftfremkallende og helsefarlige stoffer gitt for hver yrkeskategori.

Tegn	Forklaring	Grunnlag for fastsettelse
3	Det er sannsynlig at en viss andel av arbeidstakerne var eksponert. Denne/disse yrkeskategorien/e antas å ha høyest relative eksponering for den aktuelle faktor blant yrkeskategoriene som har sannsynlig eksponering.	Basert på konsensusdiskusjon og høy relativ rangering. Median av relativ eksponering bestemt ved opptelling av individuelle ekspertervar.
2	Det er sannsynlig at en viss andel av arbeidstakerne var eksponert.	Basert på konsensusdiskusjon mellom ekspertene og lavere relativ eksponering enn de som er angitt med tegn 3.
1	Det er mulig at enkelte arbeidstakere var eksponert, men sannsynligheten er lav.	Fire eller flere eksperter hadde svart at det er mulig eller sannsynlig at enkelte arbeidstakere har vært eksponert, det vil si blant de agensene som ikke fikk sum 2 ved konsensus.
*	Eksponering ligger mellom 1/3 og 1/1 av dagens administrative norm. (For alle ruter med sannsynlighet 1, 2 eller 3 uten asterisk gjelder at eksponeringen over tiåret/tidsintervallet har vært under 1/3 av dagens administrative norm).	Median av semikvantitativ vurdering bestemt etter opptelling av ekspertervar.
	Tomme ruter = usannsynlig eksponering.	

Boring- og brønnvedlikehold

	Tidsperiode	Asbest	Resp. kryst. silika	Uorg. bly	Benzen	Råolje – hud	Diesel-eksos	Mineralolje – hud	Mineralolje – innånding	Klorerte avfett. - midler ^g	Ioniserende stråling	Formaldehyd
Boredekk-arbeider	1970-79	2	1	2		1	1	2	1	2		
	1980-89	2 ^a	1	2	1	1	1	2 ^f	2 ^f	2		
	1990-99	1	1	2 ^d		1	1	2	2	1		
	2000-05		1	1		1		2	2			
Boreslams-arbeider	1970-79	1	1			1	1	2	1	2		1
	1980-89	1	1			1	1	2 ^f	3* ^f	2		1
	1990-99		1			1	1	2	3*	1		1
	2000-05		1			1		2	3*			
Tårnmann	1970-79	2	3			1	3	2	1	2		
	1980-89	2 ^b	2			1	3	2 ^f	2 ^f	2		
	1990-99	1	2 ^c			1	3 ^e	2	2	1		
	2000-05		1			1		2	2			
Borer	1970-79	1		1		1		1		2	1	
	1980-89	1		1		1		1		2	1	
	1990-99					1				1	1	
	2000-05					1					1	
Brønn-service-arbeider	1970-79	1	2			1	1	1		2		
	1980-89	1	2			1	1	1		2		
	1990-99					1	1	1		1		
	2000-05					1		1				
MWD / Mud-operatør	1970-79					1		1	1	2	2	
	1980-89					1		2 ^f	2 ^f	2	2	
	1990-99					1		2	2	1	2	
	2000-05					1		2	2		2	

a) Sannsynlig brukt i heisspill frem til 1988, mulig brukt frem til 1991.

b) Sannsynlig brukt som tilsetningsmateriale i boreslam frem til 08.04.1980, mulig i bruk frem til 26.10.1983.

c) Det antas lavere eksponering etter innføring av automatisk sekkkutteanlegg. Innført i løpet av 90-tallet, første halvdel for faste installasjoner, for flytere så sent som i år 2000.

d) Blyholdig gjengefett ble faset ut i 1995, men dispensasjon til bruk har blitt gitt i ettertid. Innføring av automatisk rørhåndteringssystem (1985-1995) har gitt betydelig lavere eksponering (varierer fra installasjon til installasjon når innført).

e) Dieseldrevne trucker på sekkerom har blitt brukt i varierende grad fra installasjon til installasjon.

f) Bruk av mineraloljebasert boreslam innført i 1985.

g) "Klorerte avfettingsmidler" vil si eksponering ved bruk av produkter som kan ha inneholdt følgende klorerte hydrokarboner: trikloretylen (TRI), tetrakloretylen (PER) eller 1,1,1-trikloreten (IARC-gruppe 3, ikke omtalt i eget kapittel, men er beskrevet under kapitlene om trikloretylen og tetrakloretylen.)

Produksjon og prosess

	Tids- periode	Asbest	Krom [VI]	Nikkel	Uorg. bly	Benzen	Råolje – hud	Mineral olje – hud	Mineral olje – innånd.	Klorerte avfett.- midler	Diklor- metan	Ion- iserende stråling	Form- aldehyd
Prosess- tekniker	1970-79	1	1	1	1	2	3	2	2	2		1	3
	1980-89	1	1	1	1	2	3	2	2	2		1	3
	1990-99	1	1	1	1	2	3	2	2	1		1	3
	2000-05					2	3	2	2			1	3
Kontroll- roms- operatør	1970-79												
	1980-89												
	1990-99												
	2000-05												
Lab. – tekniker	1970-79	1				2	3			1	1		1
	1980-89	1				2	3			1	1		1
	1990-99					2	3			1	1		1
	2000-05					2	3						1

Vedlikehold I

	Tids- periode	Asbest	Resp. kryst. silika	Ref. keram. fibre	Krom [VI]	Nikkel	Sveise- røyk og – gasser	Benzen	Råolje – hud	Mineral- olje – innånding	Klorerte avfett.- midler	Ion- iserende stråling
Elektriker	1970-79	1	1					2	1	1	2	
	1980-89	1	1	1				2	1	1	2	
	1990-99			1				2	1	1	2	
	2000-05			1				2	1	1		
Instrument- tekniker	1970-79	1						2	1	1	2	
	1980-89	1						2	1	1	2	
	1990-99							2	1	1	2	
	2000-05							2	1	1		
Radio / tele- operatør	1970-79	1										
	1980-89	1										
	1990-99											
	2000-05											
NDT- inspektør	1970-79											3
	1980-89											3
	1990-99											3
	2000-05											3
Rørlegger	1970-79	2	1		1	1		2	1	1	1	
	1980-89	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	
	1990-99	1		1	1	1	1	2	1	1	1	
	2000-05			1	1	1	1	2	1	1		

Vedlikehold II

	Tids- periode	Asbest	Krom [VI]	Nikkel	Uorg. bly	Benzen	Råolje – hud	Diesel- eksos	Mineral olje – hud	Mineral olje – innånd.	Klor. Avfett.- midler	Diklor- metan	Sveiser øyk og –gasser	Yrkes- eksp. maler
Sveiser	1970-79		3*	3*	1	1	1				1		3	
	1980-89		3*	3*	1	1	1				1		3	
	1990-99		3	3*	1	1	1				1		3	
	2000-05		3	3	1	1	1						3	
Plate- arbeider	1970-79		2	2	1	1	1				1		2	
	1980-89		2	2	1	1	1				1		2	
	1990-99		2	2	1	1	1				1		2	
	2000-05		2	2	1	1	1						2	
Mekaniker	1970-79	2	2	2	1	2	2		2	2	3	2 ^a	2	
	1980-89	2	2	2	1	2	2		2	2	3	2 ^a	2	
	1990-99	1	2	2	1	2	2		2	2	3	2 ^a	2	
	2000-05		2	2	1	2	2		2	2		2 ^a	2	
Maskinist	1970-79	2				1		1	2	2	2			1
	1980-89	2				1		1	2	2	2			1
	1990-99	1				1		1	2	2	2			1
	2000-05					1		1	2	2				1
Turbin- tekniker / Hydrau- liker	1970-79	1				1			3	2	2			
	1980-89	1				1			3	2	2			
	1990-99					1			3	2	2			
	2000-05					1			3	2				

a) Bruk av molykote spray (knyttet noe usikkerhet til omfang av bruk).

Vedlikehold III

	Tids- periode	Asbest	Resp. kryst. silika	Ref. keram. fibre	Krom [VI]	Nikkel	Uorg. bly	Benzen	Rå- olje – hud	Diesel eksos	Min.- olje – hud	Min.- olje – inn- ånd.	Klor. avf.- midl.	Di- klor- metan	Ion. strå- ling	Form- alde- hyd	Sveise - røyk og – gass	Yrk.- eksp.- maler
Dekks- arbeider	1970-79	1			1	1	1	1	1	1	2	2	2		1	2	1	2
	1980-89	1			1	1	1	1	1	1	2	2	2		1	2	1	2
	1990-99						1	1	1	1	2	2	2		1	2	1	2
	2000-05						1	1	1	1	2	2			1	2	1	2
Industri- rengjører	1970-79		1					3*	3		2	2	2					
	1980-89		1					3*	3		2	2	2					
	1990-99							3*	3		2	2	2					
	2000-05							3*	3		2	2						
Overflate- behandler	1970-79	1	3*		2	2	3*	2	1				1					3
	1980-89	1	3*	1	2	2	3*	2	1				1	3				3
	1990-99		3 ^b	1	2	2	3	1	1				1	3* ^d				3
	2000-05		1	1	1	2	1		1									3
Stillas- bygger	1970-79		1					1	1									1
	1980-89		1					1	1									1
	1990-99		1					1	1									1
	2000-05		1					1	1									1
Isolatør	1970-79	3*	1					2	1									
	1980-89	3* ^a	1	3 ^c				2	1									
	1990-99	1		3				2	1									
	2000-05			3				2	1									

a) Eksponering ved legging og fjerning av asbestholdig isolasjon. Legging av isolasjon ble gjort frem til forbud 14.12.1984.

b) Sandblåsing brukt som teknikk frem til 1995 – etter den tid antatt lite i bruk.

c) RCF erstattet asbest som isolasjonsmateriale i høytemperatursoner. Det antas derfor å ha vært i aktiv bruk fra 1985.

d) Diklormetan i bruk frem til ca. 1994.

Forpleining og Kontor/Administrasjon/Helse

	Tidsperiode	Klorerte avfettingsmidler
Forpleiningsansatt	1970-79	1
	1980-89	1
	1990-99	1
	2000-05	
Kjøkkenansatt	1970-79	
	1980-89	
	1990-99	
	2000-05	
Kontor / Administrasjon / Helse	1970-79	
	1980-89	
	1990-99	
	2000-05	

3.3 Oppsummering av jobb - eksponering - tidsrom

Kombinasjoner av jobb-eksponering og tidsrom som har blitt satt til sannsynlighet 2 eller 3 i kapittel 3.2, er oppsummert under. For forklaring av sannsynlighet 2 og 3, samt intensitet, se kapittel 2.5 og 3.2.

Yrkeskategorier med lik eksponering har blitt slått sammen.

Asbest (IARC-gruppe 1)

2 Boredekkarbeider	1970-1988. Dryss fra asbestholdige bremsebånd i heisspill har sannsynligvis ført til asbeststøv i luften på boredekk frem til 1988, mulig også frem til 1991. Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: lav
2 Tårnmann	1970-1980. Asbest ble sannsynligvis brukt som tilsetningsstoff i vannbasert boreslam frem til 08.04.1980, mulig frem til totalforbud 26.10.1983. Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: lav (over et arbeidsskift, men antagelig svært høy konsentrasjon ved bruk (kutting og tømning av sekk)).
2 Rørlegger	1970-1989. Har sannsynligvis blitt eksponert for asbest ved riving av asbestisolasjon i perioden 1970-89. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav
2 Mekaniker og maskinist	1970-1989. Arbeid med pakninger og isolasjon med asbest har sannsynlig ført til eksponering i perioden 1970-1989. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav
3 Isolatør	1970-1989. Har sannsynligvis lagt og fjernet asbestholdig isolasjon i perioden 1970-89 (legging av isolasjon frem til forbud 14.12.1984). Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: middels

Respirabel krystallinsk silika (IARC-gruppe 1)

- 3/2 Tårnmann Sannsynlighet 3 for perioden 1970-79 og 2 for 1980-1999. Eksponering har skjedd ved blanding av mud – ved tilsats av tørre kjemikalier med silikainnhold. Innføring av automatisk sekkekutteanlegg antas å ha redusert eksponeringen. Innført innen første halvdel av 90-tallet på faste installasjoner, mens flytende boreplattformer har hengt noe etter – inntil så sent som år 2000.
Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke
Intensitet: lav
- 2 Brønnservicearbeider 1970-1989. Sementering.
Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke
Intensitet: lav
- 3 Overflatebehandler 1970-1995. Eksponeres ved sandblåsing (teknikk for å fjerne rust og gammel maling). Fra 1970-79 var innhold av krystallinsk silika i blåsesand 2-5%. Fra 1979 ble det innført grense på 1%. Fra 1995 har det vært mest vanlig å bruke en annen teknikk (vannjetting).
Hyppighet 1970-79: 4-7 dager/arbeidsuke
Hyppighet 1980-1995: 1-3 dager/arbeidsuke
Intensitet: middels 1970-1989, lav 1990-1995

Refraktoriske keramiske fibre (IARC-gruppe 2B)

- 3 Isolatør 1985-2005. Refraktoriske keramiske fibre (RCF) erstattet asbest som isolasjonsmateriale for høytemperatursoner. Det antas derfor at RCF har vært brukt siden 1985.
Hyppighet 1980-89: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Hyppighet 1990-2005: 4-7 dager/arbeidsuke
Intensitet: lav.

Seksverdige kromforbindelser (IARC-gruppe 1)

3 Sveiser	<p>1970-2005: Mekanisk arbeid (sliping, dreining etc.) på rustfritt stål kan gi eksponering for seksverdige krom, men i lave konsentrasjoner. Sveising på rustfritt stål kan gi høy eksponering for Cr(VI). Det antas at det har blitt mer og mer sveising på rustfritt stål utover perioden, men mer restriksjon i forhold til sveising i prosessområder.</p> <p>Hyppighet 1970-89: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet 1970-89: middels Hyppighet 1990-2005: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet 1990-2005: lav</p>
2 Platearbeider	<p>1970-2005: Mekanisk arbeid på rustfritt stål. Fjerning av blykromatholdig malingsbelegg</p> <p>Hyppighet 1970-89: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Hyppighet 1990-2005: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: lav</p>
2 Mekaniker	<p>1970-2005: Mekanisk arbeid på rustfritt stål.</p> <p>Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav</p>
2 Overflatebehandler	<p>1970-1999. Påføring av blykromatholdig maling kan ha gitt eksponering for Cr(VI), spesielt frem til 1984-89. Annen type kromatholdig maling som har vært i bruk frem til 1989: sink-, kadmium- og strontiumkromat. Bruk i dag regnes som minimal. Fjerning av (bly)kromat-belegg fører til eksponering for seksverdige krom. Ved sandblåsing kan man få verdier som overstiger administrativ norm.</p> <p>Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: lav</p>

Nikkel og nikkelforbindelser (IARC-gruppe 2B og 1)

3 Sveiser	1970-2005: Ved sveising og sliping på rustfritt stål. Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: middels
2 Mekaniker 2 Overflatebehandler 2 Platearbeider	1970-2005: Sliping av rustfritt stål. Hyppighet platearbeider: 1-3 dager/arbeidsuke Hyppighet mekaniker og overflatebehandler: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav

Uorganiske blyforbindelser (IARC-gruppe 2A)

2 Boredekkarbeider	1970-1995. Eksponert for blyholdig gjengefett frem til 1995 (dispensasjon til bruk har blitt gitt i etterkant). Etter innføring av automatisk rørhåndteringssystem (1985-1995) regnes en betydelig reduksjon i eksponering. Hyppighet 1970-89: 1-3 dager/arbeidsuke Hyppighet 1990-95: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet lav
3 Overflatebehandler	1970-1989. Påføring av blykromatholdig maling med sprøyteteknikk kan ha gitt høy eksponering frem til perioden 1984-89. 1970-1999. Fjerning av blykromatholdig belegg regnes frem til 1999 å ha gitt betydelig eksponering. Hyppighet 1970-89: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: middels Hyppighet 1990-95: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav

Benzen (IARC-gruppe 1)

2 Prosesstekniker	1970-2005. Eksponeres ved prøvetaking og vedlikehold. Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet: lav
2 Laboratorietekniker	1970-2005. Prøvetaking og analyse. Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet: lav
2 Elektriker 2 Instrumenttekniker 2 Rørlegger 2 Isolatør	1970-2005. Generell drift og vedlikehold i prosessområdet Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav
2 Mekaniker	1970-2005. Drift og vedlikehold i prosessområdet. Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: lav
3 Industrirengjører	1970-2005. Rengjøring av prosessutstyr. Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: middels
2 Overflatebehandler	1970-1989. Benzen i løsemiddelfraksjon i maling. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav

Råolje – hud (IARC-gruppe 3)

3 Prosesstekniker	1970-2005. Prøvetaking og vedlikeholdsoppgaver. Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert
3 Laboratorietekniker	1970-2005. Prøvetaking og analyse. Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert
2 Mekaniker	1970-2005. Vedlikeholdsoppgaver. Hyppighet 1970-89: 1-3 dager/arbeidsuke Hyppighet 1990-2005: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert
3 Industrirengjører	1970-2005. Rengjøring av prosessutstyr etc. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke

Intensitet: ikke vurdert

Dieseleksos (IARC-gruppe 2A)

3 Tårnmann
1970-1999. Eksponering som følge av dieseldrevne trucker i bruk på sekkerom. Bruk og omfang varierer fra installasjon til installasjon.
Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Intensitet: ikke vurdert

Mineraloljer – hud (IARC-gruppe 3)

2 Boredekkarbeider
1970-2005. Hudeksponering som følge av kontakt med hydraulikk-, turbin-, sylinter- og smøreoljer. Økende etter innføring av ulike automatiserte systemer, f.eks. automatisk rørhåndteringssystem på boredekk.
1985-2005. Hudeksponering ved arbeid på boredekk ved boring med mineraloljebasert boreslam. Etter innføring av automatisk rørhåndteringssystem i perioden 1985-1995 (varierer fra installasjon til installasjon) har eksponeringen blitt betydelig lavere.
Hyppighet 1970-79 og 1990-2005: 1-3 dager /arbeidsuke
Hyppighet 1980-89: 4-7 dager/arbeidsuke
Intensitet: ikke vurdert

2 Boreslamsarbeider
1970-2005. Hudeksponering som følge av kontakt med hydraulikk-, turbin-, sylinter- og smøreoljer. Økende etter innføring av ulike automatiserte systemer, f.eks. automatisk rørhåndteringssystem på boredekk.
1985-2005. Hudeksponering ved arbeid i boreslamsområdene ved boring med mineraloljebasert boreslam.
Hyppighet 1970-79 og 1990-2005: 1-3 dager /arbeidsuke
Hyppighet 1980-89: 4-7 dager/arbeidsuke
Intensitet: ikke vurdert

2 Tårnmann
Eksponering som over.
Hyppighet 1970-79 og 1990-2005: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Hyppighet 1980-89: 1-3 dager/arbeidsuke
Intensitet: ikke vurdert

2 MWD / Mudoperatør	1985-2005. Hudeksponering ved arbeid i boreslamsområdene ved boring med mineraloljebasert boreslam. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert
2 Prosesstekniker 2 Dekksarbeider	1970-2005. Hudeksponering ved generelt vedlikehold og drift i prosessområdene. Kan komme i kontakt med hydraulikk-, turbin-, sylinter- og smøreoljer i sitt arbeide. Hyppighet 1970-89: 1-3 dager/arbeidsuke Hyppighet 1990-2005: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert
2 Industrierengjører	Eksponering som over. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert
2 Mekaniker 2 Maskinist 3 Turbintekniker/hydrauliker	1970-2005. Hudeksponering ved generelt vedlikehold og drift. Kan komme i kontakt med hydraulikk-, turbin-, sylinter- og smøreoljer i sitt arbeide. Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet: ikke vurdert

Mineralolje – innånding (IARC-gruppe 3)

2 Boredekksarbeider	1985-2005. Eksponering for oljetåke og oljedamp ved boring med oljebasert boreslam. Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke Intensitet: lav
3 Boreslamsarbeider	1985-2005. Eksponering for oljetåke og oljedamp ved boring med oljebasert boreslam. Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke Intensitet: middels
2 Tårnmann	1985-2005. Eksponering for oljetåke og oljedamp ved boring med oljebasert boreslam. Hyppighet 1985-1999: 1-3 dager/arbeidsuke Hyppighet 2000-05: mindre enn 1 dag/arbeidsuke Intensitet: lav
2 MWD / Mudoperatør	1985-2005. Eksponering for oljetåke og oljedamp ved boring med oljebasert boreslam. Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke

Intensitet: lav

- 2 Industrirengjører
- 2 Prosesstekniker
- 2 Dekksarbeider
- 2 Mekaniker

1970-2005. Eksponering for oljetåke og oljedamp ved generelt vedlikehold og drift i prosessområdene. Kan komme i kontakt med hydraulikk-, turbin-, sylinter- og smøreoljer i sitt arbeide.

Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke

Intensitet: lav

- 2 Maskinist
- 2 Turbintekniker/hydrauliker

1970-2005. Eksponering for oljetåke og oljedamp ved generelt vedlikehold og drift. Kan komme i kontakt med hydraulikk-, turbin-, sylinter- og smøreoljer i sitt arbeide.

Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke

Intensitet: lav

Klorerte avfettingsmidler

- 2 Boredekksarbeider
- 2 Boreslamsarbeider
- 2 Tårnmann

1970-89. Rengjøring av oljesøl og lignende.

Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke

Intensitet: lav

- 2 Borer
- 2 Brønnservice-arbeider
- 2 MWD / Mud-operatør
- 2 Prosesstekniker

1970-89. Rengjøring av oljesøl og lignende.

Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke

Intensitet: lav

- 2 Dekksarbeider
- 2 Industrirengjører
- 3 Mekaniker
- 2 Maskinist
- 2 Turbintekniker/hydrauliker
- 2 Elektriker
- 2 Instrumenttekniker

1970-1992. Delevask av maskindeler. Rengjøring av oljesøl og lignende. Sprayrengjøring av elektriske komponenter etc.

Hyppighet for elektriker, instrumenttekniker og mekaniker 1970-92: 4-7 dager /arbeidsuke

Hyppighet for turbintekniker 1970-89: 4-7 dager/arbeidsuke/1990-92: 1-3 dager/arbeidsuke

Hyppighet for industrirengjørere og maskinist 1970-89:
1-3 dager/arbeidsuke / 1990-92: mindre enn 1
dag/arbeidsuke
Hyppighet for dekkarbeider 1970-89: mindre enn 1
dag/arbeidsuke
Intensitet: lav

Diklormetan (IARC-gruppe 2B)

- 2 Mekaniker 1970-2005. Bruk av Molykote spray som inneholder 30-60% diklormetan. Noe usikkerhet knyttet til bruk og omfang.
Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Intensitet: lav
- 3 Overflatebehandler 1980-1989. Diklormetan brukt for å jevne Chartek (passiv brannbeskyttelse på stål).
Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Intensitet: lav 1980-89, middels 1990-94

Ioniserende stråling (IARC-gruppe 1)

- 2 MWD- / Mudoperatør 1970-2005. Gjelder kun MWD-operatører. Eksponering ved brønnlogging. MWD-tittelen ble først innført på 80-tallet, da brønntechnologien utviklet seg i en mer avansert retning.
Hyppighet 70-tallet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Hyppighet 1980-2005: 1-3 dager/arbeidsuke
Intensitet: ikke vurdert
- 3 NDT-inspektør 1970-2005. Sveiseskjøtfotografering ved hjelp av gamma-kilde eller røntgen.
Hyppighet: 1-3 dager/arbeidsuke
Intensitet: ikke vurdert

Formaldehyd (IARC-gruppe 1)

- 3 Prosesstekniker
2 Dekksarbeider 1970-2005. Eksponering i forbindelse med vedlikehold og drift av biocidsystemer.
Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke
Intensitet: lav

Sveiserøyk og –gasser (IARC-gruppe 2B)

- 3 Sveiser
- 2 Platearbeider
- 2 Mekaniker

1970-2005. Sveising på rustfritt stål kan føre til helsefarlige nivåer av nikkel og krom i arbeidsatmosfære (andre tungmetaller som f.eks. kobolt blir ikke vurdert i denne rapporten, men kan være til stede). Rustfri sveising har økt i omfang i løpet av perioden. Sveising på blykromatmalte flater kan frigi bly og krom. Sveising i tiden før 1985 antas å ha gitt økt fare for eksponering for asbest.

Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke for sveisere, mindre enn 1 dag/arbeidsuke for platearbeider og mekaniker

Intensitet: ikke vurdert

Yrkeseksponering for malere (IARC-gruppe 1)

- 2 Dekksarbeider

1970-2005. Flikkearbeid med maling. Randsoneeksponering.

Hyppighet: mindre enn 1 dag/arbeidsuke

Intensitet: ikke vurdert

- 3 Overflatebehandler

1970-2005. Kompleks eksponering for helsefarlige kjemikalier i arbeidsmiljøet. Se detaljer i kapittel Yrkeseksponering for malere.

Hyppighet: 4-7 dager/arbeidsuke

Intensitet: ikke vurdert

4. Diskusjon

Jobb-eksponerings-matrise

Dette prosjektet har resultert i en Jobb-eksponerings-matrise (JEM) til bruk for fremtidige analyser av sammenheng mellom eksponering for kreftfremkallende stoffer og utvikling av kreftsykdom i Offshore-kohorten. Kohorten ble etablert av Kreftregisteret i 1998.

Eksponeringsvurderinger har blitt beskrevet for 29 faktorer. Av disse tilhører 9 IARC-gruppe 1 (sikker assosiasjon mellom eksponering og kreftutvikling), 6 IARC-gruppe 2A (sannsynligvis kreftfremkallende), 12 IARC-gruppe 2B (mulig kreftfremkallende) og 3 stoffer IARC-gruppe 3 (ukjent assosiasjon mellom eksponering og kreftutvikling). Av disse er de 17 faktorene som ble ansett som mest betydningsfulle for bransjen plukket ut til en mer detaljert vurdering gjennom utfylling av JEM. I JEM har yrkestitler offshore blitt delt inn i 27 yrkeskategorier. Eksponering for de 17 faktorene er vurdert for hver av de 27 yrkeskategoriene for fire tidsperioder: 1970-79, 1980-89, 1990-99 og 2000-05. For kombinasjoner av yrkeskategori, faktor og tidsrom der det er sannsynlig at minst en andel av arbeidstakerne i en yrkeskategori har hatt eksponering, har også hyppighet, relativ eksponering og eksponeringsnivå sammenlignet med dagens administrativ norm blitt vurdert.

JEM er en oppsummering av bransjen sett under ett. Det er ikke foretatt inndeling på plattform eller selskapsnivå. Det er heller ikke i JEM skilt mellom arbeid på type installasjon, som f.eks. faste kontra flytende boreinstallasjoner.

Yrkeskategori

Kreftregisteret har registrert jobbtitlene til deltagerne i Offshorekohorten. Vi har mottatt lister over disse jobbtitlene fra Kreftregisteret. Ut fra hundrevis av forskjellige jobbtitler er det foretatt en grovinndeling til 27 yrkeskategorier som inkluderer jobbtitler med antatt relativt likt eksponeringsbilde. Dette kan innebære at noen titler innen en sannsynlig eksponert yrkeskategori ikke nødvendigvis har vært eksponert. Dette gjør at i analyser av kreftsykdom kan spesifisiteten i materialet bli redusert.

Yrkeskategoriene spenner fra spesifikke grupper som "NDT-operatør" med en sannsynlig eksponeringsfaktor (ioniserende stråling) til mer brede kategorier som "dekksarbeider" som har fått krysset av for 9 mulige og 5 sannsynlige kreftfremkallende faktorer. De fleste yrker i bore- og produksjonsområdene vil innebære en kompleks blanding av eksponeringsfaktorer.

Kategoriene som er valgt, representerer grupper som har en viss størrelse, med tanke på å legge til rette for statistiske analyser av materialet. Et unntak fra dette er kategorien turbintekniker/hydrauliker. Dette er en relativ liten gruppe som har hatt en del fokus det siste året. Det ble derfor valgt å skille denne gruppen ut fra mekaniker-kategorien.

Noen jobbtitler kan passe inn i flere yrkeskategorier, som f.eks. motormann som både kan høre inn under ”boredekkarbeider” og ”maskinist”.

Borelaget er et hierarkisk system der man gjerne starter som ”hjelparbeider” og går gradene oppover via ”boredekkarbeider”, ”tårnmann”, ”borer” til ”boresjef”. Da Kreftregisterets spørreskjema skal dekke den enkelte arbeidstakers jobbhistorikk, er det ikke tatt hensyn til i den foreliggende rapporten at for eksempel en borer mest sannsynlig har hatt en forhistorie med annen type eksponering.

Kreftfremkallende faktorer

IARC's klassifisering av kreftfremkallende stoffer ble valgt som standard for utvalg av faktorer i denne rapporten. Andre institusjoner som NIOSH i USA og Arbeidstilsynet i Norge opererer med egne klassifiseringer. I internasjonale studier er det som regel IARC's klassifisering som brukes. Med tanke på å ha mulighet til å sammenligne med internasjonale studier, og for senere publisering, ble derfor IARC's system valgt.

Det har blitt gjort søk for å avdekke aktuelle kreftfremkallende faktorer for oljebransjen via intervjuer, gjennomgang av dokumentasjon og litteratur. Systematiske søk av produkter har blitt gjort i tre kilder:

- Produkt/Stofflisten utgitt av Oljedirektoratet i 1984
- Oppstilling av produkter med kreftfremkallende stoffer gjort av oljeselskapene til Oljedirektoratet i 1990
- Utskrift av lister fra Chess Pride databasen i 2003

Vi antar at utvalget gitt i kapittel 3.1 (og nevnt i Vedlegg 3) er representativt for faktorer som har vært brukt i bransjen i den aktuelle perioden, men det er sannsynlig at flere agens/miksturer har vært tilstede i mindre mengder. Når det gjelder de 17 faktorene/eksponeringsomstendighetene gitt i Jobb-eksponerings-matrisen, har det blitt antatt at disse sannsynligvis er de viktigste faktorene offshore med hensyn til antall personer potensielt eksponert og kvantum brukt.

”Råolje – hud”, ”mineralolje – hud” og ”mineralolje – innånding” er eksponeringer som er spesielt aktuelle for bransjen. Disse tre sorterer under IARC-gruppe 3, og har ingen sikker assosiasjon med kreftutvikling, og må derfor ansees som hypotesegenererende faktorer i eventuelle analyser gjort av Kreftregisteret.

”Passiv røyking” har ikke blitt gjenstand for vurdering i matrise, men antas å være en viktig eksponeringsfaktor i arbeidsmiljøet, spesielt for forpleiningspersonell med arbeid i boligkvarter. I og med at denne faktoren også er tilstede i manges liv utenfor plattformen, ble det valgt å ikke inkludere den i JEM.

Tidsperiode

Tidsfaktoren har blitt delt inn i tiår. For en del av faktorene vil det være endringer i eksponering i løpet av en gitt tiårsperiode. Dette er antydning med fotnoter i matrisen samt beskrevet i oppsummeringen.

Det har blitt forsøkt å gi et bilde av gjennomsnittlig eksponering for hele arbeidsskift over tiår. Det har derfor i mindre grad blitt tatt hensyn til om yrke-kategorien kan ha hatt kortere opphold i eksponerte områder, som f.eks. kan være tilfelle for flere av jobbtitlene i kategorien Kontor/Administrasjon/Helse.

Erstatning/substitusjon av produkter og endringer i prosesser har i flere tilfeller ført til at eksponering forventes å ha avtatt over tiår, som f.eks. ved asbestforbud i slutten av 1984 og ved overgangen fra sandblåsing til vannjetting rundt 1995 som reduserte krystallinsk silikaeksponering ved malingsfjerning.

I de fleste tilfeller er det likevel ikke funnet god nok dokumentasjon til å sette lavere eksponering over tiår, med mindre faktoren er substituert.

Det fantes lite måledata og annen dokumentasjon fra 70-tallet i bransjen. 15 av 83 personer intervjuet hadde offshoreerfaring fra dette tiåret, men detaljkunnskap rundt produkter og tekniske løsninger var manglende. Det var også utgitt lite litteratur fra bransjen i dette tiåret. Ingen av ekspertene i panelet hadde erfaring som strakk seg inn i disse årene. Det er derfor knyttet større usikkerhet til antagelsene for 70-tallet enn for de resterende 25 årene.

Mengden av informasjon og måledata var økende utover i tidsperioden 1980-2005.

Eksponeringsnivå

Prosesser og arbeidsoppgaver som kan ha medført kontakt med kreftfremkallende stoffer kom frem gjennom intervjurunden i selskapene, men for de fleste stoffene fantes det svært få måledata.

Som Tabell 2.1 viser var det, bortsett fra for mineraloljedamp/tåke og benzen/hydrokarbon, lite måledata på kreftfremkallende faktorer offshore. Det kan tyde på at det har vært lite rom for systematisk gjennomgang av toksiske stoffer, og at innsatsen når det gjelder målinger har hatt en mer ad hoc karakter.

Oljetåke/oljedamp er et eksempel på en forurensing i arbeidsmiljøet i boreområdene som har vært et problem i de fleste selskap. Mange av selskapene hadde dokumentert eksponeringen og effekt av tekniske tiltak (for eksempel forbedret ventilasjon). I og med at det ble samlet inn mange måldata om oljetåke og oljedamp ble det fra vår side valgt å analysere denne eksponeringen mer inngående, som et ledd i eksponeringsvurdering av mineraloljer. Dette resulterte i en internasjonalt publisert originalartikkel, utgitt i det britiske tidsskriftet *Annals of Occupational Hygiene* (se Vedlegg 6).

For å kompensere for manglende måledata har to strategier blitt tatt i bruk. Den ene har vært å søke i litteratur etter lignende eksponeringssituasjoner, mens den andre har vært å opprette et ekspertpanel til å fylle ut Jobb-eksponerings-matrisen.

Ekspertpanelet har med opplysningene gitt i kapittel 3.1 og sin egen erfaring, vurdert ulike eksponeringsparametre som sannsynlighet, hyppighet, relativ eksponering og nivå sammenlignet med norm.

Følgende internasjonale studier ble brukt som utgangspunkt for å finne frem til relevante eksponeringsparametre: Benke *et al.*, 1997; Burdorf og Swuste, 1999;

Fritschi *et al.*, 2003; Rice og Heinemann, 2003; Siemiatycki *et al.*, 1997; Tinnerberg *et al.*, 2003; t'Mannetje *et al.*, 2003; van Tongeren *et al.*, 2002.

For de fleste faktorene med sannsynlig eksponering er gjennomsnittsnivåene lave sammenlignet med norm, det vil si under 1/3 av norm. Få kombinasjoner i matrisen har eksponeringsintensitet som ligger mellom 1/3 og 1/1 av administrativ norm. Ingen hadde høy intensitet (over norm). Dette er intensiteten vurdert over hele skift i tiårsperioder. Det vil for de fleste eksponeringer over tiår, forekomme høyere intensitet over kortere perioder som uker, dager, timer og minutter, men tidsvekingen som er gjort i denne rapporten har medført relativt lave gjennomsnittseksponeringer for de fleste agens. Alternativt kunne eksponeringen ha blitt vurdert for hver arbeidsprosess, men på grunn av den svært begrensede måledokumentasjonen som var tilgjengelig, ville denne fremgangsmåten trolig ikke medført mer valide resultater.

Ekspertpanelet ble satt sammen med tanke på at det skulle representere en gruppe bestående av eksperter innen yrkeshygiene, det vil si personer som har en relevant og helst lang erfaring fra bransjen eller tilsvarende bransjer, og som har tett tilknytning til offshore bransjen.

I ekspertgruppen deltok tre personer fra bransjen, to personer fra konsulentvirksomhet og tre fra Universitetet i Bergen.

Det ble forsøkt å harmonisere ekspertene i metoden for utfylling av matriser ved å gi en introduksjon på forhånd samt ha en kort diskusjon/oppsummering for ca. hver tredje faktor gjennomgått. Det kan likevel ikke utelukkes at misforståelser i hvordan sannsynlighet, hyppighet, relativ rangering og intensitet skulle vurderes kan ha oppstått og influert resultatet. Harmonisering av eksperter er en metode som er undersøkt av Tinnerberg *et al.* (2002). Forfatterne antar i sin studie at flere harmoniseringstrinn øker ekspertenes felles forståelse for utfylling av JEM-skjema.

Det er ikke gjort forsøk på å anslå hvordan forskjeller i kvalitet og kvantitet av informasjonen for de ulike faktorene i JEM har slått ut på ekspertenes vurderinger. Fra litteraturen finner vi at t'Mannetje *et al.* (2003) antyder at reliabiliteten mellom eksperter avhenger av informasjonen som finnes om faktorene som vurderes. Det vil si at en faktor som er godt beskrevet vil gi høyere grad av enighet mellom eksperter enn en med manglende informasjon. Det er ikke testet for reliabilitet mellom ekspertene i denne rapporten.

Metoder for innhenting av data for eksponeringsvurdering

Besøksrunde

For å hente inn informasjon og data fra bransjen ble det bestemt å gjennomføre en besøksrunde med intervjuer av nøkkelpersonell. Gjennom disse besøkene ble det bygget opp et nettverk av kontakter i bransjen som har vært svært nyttig for gjennomføring av prosjektet.

Det ble forsøkt å dekke et så bredt spekter som mulig av oljeselskap og kontraktører i bransjen. Utvalget av intervjuobjekter er også forsøkt å få så representativt som mulig i forhold til å dekke flest mulig yrkeskategorier.

En svakhet med undersøkelsen er at intervjuene av de ansatte stort sett ble utført med representanter fra ledelsen tilstede. Dette kan ha ført til at de ansatte ikke har følt seg

frie til å gi all den informasjonen som de måtte ha. Det var også en svakhet at selskapene selv valgte sine representanter til å delta i møtene.

Et uavhengig utvalg av intervjuobjekter er imidlertid svært vanskelig å oppnå i praksis, både på grunn av logistikk og at det krever nær kjennskap og oversikt over et stort antall selskaper og kontraktører.

Samtlige selskaper ble oppfordret til å gi forskergruppen tilgang til måle- og risikovurderingsrapporter og annet materialet som kunne være av interesse. Som Tabell 2.1 viser fikk vi likevel inn få måledata (med unntak av for oljetåke/oljedamp fra mineraloljebasert borevæske og benzen/hydrokarbon-eksponering). Det er vanskelig å vurdere om dette er et representativt utvalg av målinger som har blitt gjort offshore. Vi vet om målerapporter vi ikke fikk tilgang til på grunn av at de var hemmeligstemplett, anslagsvis 5-10 stykker. Det fantes også målerapporter som ikke ble fremskaffet angivelig på grunn av tidspress. I løpet av intervjurunden ble det også ofte nevnt at måledata ikke lot seg finne på grunn av tidkrevende/komplisert arkivering eller inkompatible datasystemer som gjorde at filer ikke lengre var lesbare. Om dette har hatt betydning for våre konklusjoner i JEM er vanskelig å si, men vi tror ikke det har påvirket den relative vurderingen av eksponering mellom gruppene i stor grad.

Den manglende dokumentasjonen har imidlertid ført til stor usikkerhet med hensyn til vurderingen av eksponeringsnivåene for de forskjellige stoffene.

Litteratursøk

Som følge av lite måledata ble det også forsøkt å kompensere ved å innhente måledata fra litteraturen på tilsvarende/lignende eksponeringssituasjoner. Vedlagt litteraturoversikt (Vedlegg 4) må imidlertid ikke anses som fullstendig for de ulike arbeidsprosesser/agens.

Konklusjon

I denne rapporten er det lagt mest vekt på å bestemme sannsynlighet for eksponering og på relativ eksponering mellom yrkeskategorier. Sammenligning med administrativ norm er også angitt, men denne er basert på antatt gjennomsnitts-eksponering over tiår og svært lite måledokumentasjon, og må derfor ikke benyttes i selskapenes dokumentasjon med hensyn til administrativ norm for jobbtitler eller prosesser.

En jobb-eksponerings-matrise (JEM) er satt opp for de 14 antatt mest betydningsfulle kreftfremkallende eksponeringene offshore samt for tre hypotesegenererende faktorer.

I fremtidig studie av kreftforekomst er det lagt opp til å kunne benytte informasjonen i JEM på tre nivåer:

1) Minst restriktiv:

For hvert agens kan det bli analysert på de kombinasjoner av yrkeskategori/tidsperiode som har mulig eller sannsynlig eksponering

2) Middels restriktiv:

For hvert agens analyseres det på de kombinasjoner av yrkeskategori/tidsperiode som har sannsynlig eksponering

3) Mest restriktiv:

For hvert agens analyseres det på de kombinasjoner av yrkeskategori/tidsperiode som har høyest relativ eksponering blant de som har sannsynlig eksponering

6. Litteraturliste

For alle Internettadresser må følgende legges til foran oppgitt adresse:

www.

Internettadressene var tilgjengelige 30.11.2005, men kan i etterkant ha blitt endret eller gjort ugyldige.

Aizenberg V, England E, Grinshpun S, Willeke K, Carlton G. (2000) Metal exposure among abrasive blasting workers at four U.S. Air Force facilities. *Appl Occup Environ Hyg* 15:766-772.

Arbeids- og sosialdepartementet. (2005a) Forskrift om asbest.
Tilgjengelig på: lovdata.no

Arbeids- og sosialdepartementet. (2001) Forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen (kjemikalieforskriften).
Tilgjengelig på: lovdata.no

Arbeidstilsynet. (2005) Administrative normer for forurensing i arbeidsatmosfære 2003. Tilgjengelig i oppdatert versjon på:
arbeidstilsynet.no/regelverk/veiledninger/full361.html

Arbeids- og sosialdepartementet. (2005b) Forskrift om løselig seksverdig krom i sement.
Tilgjengelig på: lovdata.no

Atkinson MAL, O'Sullivan M, Zuber S, Dodson RF. (2004) Evaluation of the size and type of free particulates collected from unused asbestos-containing brake components as related to potential for respirability. *American Journal of Industrial Medicine* 46: 545-553.

Axelsson O, Seldén A, Andersson K, Hogstedt C. (1994) Updated and Expanded Swedish Cohort Study on Trichloroethylene and Cancer Risk. *J Occ Med*; 36: 556-562.

Benke G, Sim M, Forbes A, Salzberg M. (1997) Retrospective assessment of occupational exposure to chemicals in community-based studies: validity and repeatability of industrial hygiene panel ratings. *Int J Epidemiol.*; 26: 635-42.

van den Bergen EA, Rocchi PSJ, Boogard PJ. (1994) Ceramic fibres and other respiratory hazards during the renewal of the refractory lining in a large industrial furnace. *Appl Occup Environ Hyg*; 1: 32-5.

Bethwaite P, Cook A, Kennedy J, Pearce N. (2001) Acute leukemia in electrical workers: a New Zealand case-control study. *Cancer Causes and Control*: 683-9.

Blaasaas KG, Tynes T. (2001) Måling av magnetfelt på fartøy og flyterigg. Statens strålevern.

Bodin R. (1979) Nordiska expertgruppen för hygieniska gränsvärdesdokumentation 7. Tetrakloretylen. Arbete och hälsa; 25. ISBN 91-7464-058-5.

Boelter FW, Crawford GN, Podraza DM (2002) Airborne fiber exposure assessment of dry asbestos-containing gaskets and packings found in intact industrial and maritime fittings. *AIHA Journal* 63:732-740.

Boffetta P, Jourenkova N, Gustavsson P. (1997) Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic hydrocarbons. *Cancer Causes and Control*; 8: 447-472.

Burdorf A, Swuste P. (1999) An expert system for the evaluation of historical asbestos exposure as diagnostic criterion in asbestos-related diseases. *Ann Occup Hyg*; 43: 57-66.

Caplex. (2005) Søk på "bly". Tilgjengelig på: caplex.net

Cheng RT, McDermott HJ (1991) Exposure to asbestos from asbestos gaskets. *Appl Occup Environ Hyg* 6: 588-591.

Cheng RT, McDermott HJ, Gia GM, Cover TL, Duda MM. (1992) Exposures to refractory ceramic fiber in refineries and chemical plants. *Appl Occup Environ Hyg*; 7: 361-367.

Class P, Deghilage P, Brown RC. (2001) Dustiness of different high-temperature insulation wools and refractory ceramic fibres. *Ann Occup Hyg*; 45: 381-4.

Clayton GD, Clayton FE. (1981a) *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*. John Wiley & Sons New York; Vol 2B: 3553-3560.

Clayton GD, Clayton FE. (1981b) *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*. John Wiley & Sons New York; Vol 2B: 3560-3568.

Conroy LM, Menezes-Lindsay RM, Sullivan PM, Cali S, Forst L. (1996) Lead, chromium, and cadmium exposure during abrasive blasting. *Arch Environ Health*; 51:95-99.

Costello R. (1979) HHE Determination, Report No. HHE-78-48-622, Withe Motor Company, Exton, Pennsylvania (abstrakt).

Daniels AE, Kominsky JR, Clark PJ. (2001) Evaluation of two lead-based paint removal and waste stabilization technology combinations on typical exterior surfaces. *Journal of Hazardous Materials*; B87: 117-126

Davidson RG, Evans MJ, Hamlin JW, Saunders KJ. (1988) Occupational hygiene aspects of the use of oil-based drilling fluids. *Ann Occup Hyg*; 32: 325-32.

Direktoratet for arbeidstilsynet. (2005) Forskrift om løselig seksverdig krom i sement. 2005-01-25 ASD (Arbeids- og sosialdepartementet)
Tilgjengelig på: lovdata.no

Durand KTH, Lees PSJ, Kern DG. (1995) Exposure assessment and respirator selection in the cleaning of crude oil process vessels. *Appl Occup Environ Hyg*; 10: 120-4.

Earnest GS. (1996) Evaluation and control of perchloroethylene exposures during dry cleaning. *Applied Occ Environ Hyg*; 11: 125-132.

Edmé JL, Shirali P, Mereau M, Sobaszek A, Boulenguez C, Diebold F, Haguenoer JM. (1997) Assessment of biological chromium among stainless steel and mild steel welders in relation to welding process. In *Arch Occup Environ Health*; 70: 237-242.

Eide I. (1990) A review of exposure conditions and possible health effects associated with aerosol and vapour from low-aromatic oil-based drilling fluids. *Ann Occup Hyg*; 34: 149-57.

Esmen NA, Corn M. (1998) Airborne fiber concentrations during splitting open and boxing bags of asbestos. *Toxicology and Industrial Health*; 14: 843-856.

Finley M, Page E. (2004) Investigation of exposures in an industrial printing facility. Unknown source, abstract available.

Flynn MR, Susi P. (2004) A review of engineering control technology for exposures generated during abrasive blasting operations. *J Occup Environ Hyg*; 1: 680-687.

Framnes E. (2001) Boreoperasjoner. Vett & Viten AS. ISBN 82-412-0427-2.

Friar JJ, Phillips AM. (1989) Exposure to ceramic manmade mineral fibres. In: *Non-occupational Exposure to Mineral Fibres*. Bignon J, Peto J, Saccari R (eds). IARC Scientific Publications; 90: 299-303.

Fritschi L, Nadon L, Benke G, Lakhani R, Latreille B, Parent ME, Siemiatycki J. (2003) Validation of expert assessment of occupational exposures. *Am J Ind Med*; 43: 519-22.

Gardner R. (2003) Overview and characteristics of some occupational exposures and health risks on offshore oil and gas installations. Review. *Ann Occup Hyg*; 47: 201-10.

Glass DC, Adams GG, Manuell RW, Bisby JA. (2000) Retrospective exposure assessment for benzene in the Australian petroleum industry. *Ann Occup Hyg*; 44: 301-20.

Golla V, Heitbrink W. (2004) Control technology for crystalline silica exposures in construction: Wet abrasive blasting. *J Occup Environ Hyg*; 1: D26-D32.

Hayes RB, Yin SN, Dosemeci M, Li GL, Wacholder S, Travis LB, Li CY, Rothman N, Hoover RN, Linet MS. (1997) Benzene and dose-related incidence of hematologic neoplasms in China. Chinese Academy of Preventive Medicine – National Cancer Institute Benzene Study Group. *J Natl Cancer Inst*; 89: 1065-71.

Hine CH, Cavalli RD, Beltran SM. (1969) Percutaneous absorption of lead from industrial lubricants. *J Occup Med*; 11: 568-575.

HSE. (2000) HSE offshore technology report – OTO 1999 089. Drilling fluids composition and use within the UK offshore drilling industry. London: Health and Safety Executive.

Hudgins CM. (1991). Chemical usage in North Sea oil and gas production and exploration operations. Houston: Petrotech Consultants Inc. p. 622.24:665.6:66.

Hughson G, Cherrie JW. (2001) Reconstructing past exposure to diesel exhaust particulate. *HEROX* 2001, May: 1-7.

Håkansson N, Floderus B, Gustavsson P, Johansen C, Olsen JH. (2002) Cancer incidence and magnetic field exposure in industries using resistance welding in Sweden. *Occup Environ Med*; 59: 481-6.

IARC. (2005a) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans.

Tilgjengelig på: monographs.iacr.fr

IARC. (2005b) Hjemmeside på Internett: iacr.fr

IARC. (1987a) Supplement 7 Asbestos (Actinolite, amosite, anthophyllite, chrysotile, crocidolite, tremolite) (Group 1). International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1411 0.

IARC. (1987b) Supplement 7 Benzene (Group 1). International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1411 0.

IARC. (1987c) Supplement 7 Coal-tars (Group 1). International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1411 0.

IARC. (1987d) Supplement 7 Mineral Oils: Untreated and Mildly-Treated Oils (Group 1) Highly-Refined Oils (Group 3). International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1411 0.

IARC. (1987e) Supplement 7 Polychlorinated Biphenyls (Group 2A). International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1411 0.

IARC. (1989a) Volume 45 Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1245 2.

IARC. (1989b) Volume 47 Some Organic Solvents, Resin Monomers and Related Compounds, Pigments and Occupational Exposures in Paint Manufacture and Painting. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1247 9.

IARC. (1990) Volume 49 Chromium, Nickel and Welding. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1249 5.

IARC. (1992) Volume 55 Solar and Ultraviolet radiation. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1255 X.

IARC. (1994) Volume 60 Some Industrial Chemicals. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1260 6.

IARC. (1995) Volume 63 Dry Cleaning, Some Chlorinated Solvents and Other Industrial Chemicals. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1262 2.

IARC. (1997) Volume 68 Silica, Some Silicates, Coal Dust and *para*-Aramid Fibrils. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1268 1.

IARC. (1999a) Volume 71 Re-evaluation of Some Organic Chemicals, Hydrazine and Hydrogen Peroxide. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1271 1.

IARC. (1999b) Volume 73 Some Chemicals that Cause Tumors of the Kidney or Urinary Bladder in Rodents, and Some Other Substances. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1273 8.

IARC. (2000) Volume 75 Ionizing Radiation, Part 1: X- and Gamma (γ)-Radiation, and Neutrons. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1275 4.

IARC. (2001) Volume 78 Some Internally Deposited Radionuclides. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1278 9.

IARC. (2002a) Volume 80 Non-Ionizing Radiation, Part 1: Static and Extremely Low-Frequency (ELF) Electric and Magnetic Fields. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1280 0.

IARC. (2002b) Volume 81 Man-made Vitreous Fibres. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1281 9.

IARC. (2002c) Volume 83 Tobacco Smoke and Involuntary Smoking. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike. ISBN 92 832 1283 5.

IARC. (*in preparation* a) Volume 87 Inorganic and Organic Lead Compounds. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike.

IARC. (*in preparation* b) Volume 88 Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-*tert*-Butoxy-2-propanol. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike.

IPCS. (1987) Environmental Health Criteria 68 Hydrazine. International Programme on Chemical Safety.

Tilgjengelig på: incem.org/documents/ehc/ehc/ehc68.htm#SectionNumber:5.3

James RW, Schei T, Navestad P, Geddes TA, Nelson MG, Webster D. (2000) Improving the working environment and drilling economics through better understanding of oil-based drilling fluid chemistry. *SPE Drilling Completion*; 15: 254–60.

Karlsen JT, Torgrimsen T, Langård S. (1994) Exposure to solid aerosols during regular MMA welding and grinding operations on stainless steel. *Am Ind Hyg Assoc J*; 55: 1149-1153.

Karlsson D, Spanne M, Dalene M, Skarping G. (2000) Airborne thermal degradation products of polyurethane coatings in car repair shops. *Journal of Environmental Monitoring*; 2: 462-469.

Kellie IW. (1996) A review of hazardous substances exposure data in the UK offshore oil and gas industry, 1981-1995. UK Offshore Operators Association. Storbritannia.

Kimbrough RD. (1987) Human health effects of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. *Ann Review Pharmacol Toxicol*; 27: 87-111.

Kirkeleit J, Riise T, Bråtveit M, Moen BE. (submitted, 2005) Benzene exposure on a crude oil production vessel. *Ann Occup Hyg*; submitted.

Krantz S, Christensson B, Lundgren L, Paulsson B, Figler B, Persson A. (1994) Eksponering för keramiske fibrer vid smältverk och gjuterier. *Arbete och Hälsa*; 34.

Lan Q, Zhang L, Li G, Vermeulen R, Weinberg RS, Dosemeci M, Rappaport SM, Shen M, Alter BP, Wu Y, Kopp W, Waidyanatha S, Rabkin C, Guo W, Chanock S, Hayes RB, Linet M, Kim S, Yin S, Rothman N, Smith MT. (2004) Hematotoxicity in workers exposed to low levels of benzene. *Science*; 306: 1774-6.

Lange JH. (2002) Impact of asbestos concentration in floor tiles on exposure during removal. *Int J Environ Health Res*; 12: 293-300.

Lange JH. (2004) Asbestos abatement of pipe and floor tile/mastic and comparison of critical plastic barriers controls. *Bull Environ Contam Toxicol*; 72: 542-546.

Lange JH, Thomulka KW. (2002) Airborne exposure concentrations during asbestos abatement of ceiling and wall plaster. *Bull Environ Contam Toxicol*; 69: 712-718.

Lange JH, Wang M, Buja A, Mastrangelo G. (2005) Area and personal exposure measurements during asbestos abatement of a crawl space and boiler room. *Bull Environ Contam Toxicol*; 74: 388-390.

Lipton DM, Herring RL. (1996) Respirable crystalline silica dust exposure during abrasive blast cleaning of bridge deck surfaces. *Appl Occup Environ Hyg*; 11: 81-83.

Liukonen LR, Weir FW (2005) Asbestos exposure from gaskets during disassembly of a medium duty diesel engine. *Reg Toxicol Pharmacol*; 41: 113-121.

London SJ, Bowman JD, Sobel E, Thomas DC, Garabrant DH, Pearce N, Bernstein L, Peters JM. (1994) Exposure to magnetic fields among electrical workers in relation to leukemia risk in Los Angeles County. *Am J Ind Med*; 26: 47-60.

Maxim LD, Allshouse JN, Kelly WP, Walters T, Waugh R. (1997) A multiyear workplace-monitoring program for refractory ceramic fibers: Findings and conclusions. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*; 26: 156-171.

Meijer E, Kromhout H, Heederik D. (2001) Respiratory effects of exposure to low levels of concrete dust containing crystalline silica. *Am J Ind Med*; 40: 133-140.

Miljøverndepartementet. (2005) Miljøstatus i Norge. Internettside tilgjengelig på: miljøstatus.no

Moen B (red) *et al.* (2003) Håndbok for bedriftshelsetjenesten del 2 Kjemiske miljøfaktorer. Oslo. ISBN 82-7305-101-3.

Moen BE, Steinsvåg K, Bråtveit M. (2004) Hva vet vi om kjemisk helsefare offshore? *Tidsskr Nor Lægeforen*; 124: 2627-9.

Moen BE, Nilsson R, Norlinder R, Øvrebø S, Bleie K, Skorve AH, Hollund BE. (1996) Assessment of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in engine rooms by measurement of urinary 1-hydroxypyrene. *Occup Environ Med.*; 53: 692-6.

National Cancer Institute. (2004) Cancer and the environment: what you need to know, what you can do. U.S. Department of Health and Human Services. Tilgjengelig på: nci.nih.gov/newsletter/benchmarks-vol4-issue3.

Nilsson R, Norlinder R, Moen BE, Øvrebø S, Bleie K, Skorve AH, Hollund BE, Tagesson C. (2004) Increased urinary excretion of 8-hydroxydeoxyguanosine in engine room personnel exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Occup Environ Med.*; 61: 692-6.

Norseth T. (1979) Nordiska expertgruppen för hygieniska gränsvärdesdokumentation 3. Trikloretylen. *Arbete och hälsa*; 13. ISBN 91-7464-046-1

Norwegian Oil Industry Association. (1996) Criteria for selection and approval of drilling fluids with respect to effects on human workers and marine ecological systems. Norwegian Oil Industry Association. Stavanger.

NTS. NORSOK standard M501 Surface preparation and protective coating. Rev. 4, December 1999. Norwegian Technology Standards Institution. Oslo.

OHS. (1996) A review of hazardous substances exposure data in the UK offshore oil and gas industry, 1981-1995. Occupational Hygiene Report. Project no. 95/097.

Oljedirektoratet. (1984a) Kjemikalier i Petroleumsvirksomheten – Produktrapport. ISBN 82-7257-141-2. Oljedirektoratet. Stavanger.

Oljedirektoratet. (1984b) Kjemikalier i Petroleumsvirksomheten –Stoffrapport. ISBN 82-7257-142-0. Oljedirektoratet. Stavanger.

Oljeindustriens Landsforening. (2002) Radioaktivitet i olje- og gassproduksjonen. Stavanger. Tilgjengelig på: olf.no/miljo/miljorapporter/?11656

Ott G, Skory LK, Holder BB, Bronson JM, Williams PR. (1983) Health evaluation of employees occupationally exposed to methylene chloride. *Scand J Work Environ Health*; 9; suppl 1: 1-7.

Paik NW, Walcott RJ, Brogan PA. (1983) Worker exposure to asbestos during removal of sprayed material and renovation activity in buildings containing sprayed material. *Am Ind Hyg Assoc J*; 44: 428-32.

Paulsen GU, Sekse T, Widmark A. (2003) Årsrapport fra persondosimetertjenesten ved Statens Strålevern 2002. Statens Strålevern. Bærum.

Paulsen GU, Sekse T, Widmark A. (2004) Årsrapport fra persondosimetertjenesten ved Statens Strålevern 2003. Statens Strålevern. Bærum.

Paustenbach DJ, Sage A, Bono M, Mowat F. (2004) Occupational exposure to airborne asbestos from coatings, mastics, and adhesives. *J Exp Anal Environ Epidem*; 14: 234-244.

PCB Sanering AS. (2005) PCB – hva er det, hvilken skade kan det gjøre og hvor finnes det? Internettside fra firmaet PCB Sanering AS. Tilgjengelig på: pcb.no

van Peteghem Th, de Vos H. (1974) Toxicity study of lead naphthenate. *Br J Ind Med*; 31: 233-238.

Phillips DL, Smith AB, Burse VW, Steele GK, Needham LL, Hannon WH. (1989) Half-life of Polychlorinated Biphenyls in Occupationally Exposed Workers. *Arch Environ Health*; 44: 351-354.

Rasmussen K, Jeppesen HJ, Sabroe S. (1993) Solvent-Induced Chronic Toxic Encephalopathy. *Am J Ind Med*; 23: 779-792.

Rice C, Heineman EF. (2003) Application of a method to evaluate the quality of work histories and document the exposure assessment process. *American Journal of Industrial Medicine*; 44: 94-106.

Rice JM. (2005) The carcinogenicity of acrylamide. Review. *Mutation Research*; 580: 3-20.

- Rinsky RA, Smith AB, Hornung R, Filloon TG, Young RJ, Okun AH, Landrigan PJ. (1987) Benzene and leukemia: An epidemiologic risk assessment. *N Engl J Med*; 316: 1044-50.
- van Rooij JGM. (1994) Dermal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons among workers. Doktorgrad fra Katholieke Univeriteit Nijmegen, Nederland. ISBN 90-9007080-X.
- Rödelsperger K, Bruckel B, Manke J, Woitowitz HJ, Pott F. (1987) Potential health risks from the use of fibrous mineral absorption granulates. *Br J Ind Med*; 44: 337-43.
- Rømyhr O, Berntsen M, Dalene M, Karlson D, Lindahl R, Skarping G, Smedbold HT, Leira HL. (2002) Yrkeshygieniske målinger ved påføring av epoksy- og polyuretanbaserte industrimalinger. Rapport nr. 02.2002. Arbeidsmedisinsk avdeling, St. Olavs hospital. Trondheim.
- Schiøtz E. (1938) Forgiftninger med trikloretylen ("tri") spesielt med henblikk på kjemiske rensier. *Nord Med Tidsskr*; 15: 808-13.
- Schnatter AR, Thériault G, Katz AM, Thompson FS, Donaleski D, Murray N. (1992) A retrospective mortality study within operating segments of a petroleum company. *American Journal of Industrial Medicine* 22: 209-229.
- SFT. (2001) Verifisering av stoffer, produkttyper og mengder i maling og lakk. Statens forurensingstilsyn. Tilgjengelig på: sft.no/publikasjoner/kjemikalier/1784/ta1784.pdf
- SFT. (2004) Utslipp på norsk kontinentalsokkel 2002. Statens Forurensingstilsyn. Oslo. ISBN 82-7655-481-4.
- SHDIR (2005) Temasider om tobakk.. Sosial og helsedirektoratet. Tilgjengelig på: shdir.no/tobakk
- Shusterman D, Quinlan P, Lowengart R, Cone J. (1990) Methylene chloride intoxication in a furniture refinisher. *J Occ Med*; 32: 451-454.
- Siemiatycki J, Fritschi L, Nadon L, Gerin M. (1997) Reliability of an expert rating procedure for retrospective assessment of occupational exposures in community-based case-control studies. *Am J Ind Med*; 31: 280-6.
- Siemiatycki J, Richardson L, Straif K, Latreille B, Lakhani R, Campbell S, Rousseau MC, Boffetta P. (2004) Listing occupational carcinogens. *Environ Health Perspect*; 112: 1447-59.
- Skender LJ, Karacic V, Prpic-Majic D. (1991) A comparative study of human levels of trichloroethylene and tetrachloroethylene after occupational exposure. *Arch Environment Health*; 46: 174-178.

Skogstad A, Skaug V, Bye E, Lenvik K. (1999) Bruk av keramiske fibrer i norsk industri. Statens arbeidsmiljøinstitutt. HD1104/99 FOU.

Smith GF. (1966) Trichlorethylene. A review. *Br J Ind Med*; 23: 249-262.

Spence SK, Rocchi PS. (1996) Exposure to asbestos fibres during gasket removal. *Ann Occup Hyg*; 40: 583-588.

Spencer JW, Plisko MJ, Balzer JLR. (1999) Asbestos fiber release from the brake pads of overhead industrial cranes. *Appl Occup Envir Hyg*; 14: 397-402.

Standards Norway. (2004) NORSOK standard M501 Surface preparation and protective coating. Rev. 5, Juni 2004. Lysaker.

Statens Strålevern. (1995) StrålevernHefte 4 Dosegrense for yrkeseksponerte – ioniserende stråling. Statens Strålevern. Bærum.

Statens Strålevern. (1997) StrålevernHefte 12 Avleiringer av naturlig radioaktive stoffer i olje-og gassproduksjon. Bærum.

Steinsvåg K. (2004) Eksponering for kreftfremkallende faktorer i norsk offshore petroleumsvirksomhet. *Ramazzini*: 3: 9.

Steinsvåg K, Bråtveit M, Moen BE. (2005) Exposure to Oil Mist and Oil Vapour During Offshore Drilling in Norway, 1979-2004. *Ann Occup Hyg*. 2005 Sep 1; [Epub ahead of print]

Steinsvåg K, Schei TM, Svendsen K, Woldbæk T. (2003) Oljedamp og oljetåke ved boring offshore. *Yrkeshygienikeren*: 3.

Strand LÅ, Andersen A. (2001) Kartlegging av kreftrisiko og årsaksspesifikk dødelighet blant ansatte i norsk offshorevirksomhet, Innsamling av bakgrunnsdata og etablering av kohort. *Kreftregisteret*. Oslo.

Tilgjengelig på

kreftregisteret.no/om_kreftregisteret/publikasjoner/fulltekst/offshorerapporten.htm

Stridsklev IC, Schaller K-H, Langård S. (2004) Monitoring of chromium and nickel in biological fluids of stainless steel welders using the flux-cored-wire (FWC) welding method. *In Arch Occup Environ Health*; 77: 587-591.

Sverud T, Estensen ASG. (1997) PCB i bygningsmaterialer. Fugemasse, betongtilsats, gulvbelegg og maling/skipsmaling. Rapport 98:09. Statens forurensingstilsyn. Oslo. ISBN 82-7655-11-4.

Thorud S, Kraft J. (2003) Isocyanater – en oversikt. STAMI-rapport nr 1. Statens arbeidsmiljøinstitutt. Oslo. ISSN: 1502-0932.

Tinnerberg H, Heikkila P, Huici-Montagud A, Bernal F, Forni A, Wanders S, Welinder H, Wilhardt P, Stromberg U, Norppa H, Kndusen L, Bonassi S, Hagmar L. (2003) Retrospective exposure assessment and quality control in an international multi-centre case-control study. *Ann Occup Hyg*; 47: 37-47.

't Mannetje A, Fevotte J, Fletcher T, Brennan P, Legoza J, Szeremi M, Paldy A, Brzezniccki S, Gromiec J, Ruxanda-Artenie C, Stanescu-Dumitru R, Ivanov N, Shterengorz R, Hettychova L, Krizanova D, Cassidy A, van Tongeren M, Boffetta P. (2003) Assessing exposure misclassification by expert assessment in multicenter occupational studies. *Epidemiology*; 14: 585-592.

Tola S, Hernberg S, Vesanto R. (1976) Occupational lead exposure in Finland. VI. Final report. *Scand J Work Environ Health*; 2: 115-27.

Tolbert PE. (1997) Oils and cancer. Review. *Cancer Causes Control*; 8: 386-405.

van Tongeren M, Nieuwenhuijsen MJ, Gardiner K, Armstrong B, Vrijheid M, Dolk H, Botting B. (2002) A job-exposure matrix for potential endocrine-disrupting chemicals developed for a study into the association between maternal occupational exposure and hypospadias. *Ann Occup Hyg*; 46: 465-77.

Verma DK, Johnson DM, McLean JD. (2000) Benzene and total hydrocarbon exposures in the upstream petroleum oil and gas industry. *Am Ind Hyg Assoc J*; 61: 255-63.

Verma DK, Sahai D, Kurtz LA, Finkelstein MM. (2004) Current Man-made mineral fibers (MMMMF) exposures among Ontario construction workers. *J Occup Environ Hyg*; 1: 306-18.

Vork KL, Hammond K, Sparer J, Cullen MR. (2001) Prevention of lead poisoning in construction workers: A new public health approach. *Am J Ind Med*; 39: 243-253.

van der Wal JF. (1985) Exposure of welders to fumes, Cr, Ni, Cu and gases in Dutch industries. *Ann Occup Hyg*; 29: 377-89.

van der Wal JF. (1990) Exposure of welders to fumes and gases in Dutch industries: summary of results. *Ann Occup Hyg*; 34: 45-54.

Waterman LS, Purnell CJ, Anderson PW. (1990) Airborne fibre levels associated with the use of MMMF brazing mats during welding operations. *Ann Occup Hyg*; 34: 97-9.

Watts WF, Parker DR. (1995) Quartz exposure trends in metal and nonmetal mining. *Appl Occup Environ Hyg*; 10: 1009-1018.

Whiteley S, Plant N. (2000) Occupational exposure to benzene, toluene, xylene and ethylbenzene during routine offshore oil and gas production operations. Offshore Technology report – OTO 1999 088. Health and Safety Executive. Storbritannia.

Williams GM jr, Crossman RN jr. (2003) Asbestos release during removal of resilient floor covering materials by recommended work practices of the resilient floor covering institute. *Appl Occup Environ Hyg*; 18: 466-478.

Wøhni T.(2005) Statens Strålevern: Personlig kommentar.

Øvrebø S. (1996) Biomarkers for occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. Doktorgrad fra Statens Arbeidsmiljøinstitutt. ISBN 82-90688-06-7.

Annet

Råolje og kondensat: kjemisk sammensetning for ulike felt på norsk sokkel kan finnes på følgende Internettadresser:

- prod.exxonmobil.com/crude_oil/
- hydro.com/en/our_business/oil_energy/sales_distribution/products/norway.html
- statoil.com/statoilcom/crude/svg02659.nsf?OpenDatabase&lang=en&artid=4175824B409BE853C1256B5600528E2F

Vedlegg 1. Fakta fra intervjurunden

Tabell 1. Oljeselskaper – fakta fra intervjurunden

Selskap (sted)	Dato	Nr.	Intervju-objekt Nåværende stilling (da intervjuet ble gjennomført)	(Offshore)Erfaring – tidligere stillinger
BP Norge AS (Forus, Stavanger)	15.09.2003	1	Leder for Helse- og arbeidsmiljø-avdeling	Leder siden januar 2002. Tidligere ansatt i OD. Utdannet biolog.
		2	Bedriftslege	Bedriftslege i BP siden august 1995.
		3	Yrkeshygieniker	Yrkeshygieniker for BP i syv år. Utdannet kjemiker.
		4	Operatør	7 år som operatør for Phillips på Ekofisk. Deretter 17 år som operatør og 2 år som laborant på Valhall. De to siste årene på land.
		5	Boreingeniør	Utdannet sivilingeniør i 1979. Begynte i Amoco i 1980. Jobbet med boring på Valhall.
ConocoPhillips (Tananger, Stavanger)	19.02.03	6	Yrkeshygieniker	Utdannet sykepleier. Har jobbet som sykepleier/HMS-kordinator i Phillips siden 1986. Fulltids yrkeshygieniker siden 1996.
		7	Prosessingeniør	Ansatt i Phillips i 1977. Laborant offshore 1978-1991. Deretter på land med prosjekter innen drift og prosess.
		8	Kampanjeleder og tilrettelegger Overflate	Ansatt i Phillips siden 1978, og jobbet som overflatebehandler og maler. De siste 15-16 årene i administrative stillinger.
		9	Boreleder	Begynte i Phillips i 1975 som produksjonsoperatør. Fra 1980 jobbet som borer: inkludert 1.5 år på dansk sokkel.
		10	Tilrettelegger roterende utstyr (turbin)	Ansatt i Phillips i 30 år, 29 år offshore. Tidligere maskinist.
		11	Bedriftslege	Erfaring fra ELF og Marinen. Vært oljevaktslege i 15 år.
		12	Direktør for avslutning (decom.)	Gått gradene fra prosessetekniker til plattformsjef (flere plattformer). Offshore 1974-1997. Decom. siden 1997. Tidligere sjømann og entreprenør.
Esso Norge AS (Forus, Stavanger)	12.11.03	13	Yrkeshygieniker	Cand.scient kjemi. Reservoaring. i Statoil 1985-1990. Yrkeshygieniker: Statoil 1990-1993; Smedvig 1997-1999; Esso 1999-dd.
		14	Bedriftslege	Esso siden 1995.
		15	Bedriftslege	Bedriftsoverlege (Oslo). I Esso siden 1993.

Selskap (sted)	Dato	Nr.	Intervju-objekt Nåværende stilling (da intervjuet ble gjennomført)	(Offshore)Erfaring – tidligere stillinger
		16	Automatiker	Offshore siden 1979 for Aker. Odinplattformen i 1983. På land et par år, deretter vedlikeholdsleder på Balder og Jotun og plattformsjef på Jotun B i 1.5 år.
Hydro Olje og Energi	16.06.03	17	Plattformsjef	12 år i e-verksbransjen/tilsynsvirksomhet. Elektrosjef på Oseberg 1985. Vedlikeholdssjef 1988-91. Produksjonssjef. Engineering-gruppe. Canada i 1.5 år (PetroCanada). Troll og Sture. Plattformsjef på Brage de siste fire årene.
		18	Oljetransport	Stureprosjektet i 1986. Offshore Oseberg C fra 1993 som avdelingsingeniør og vedlikeholdsleder for elektroinstrument. Fra 1997 senior automasjon/vedlikeholdsleder samme sted. Fra 2002 oljetransport/shipping på land (Sandsli).
		19	Bedriftslege	Bedriftslege de siste fem årene for Hydro.
		20	Driftsleder	Maskinsjef til sjøs. Rafnes 1977-84. 4 år offshore for Mobil/Statoil Staffjord C og Gullfaks A. For Hydro offshore Oseberg A og C siden 1987 som driftsoperatør, senior driftsoperatør og driftsleder de siste 5-6 årene.
		21	Yrkeshygieniker	Yrkeshygieniker for Hydro i tre år.
A/S Norske Shell	20.05.03	22	Vedlikeholdsleder	15 år i Shell. 1993-2001 vedlikeholdsleder Draugen.
		23	Driftsprosjektstøtte	Ansatt i 11 år. 5-6 år som senior driftsoperatør, deretter mekaniker i vedlikeholdsavdeling og to siste år i driftsprosjektstøtte. Har vært verne- og hovedverneombud.
		24	Driftsoperatør	Driftsoperatør på Draugen siden 1993.
		25	Driftsoperatør	Kårstø 1984-7. Shell raffineriet 87-91. Draugen 1991-6 som driftstekniker. Vedlikeholdsplanlegger på raffineriet 96-2000. Siden 2000 operation rep. for Draugen.
		26	Bedriftslege	Elf 3.5 år, Shell siden 1989.
		27	Yrkeshygieniker	I Shell siden 2000.
Statoil ASA, Bergen (Sandsli, Bergen)	20.06.03	28	Hovedverneombud Gullfaks	Mekaniker i konsultentselskapet Terotech 1979-79 (offshore). 1989-98 mekaniker på Gullfaks C. Fem år som hovedverneombud.
		29	Sikkerhetsleder	Sikkerhetsleder siden 1989 på Gullfaks A, B og C
		30	Leder for mekanisk avdeling	1978-85 hjelpearbeider mekanisk Ekofisk. 1985-92 senior mekaniker for Statoil, leder mekanisk siden 1992.

Selskap (sted)	Dato	Nr.	Intervju-objekt Nåværende stilling (da intervjuet ble gjennomført)	(Offshore)Erfaring – tidligere stillinger
		31	Ventilasjonsansvarlig	Ventilasjonsansvarlig for Gullfaks og Veslefrikk siden 1994.
		32	Produksjonsleder GFB	Maskinist handelsflåten i 16-17 år. Operatør produksjon Ekofisk i 1979. Tok ingeniørutdannelse. Statoil GFB i 1985. Produksjonsleder siden 1990.
		33	Bedriftslege	Bedriftslege i Statoil siden 1988.
		34	Fagleder produksjonskjemikalier	Jobbet med produksjonskjemikalier siden 1985 for Statoil.
		35	Yrkeshygieniker	Yrkeshygieniker i Statoil siden 1998.
Statoil ASA, Stavanger (Forus, Stavanger)	02.09.03	36	Yrkeshygieniker	1987-97 OD. Yrkeshygieniker i Statoil siden 1997.
		37	Brønnservice	Brønnservice siden 1990 for Aker Kværner Maritime Well Service.
		38	Hovedverneombud	1985-93 laborant Statfjord C 1993-2002 prosessetekniker 2002-dd HVO
		39	Bedriftslege	1982-92 Aker 1992-2000 Saga 2000 Statoil
		40	Hovedverneombud	Elektriker på Statfjord 1980-2000. HVO etter dette.
Total E&P Norge AS (Stavanger)	10.06.03	41	Bedriftslege	
		42	Hovedverneombud	
		43	Produksjonsoperatør	Siden 1976 på Frigg
		44	Fagforeningsleder	1981-1994 Instrumenttekniker Hovedverneombud og fagforeningsleder etter dette.
		45	Rådgiver	1981-92 vedlikeholdssjef 1992-95 feltsjef 1995-03 rådgiver
		46	Ingeniør (onshore)	1982-94 Instrumenttekniker offshore for ELF. Onshore etterpå.

Tabell 2. Kontraktørselskaper – fakta fra intervjurunden

Selskap (sted)	Dato	Nr	Intervju-objekt Nåværende stilling (da intervjuet ble gjennomført)	(Offshore)Erfaring – tidligere stillinger
ABB Offshore Systems AS (Risøy, Haugesund)	18.11.03	47	Avdelingsleder for overflatebehandling	Begynte på verftet i 1971. Offshore: 1977-81 arbeidsleder Ekofisk 1981-82 Staffjord B 82-dd på verftet i Haugesund, sporadiske 2-3 dagers turer offshore.
		48	NDT-operatør	Sveiser på verftet siden 1965. Ekofisk 1977-78. 15 års erfaring som NDT-operatør
		49	Sveiser	Sveiser siden 1995. Offshore på fulltid i 1.5 år. Veksler nå på oppdrag på land og ute.
Aker Kværner Offshore Partner (Strømsteinen, Stavanger)	19.11.03	50	Bedriftslege	I AKOP siden 1995.
		51	Verne/sikkerhetsleder	Begynte som hjelpearbeider i 1970. Tok fagbrev sveis og platearbeider. Jobbet som arbeidsleder, sveising på Ekofisk 1977-8. Administrative stillinger siden 80-tallet.
		52	Leder	Maskinist. Installasjonsleder på Ekofisk i 1991.
		53	Maskiningeniør	I Aker i 15 år, nå som plassleder. Jobbet på Staffjord A i 1978.
		54	Toksikolog	AKOP i 14 år med planlegging av arbeidsmiljø og strategi.
Baker Hughes Inteq	06.11.03	55	Mudekspert	1988-dd
		56	Økotoksikolog	Tidligere erfaring fra SFT 1996-dd miljødokumentasjonsansvarlig for BHI
		57	Mudingeniør	Tre års erfaring
		58	Strålevernansvarlig	Siden 1986 i BHI
Dalseide & Fløysand Group AS (Kokstad, Bergen)	21.10.03	59	Yrkeshygieniker	Yrkeshygieniker i Kokstad BHT
		60	Administrerende direktør	Adm.dir. i DFG siden 1995. Lang fartstid i malingsbransjen.
		61	HMSK-ansvarlig	HMSK-ansvarlig siden 1995. Jobbet med maling siden 1963 for International Farvefabrik og Monopol Hempel.
ESS Offshore AS (Bergen)	01.03.04	62	Klubbleder	1983-98 forpleining Ekofisk 1998-2000 forpleining Varg 2000-dd klubbleder for NOPEF-klubben ESS

Selskap (sted)	Dato	Nr	Intervju-objekt Nåværende stilling (da intervjuet ble gjennomført)	(Offshore)Erfaring – tidligere stillinger
Halliburton (Tananger, Stavanger)	26.11.03	63	Sykepleier BHT / HAM-leder	50% Sykepleier i MedCo bedriftshelsetjeneste og 50% ansvarlig for helse og arbeidsmiljø i Halliburton.
		64	Hovedverneombud	Offshore erfaring.
M-I Norge AS og Swaco Norge AS (Forus, Stavanger)	05.11.03	65	Kvalitetssikring	Utdannet kjemiingeniør. Ansatt i MI siden 1980. Fire års fartstid offshore som mudingeniør. Siden 1990 kvalitetssikring.
		66	Arbeids-og ytemiljø-rådgiver	Petroleumsingeniør (1986). Offshore mudingeniør. Siste 6-7 årene ytre miljø og arbeidsmiljø rådgivning til M-Is kunder.
		67	Prosjektleder	Ansatt i M-I 1996. Siden nov. 2000 prosjektleder for BP/Talismans kaksknuseanlegg på Ula, Gyda og Valhall.
Maersk Contractors (Forus, Stavanger)	26.11.03	68	Yrkeshygieniker	Kjemiingeniør, 3 års erfaring som YH i Maersk.
		69	Assisterende superintendent	Gått gradene i borecrew siden 1989 på Mærsk Giant.
		70	Sykepleier - offshore	Offshoresykepleier på Mærsk Giant.
Odfjell Drilling (Sandli, Bergen)	01.12.03	71	Hovedverneombud	Borecrew siden 1990. Nå HVO.
		72	Boresjef	Begynte som hjelpearbeider i 1975. I perioden 1990-2002 boreleder og boresjef. På land etter dette.
		73	Myndighetskoordinator	Maskinist. Kontrollromsoperatør i Odfjell 1980-91. Myndighetskoordinator siden 1991.
Prosafte Drilling Services AS (Kokstad, Bergen)	14.10.03	74	Yrkeshygieniker	YH for Kokstad BHT
		75	HMS-Seksjonsleder	Flyterigg, borecrew 1983-95. Fra 1995 på land, seksjonsleder HMS siden 1998.
		76	MPA-operatør	MPA-operatør på Gullfaks siden 1986.
Smedvig ASA (Dusavika, Stavanger)	05.11.03	77	Borer	Borecrew i 7 år for Smedvig.
		78	Borer	Borecrew siden 1989 for Smedvig.
		79	Bedriftlege	Bedriftlege siden 1985 for Smedvig.
		80	Yrkeshygieniker	Sykepleier offshore 4,5 år. YH siden 1997 i Smedvig.
Transocean (Veritasbygget, Stavanger sentrum)	06.11.03	81	Driftssjef	Borecrew siden 1973 (fra hjelpearbeider til boresjef). I dag driftssjef.
		82	Hovedtillitsvalgt	Utenriks kjemikaliefart 1973-1992. 1992 kontrollromsoperatør for Transocean på forskjellige rigger. Nå hovedtillitsvalgt.
		83	Yrkeshygieniker	Sivilingeniør kjemi. YH for Transocean siden 1997.

Tabell 3. Offentlige myndigheter

Myndighet (sted)	Dato	Antall deltakere fra myndighet	Tema diskutert
Oljedirektoratet (Ullandhaug, Stavanger)	10.12.03	3	Generelt om ODs rolle i forhold til arbeidsmiljø offshore. Tilsyn.
Statens forurensings tilsyn (Helsfyr, Oslo)	09.03.04	2	Generelt om ytre miljø. Kjemikaliesubstitusjon.
Statens Strålevern (Østerås, Oslo)	09.03.04	4	Lavradioaktive avleiringer Persondosimetri Radar og elektromagnetiske felt

Vedlegg 2. Yrkeskategorier

Yrkeskategori	Jobbtitler som kan inngå (med kommentarer)
Boring og brønnvedlikehold	
Boredekkсарbeider	Boredekkсарbeider/Roughneck/Boredekk smann Hjelpearbeider/Roustabout/Rigger (overlappende: mikser også mye mud på shaker) Pumpemann Motormann (Tittelen går igjen under maskinist)
Boreslamsarbeider	Shakeroperatør MPA-operatør Smaccoperatør Slurryoperatør
Tårnmann	Tårnmann/Derrickman Assisterende Tårnmann/Derrickman
Borer	Borer/Driller Assisterende Borer/Driller
Brønnservicearbeider	Sementer/Sementeringsoperatør (mer spesialisert enn foringsoperatør) Foringsoperatør/Casingoperator (kan i tillegg gjøre mange ulike oppgaver: sand ut av feller, vasking osv.)
MWD/Mud-operatør	MWD (Measure while drilling)-logger/ operatør/-ingeniør (på 90-tallet fikk man teknologi som gjorde at man kunne logge og bore samtidig). Mudingeniør Mudlogger Slamlogger / -operatør

Yrkeskategori	Jobbtitler som kan inngå (med kommentarer)
Produksjon og prosess	
Prosesstekniker	Produksjonstekniker/-operatør Prosesstekniker/-operatør Driftsoperatør/-tekniker Senior produksjonstekniker
Kontrollromsoperatør	Kontrollromsoperatør Stabilitetssjef (<i>maritimt yrke</i>) Ballastoperatør/-ingeniør/-formann Barge engineer/-master
Laboratorietekniker	Laboratorietekniker Laborant Labingeniør

Yrkeskategori	Jobbtitler som kan inngå (med kommentarer)
Vedlikehold/ inspeksjon/dekk/konstruksjon	
Elektriker	Elektriker Elektromontør El-montør Kuldetekniker
Instrumenttekniker	Instrumenttekniker/-montør/-rørlegger (<i>beveger seg overalt, ”finslig” arbeid</i>) Automatiker/-montør/-tekniker Automasjonsmontør/ -mekaniker Måletekniker
Radio/tele-operatør	Teletekniker (<i>ligner litt på instrumentteknikers arbeidsoppgaver, men arbeidet er dedikert til faste teleområder uten tilsvarende ekstra belastning som instr.tekn. får</i>) Telecomtekniker Teleingeniør Radiooperatør
NDT-inspektør	NDT-inspektør Røntgen
Rørlegger	Rørlegger/industrirørlegger Pipefitter
Sveiser	Sveiser/welder
Platearbeider	Platearbeider
Mekaniker	Mekaniker (<i>ofte i kombinasjon med sveiser, felles oppgaver/felles verksted</i>) (<i>mekaniker, sveiser og platearbeider noenlunde lik eksponering</i>)
Maskinist	Maskinist Motormann Maskinromsoperatør
Turbintekniker/hydrauliker	Turbintekniker Hydrauliker (<i>begge sorterer vanligvis under mekanisk avdeling</i>)
Dekksarbeider	Dekksarbeider (<i>utfører en rekke forskjellige oppgaver, deriblant fjerning av isolasjon</i>) Rigger Hjelpearbeider dekk Flaggmann Helivakt Brannvakt/-leder/-tekniker Vaktmester Materialforvalter/-koordinator/-mann

	(fast stilling) Kranfører (fast stilling)
Industrirenghjører	Cleaner Industrirenghjører
Overflatebehandler	Maler/industrialmaler Overflatebehandler Sprøytemaler Sandblåser
Stillasbygger	Stillasbygger Stillasarbeider Stillasmontør
Isolatør	Isolatør (ikke tilstede hele tiden på alle plattformer) Brannisolatør

Yrkeskategori	Jobbtitler som kan inngå (med kommentarer)
Forpleining og Helse/Kontor/Administrasjon	
Forpleining	
Forpleiningsansatt	Forpleiningsassistent Forpleiningssjef Cateringsassistent/-arbeider/-personell Servicearbeider Renholder/-operatør/-assistent Vaskeriarbeider
Kokk	Kjøkkenmedarbeider/medhjelper Kjøkkensjef Byssemedhjelper/-arbeider Kokk (kokkene steker mye) Assistent kokk Nattkokk Baker Konditor Stuert/steward Kjøkkensjef
Kontor/Administrasjon/Helse	Generell gruppe, inkluderer ledere
Yrker som ikke vil bli vurdert*	Flytekniker/-mekaniker Dykker

*Rapporten konsentrerer seg om personell som har sitt virke på selve innretningen. Det er forøvrig gjort mange studier på dykkere og flyteknikere/-mekanikere arbeid. Ved søk i databasen Medline på Internett eller tilsvarende vil man få mange treff for disse yrkesgruppene.

Generell kommentar

Generelt har flytende innretninger (borerigger etc.) lite innleid personell, mens på faste produksjonsinstallasjoner er det mange å ta av. Det fører til at på rigger involveres man gjerne i flere oppgaver enn på store produksjonsplattformer.

Vedlegg 3. Andre offshore-karsinogener

Kadmium (IARC-gruppe 1)

Cas-Nr.: 7440-43-9

Informasjon om produkter fra ulike kilder

Ved ODs henvendelse til oljeselskaper i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at kadmiumsulfat brukes svært sporadisk i små kvanta som laboratoriekjemikalie.

Spor av kadmium kan finnes borekjemikaliet i barytt.

Styren (IARC-gruppe 2B)

Cas-Nr.: 100-42-5

Administrativ norm (12-timers offshoredag): 75 mg/m³ eller 15 ppm

Informasjon om produkter fra ulike kilder

Ved ODs henvendelse til oljeselskaper i 1990 om å liste opp kreftfremkallende stoffer, ble det oppgitt at styren var løsemiddel i 3M Brand Spray Adhesive 76 (som også inneholder diklormetan) og i glassfiberforsterket polyesterbelegg.

Umettede polyesterharpikser er syntetisk forbindelser (polymerer) som inngår som bestanddel i vanlig glassfiberarmert plast og gelcoat og som bindemiddel i polyesterlakk og polyestersparkel. Forbindelsene er umettede, og derfor herdbare. Den brukes i en blanding med en polymeriserbar væske, vanligvis styren (30-40%). Styren fungerer både som løse- og herdemiddel. Harpiksen med eventuelle fyllstoffer, armering, pigment og antialdringsmidler herdes ved tilsetning av en initiator som starter kopolymerisasjonen av styrenet og den umettede polyestern slik at det dannes et hardt uløselig produkt (Store norske leksikon, 2005).

Ved reparering av glassfiberarmert herdeplast (GRP)-rør (fortrinnsvis under kampanjer/nedstengning) fungerer styren i polyester-herdeprosessen (Gemini).

Etylbenzen (IARC-gruppe 2B)

Generell informasjon

Cas-nr. 100-41-4

Administrativ norm (12-timers offshore-arbeidsdag): 12 mg/m³ eller 3 ppm

Etylbenzen (C₆H₅C₂H₅) er som benzen naturlig tilstede i råolje. Eksponeringsfare for personell er som beskrevet for benzen.

Etylbenzen er ofte til stede i xylenblandinger, f.eks. i malinger (Moen *et al.*, 2003).

Etylbenzen finnes ofte som bestanddel av xylen: opptil 20% av teknisk xylen er etylbenzen.

Som løsemiddel i malinger kan man finne opp mot 5% xylen, mens i tynnere kan det finnes så mye som 20% xylen. Det er først og fremst overflatebehandlere som kan eksponeres for etylbenzen via xylenblandinger.

Stekeos

Flere studier antyder sammenheng mellom PAH-eksponering fra stekeos (eng. *cooking oil fumes*) og utvikling av lungekreft (sitert fra Svendsen *et al.*, 2003). Siemetycki (og IARC) har ikke tatt stekeos / arbeid som kokk opp til vurdering. Det finnes få europeiske studier på eksponering for stekeos og helseeffekter.

Stekeos vil ikke bli vurdert i denne rapporten.

Kvikksølv (metalliske og uorganiske kvikksølvforbindelser: IARC-gruppe 3)

Gasskompressorer pumper gass fra jorden. Disse ble rengjort med høytrykksspyler. Kompressorene inneholder kvikksølv (Hg) fra formasjonen. Dette innebar hud- og inhalasjonseksponering. Fra 1998 ble gasskompressorene sendt til land for rengjøring.

Diverse karsinogener

Diverse karsinogener fra Chess Pride databasen (april 2003) som ikke vil bli gjennomgått separat i denne rapporten da de antas å være mindre betydningsfulle:

1,2-Dikloretan

CAS Nr. 107-06-2

IARC-gruppe 2B

Dikloretan finnes i et produkt som fungerer som drivstoff additiv. STATOIL Mongstad står som produsent/importør, og det antas derfor at dette produktet kun brukes på Mongstad.

1,4-Dioksan

CAS Nr. 123-91-1

IARC-gruppe 2B

Laboratoriekjemikalie fra Kebo Lab AS. Løsemiddel.

Acetaldehyd

CAS Nr. 75-07-0

IARC-gruppe 2B

Laboratoriekjemikalie fra KEBO Lab.

Diantimontrioksid

CAS Nr. 1309-64-4

IARC-gruppe 2B

Vannbasert produkt for sømløs beskyttelse av isolering.

4,4-Metylendianilin

CAS Nr. 101-77-9

IARC-gruppe 2B

Finnes i to-komponent løsemiddelfri epoksymaling.

Arsen

CAS Nr. 7440-38-2

IARC-gruppe 1

Konsentrasjon 0.02144% i to-komponent fleksibel skjøtemasse for skjøting og reparasjon av gummikabler.

Kadmiumhydroksid

CAS Nr. 21041-95-2

IARC-gruppe 1

I batterier, 5-10 %.

Kobolt(II)klorid

CAS Nr. 7646-79-9

IARC-gruppe 1

0.01-1% i silikagel. Tørkemiddel. Silisiumdioksid med koboltklorid.
Laboratoriekjemikalie.

Vedlegg 4. Eksponeringslitteratur

Generell informasjon

For fullstendige referanser, vennligst se Kap 6. Litteraturliste. Noe av teksten i tabellene vil foreligge på engelsk. Dette er ikke en fullstendig oversikt over eksponeringslitteratur for de enkelte faktorene.

1. ASBEST	149
2. KRYSTALLINSK SILIKA (RESPIRABEL)	153
3. BLY, KROM (VI), NIKKEL, SVEISERØYK	155
4. REFRAKTORISKE KERAMISKE FIBRE	162
5. TRIKLORETYLEN	165

1. Asbest

Administrativ norm for 12-timers arbeidsdag: 0.06 fibre/cm³.

Tabell 1.1 Asbest: bremsebånd og pakninger

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Overhead cranes / bremser m/ 12% krysotil asbest	Prøvetaking ved oppholdssteder for operatører	Person	4	0,010-0,035 fibre/cm ³	0,011	149-417	Fasekontrast –PCM	Spencer <i>et al.</i> , 1999
			4	<LOD (LOD=0,0034-0,0094)	<LOD	149-417	Elektr mikr - TEM	
		Stasjonær	21	<0,005-0,011 (LOD=0,005)	<LOD	225-470	PCM	
			21	<LOD (LOD=<0,0026-0,0036)	<LOD	225-470	TEM	
Pakninger (tørre) 40- 80% krysotil asbest – historisk simulering- worst case, testrom; skraping, børsting, tilpassing og fjerning	Industrial fittings Maritime fittings	Person	10	0,026(0,005-0,052)		480	PCM	Boelter <i>et al.</i> , 2002
			10	0,013(0,00-0,029)		480		
	Industrial fittings Maritime fittings	Stasjonær	40	0,023(0,005-0,048)		480		
			40	0,012(0,001-0,025)		480		
Pakninger /normal arbeidsplass 5-70% krysotil asbest	Komplett demontering og rengjøring av dieselmaskin	Person	14	<LOD-0,017 (n=1 >LOD) (LOD= 0,021-0,12)	<LOD	11-163	PCM	Liukonen og Weir, 2005
			Stasjonær	10	<LOD (LOD=0,007-0,118)	<LOD		
Pakninger-fjerning, arbeidsplass oil/chemical ind.	Skraping, børsting Power sanding	Person	3 1	0,11-0,33 1,4		19-46	PCM	Cheng og McDermott, 1991

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
	Våtmetode: skraping/børsting		2	<0,06				
Pakninger-fjerning, våt metode	<i>fjerning av hele pakninger</i> fjerning av ødelagte	<i>Person</i> Person	<i>11</i>	<i>0,042-0,242</i> 7 av 11<LOD max:0,0014 <LOD-0,025 <LOD-0,0037		400-435 71-147	PCM TEM PCM TEM	Spence og Rocchi, 1996
Støv fra ubrukte, nye asbestholdige bremsekomponenter		Ubrukte asbestholdige bremsebånd ble oversildret med vann. Vannet ble analysert for asbestfibre.		Konklusjon: forfatterene konkluderer med at enhver håndtering av nye asbestholdige bremsekomponenter vil forårsake frigivelse av støv som inneholder krysotil asbest av respirabel størrelse.				Atkinson <i>et al.</i> , 2004

Tabell 1.2 Asbest – miksing av asbest fra sekk, asbestsanering, påføring av brannisolasjon og lim/coat med asbest

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Miksing av 100% asbest fra sekk-ventilert kammer 28,2 luftutvekslinger/time	Sekkekutting og overføring av sekk til beholder 2-7 sekker pr 15min	Stasjonær	16	0,39-1,9 -estimerte peak eksponeringer 0,6-80 ved 0,2-10 luftutveksl/time		15	PCM	Esmen og Corn, 1998
	Overføring av åpnet sekk til beholder 2-7 sekker pr 15 min	Stasjonær	17	0,17-0,83		15		
Asbestfjerning	Takplater-10-15% riving (brekk, skrape, børste, kutte) og pakking-våt metode, 4 luftutv/time	Person Stasjonær	12 10	0,008(<0,006-0,031) 0,019(0,0009-0,069)		60-180	PCM	Lange og Thomulka, 2002
	Gulvbelegg, 5-65%, våt metode, 4 luftutv/time	Stasjonær	44 44	<0,003-0,34 0,035-0,902		<56 min	PCM ATEM	Williams og Crossman, 2003
	Gulvbelegg, 3-15%, tørr metode, skraping, hamring	Person	11 14	0,032(0,009-0,076) 0,015(0,006-0,055)		185-480	PCM	Lange, 2002

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
	Pipe isolering i "crawl space" og kjelerom	Person Stasjonær	45 97	0,08(<0,01-0,55) 0,09(<0,01-0,75)		>110 TWA beregnet	PCM	Lange <i>et al.</i> , 2005
	Pipe isolering-30-45%, glovebag prosedyre	Person	26	0,012(<0,004-0,031)		100-400	PCM	Lange, 2004
	Pipe/kjele; lim og coating (væskeform) til isolasjon, 1-9%: renske søl, pussing, fjerning og feiing	Person Stasjonær Person Stasjonær	154 244 154 244	<LOD(n=146)-0,100 (LOD=0,02-0,12) <LOD(n=147)-0,062 (LOD=0,005-0,01) bare 6 av 398 >LOD (0,0017-0,0184 for these 6)		ca.30min	PCM PCM TEM (LOD:0,01-0,05) TEM (LOD=0,002-0,004)	Paustenbach <i>et al.</i> , 2004
	Fjerning av påsprøytet asbest-brannisolasjon-test rom	Person tørrmetode våtmetode	79	GM 16,4 0,5		30-60 min	Millipore PCM	Paik <i>et al.</i> , 1983
Påføring isolasjon	Pipe/kjele; lim og coating (væskeform) til isolasjon, 1-9%: Påføring	Person Stasjonær Person Stasjonær	18 36 18 36	Alle<LOD <LOD(n=21)-0,015 Alle<LOD Alle <LOD		ca.30min	PCM PCM TEM TEM	Paustenbach <i>et al.</i> , 2004
Påføring av lim/coating som inneholdt asbest test rom 4 luftskifte/time	Diverse arbeid -snekker -elektriker -maler -VVS	Person	184	GM 0,13 0,13 0,08 0,19			Millipore PCM	Paik <i>et al.</i> , 1983

2. Krystallinsk silika (respirabel)

Administrativ norm (12-timer) for α -kvarts: total støv 0.18 mg/m³, respirabelt støv: 0,06 mg/m³

Tabell 2.1 Håndtering av sekker med silika

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Håndtering/fylling av sekker med silica (43%) til f.eks. sandblåsing	Bag operator/bag stacker (fylling) Cleanup crew	Person		GM range (1975-1993) 0,05-0,12 0,03-0,07		full shift	1,7 l/min m/cyklon x-ray-analyse	Watts og Parker, 1995
Manuell tømning av silika sand i hopper	Hopper loader	Person	9	AM 0,14(0,04-0,35) (silika innhold i respirabelt støv : 7,1-37.5%)	0,08	83-308	Gillian samplers 1,7 l/min m/cyklon NIOSH 7500-analyse- x-ray	Lipton <i>et al.</i> , 1996

Tabell 2.2 Eksponering for krystallinsk silika ved betongproduksjon/sementering

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Produksjon av betongprodukter; Tiles, bricks etc		Person	96	AM 0,06 0,0003-0,186		8 t	Casella cyklon IR	Meijer <i>et al.</i> , 2001

Tabell 2.3 Eksponering for krystallinsk silika ved sandblåsing

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Abrasive blasting av stålbru	Silica sand (silika innhold i respirabelt støv : 7,1-37.5%)	Person	7	<LOD-0,2 mg/m ³	0,02	62-211	Personbårne-inni respirator-helmet hos sandblåsere	Lipton <i>et al.</i> , 1996
		Abrasive blasting	6	AM 0,19(0,04-0,53)	0,08	79-299	Gillian samplers 1,7 l/min m/cyklon NIOSH 7500-analyse- x-ray	
		Trafikk-kontroll i omr. Flaggers	3	nd-0,02	0,02	243-327		
Wet abrasive blasting av parkeringshus i betong	Material; 80% sand + 20% vann (20% resp silica i resp støv –som i betong)	Person	7	GM(range)		205-483	Person -utenfor maske Task based 1,7 l/min m/cyklon NIOSH 7500-analyse- x-ray	Golla og Heitbrink, 2004
		Ved bakke	9	0,22(0,12-0,43)				
		På plattform	8	0,13(0,04-0,41)				
Sandblåsing av umalt, rusten overflate	Kullslag Silica sand Silica sand m/støvdemper Garnet Steel grit	Person		nd			I pustesone-trolig utenfor maske	Flynn og Susi, 2004 basert på NIOSH rapport
					37,6			
					24,2			
					1,84			
				nd				

3. Bly, krom (VI), nikkel, sveiserøyk

Administrative normer- luft for 12-timers arbeidsdag:

Bly: 0,03 mg/m³

Cr(VI): 0,012 mg/m³

Ni: 0,03 mg/m³

Sveiserøyk: 3 mg/m³

Blodbly

Måling av blyinnholdet i blod skal utføres hver 3. måned.

Dersom tre etterfølgende kvartalskontroller viser verdier lavere enn 0,5 µmol/l for kvinner i fertil alder, og 1,0 µmol/l for øvrige arbeidstakere, kan kontroll av blyinnholdet i blod foretas en gang pr. år så lenge eksponeringsnivået og arbeidsforholdene er uendrede.

Arbeidstaker som arbeider med bly eller blyforbindelser, skal omplasseres i minimum 3 måneder dersom følgende grenseverdier overskrides:

Kvinnelig arbeidstaker i fertil alder som har blyverdier i blodet større enn 0,75 mikromol per liter eller 3 påfølgende kvartalskontroller i området 0,5-0,75 mikromol per liter, skal omplasseres til annet arbeid til verdiene har sunket til under 0,5 mikromol per liter. Øvrige arbeidstakere som har verdier større enn 2,0 mikromol per liter eller 3 påfølgende kvartalskontroller i området 1,5-2,0 mikromol per liter, skal omplasseres til annet arbeid til verdiene har sunket til under 1,5 mikromol per liter.

Omregningsfaktor: µg Pb/dl blod x 0,04826 = µmol Pb/liter blod

Tabell 3.1 Håndtering av blyholdig smøremiddel

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Håndtering av blyholdig smøremiddel	Eksperimentell påføring av gearolje (1.35% lead naphthenate) på begge forarmer; 1-2 ml pr påstryk i 20 dager	Blod	10	Data indikerer opptak av bly, men datene er ikke analysert statistisk og er ikke konklusive				Hine <i>et al.</i> , 1969
Håndtering av blyholdig smøremiddel	Vedlikehold og montering av maskindeler/hudk ontakt med blyholdig (2-7%) grease og olje (lead naphthenate)	Blod Vedlikehold/teknikere					AA	Van Peteghem og De-Vos, 1974
		1. undersøk.: -kontrollgrp	10	AM 16 µg/dl (10-25)	12			Konklusjon: Høyere nivå hos eksponerte
		-hudekspo	9	AM 28 µg/dl (22-34)	29			
		2.undersøk.: -hudekspo	69	AM 28 µg/dl (11-74)	27			
		Monteringsarb	26	AM 27 µg/dl (11-46)	28			

Tabell 3.2 Sandblåsing

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Abrasiv blasting i felt Medium; glass, AlO, plastikk, valnøtt	Fjerning av primer og maling Material; flydeler av Fe, Al, kompoitt	Person	67 77	Range i snitt for 10 oppgaver; Pb: 0,003-0,15 mg/m ³ Cr(VI): 0,004-0,2 mg/m ³		6 timer - Omregnet til TWA	Person-utenfor maske Button aerosol Pb:ICP Cr(VI); VAS	Aizenberg <i>et al.</i> , 2000
Wet abrasive methods Medium: kullslag, mineral sand, calcium silikat blandet med vann	Fjerning av blyholdig maling fra; Tre; -metode 1 -metode 2 Murstein -metode 1 -metode 2	Person	3 3 6 6	Pb; 0,0709 mg/m ³ 0,0551 0,0684 0,0815		Omregnet til TWA	Personlig i pustesone analyse X-ray fluorescence	Daniels <i>et al.</i> , 2001
Sandblåsing av umalt, rusten overflate	Kullslag Silica sand Silica sand m/støvdemper Garnet Steel grit	Person		Pb 0,012 mg/m ³ 0,008 0,011 0,010 0,025			I pustesone	Flynn og Susi, 2004 basert på NIOSH-rapp

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range)	Median	Tid	Metode	Referanse
Malingsfjerning fra stålbru Abrasive blasting Medium: Steel shot		Person		Pb luft:median (range) mg/m ³		8-10 timer	I pustesonen-inni supplied air helmets, men utenfor halvmaske 37mm CAC analyse: AAS	Conroy <i>et al.</i> , 1996
	Abrasive blasting	Pb-Luft	64 12 17	0,366(0,012-4,401) 0,219(0,014-1,400) 0,160(0,026-3,423)				
	Painting, flytte utstyr, equip operators, cleaning, maintenance	Pb-Luft	11	0,130(0,042-2,500)				
			15	0,440(0,013-1,900)				
			6	0,046(0,012-0,180)				
	Stasjonære prøver Pb	9 10	10,970(0,196-29,950) 3,277(0,533-18,200)					
	Total Cr – prøver	4 5	0,0235(0,0013-0,0437) 0,369(0,0094-0,657)					
	Blasters&sweeper	Pb-Blod;	32	Pb blod (µg/dl) 32(6-57)		en blodprøve pr mnd		
	Equipment op & helpers		19	37(5-74)				
Bru-prosjekt, blyinnhold i maling snitt;3-41% 1992-1995	Malingskontraktører 1992 1993 1994 1995 Blandingskontrakt Jernarbeidkontr.	Blodprøver annual peak	47 159 414 447	Median(5 og 95 percentil) (µg/dl) 27(6-74) 13(5-40) 14(5-41) 15(4-38)				Vork <i>et al.</i> , 2001

Tabell 3.3 Eksponering ved sveising og sliping.

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range) For Cr og Ni er verdiene oppgitt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Median	Tid	Metode	Referanse
Sveising på rustfritt stål		TIG (pusteluft)		Ni: AM (range) 5.9 (DG-27) Cr(+VI): ikke detekterbar	1.8 Ikke d.	Fullshift minus lunsj	Pustesone – utenfor sveiseskjerm	Karlsen <i>et al.</i> , 1994
		MIG/MAG (pusteluft)		Ni: AM (range) 85 (7.8-590) Cr(+VI): AM (range) 3.3 (DG-23)	46 0.8		Millipore, 25 mm	
		TIG (luftprøve)		Ni: AM (range) 8.6 (DG-48) Cr(+VI): AM (range) Ikke detekterbar (DG-2.4)			Analyse: Ni: FAP Cr+VI Abs spekt med DPC	
		MIG/MAG (luftprøve)		Ni: AM (range) 9.9 (DG-52) Cr(+VI): AM (range) 1.8 (DG-6.3)				
Sveising på rustfritt stål		MMA	15	Range Cr(+VI) 25-1500 Ni 15-210		To prøver å 3 timer per skift	Pustesone	van der Wal, 1985
		MIG	2	Cr(+VI) <1 Ni 30			Analyse: AAS (atomaborpsjons spektrometri)	
		TIG	48	Cr(+VI) <1 Ni 10-40				

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range) For Cr og Ni er verdiene oppgitt i µg/m ³	Median	Tid	Metode	Referanse
Sveising på rustfritt stål		MMA	17 17	AM (range) Cr(+VI) 0.25 (0.014-1.5) Ni 0.057 (0.01-0.21)		To prøver å 3 timer per skift	Pustesone Analyse: AAS (atomaborpsjons spektrometri)	van der Wal, 1990
		MIG	13 11	Cr(+VI) <0.001 Ni 0.10 (0.04-0.37)				
		TIG	8 8	Cr(+VI) <0.001 Ni 0.02 (0.01-0.04)				
Skjærebrenning på svart stål, malt		Skjærebrenning	8 8	Cr(+VI) <0.002 Pb 0.08 (0.02-0.11)				
Sveising på diverse materiale og ulike metoder	Rustfritt og "mild steel"	Person-luft RUSTFRITT: -MMA -MIG -TIG MILD STEEL -MMA -MIG	 57 37 22 14 16	Krom (+VI) µg/m ³ AM(range) 86 (1-649) 3,7 (1-65) 2,4 (1-16) 1 (1-1) 1 (1-1)			Prøvene tatt inni sveishjelm i pustesonen Millipore 37mm Vannløselig Cr+VI Abs spekt med DPC	Edmé <i>et al.</i> , 1997
		Blodverdier; Rustfritt Mild steel Kontroll	112 30 32	GM(range) µg/l 3,6 (0,65-45,4) 1,8 (0,39-17,22) 1,2 (0,4-3,0)			Biologiske prøver etter 8 t arbeidsdag; analyse:AAS	
Sveising på rustfritt stålmed FCW metode (flux-cored-wire)		Person-luft Cr+VI Ni	7	11,3 (<0,2-151,3) 50,4 (<0,2-416,7)		full skift	Prøvene tatt inni sveishjelm i pustesonen	Stridsklev <i>et al.</i> , 2004

Prosess/utstyr	Jobb	Prøvetype	n	Snitt (range) For Cr og Ni er verdiene oppgitt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Median	Tid	Metode	Referanse
		Blodverdier RUSTFRITT: Cr+VI Ni KONTROLL: Cr+VI Ni	19 ?	1,25 (<0,4-8,3) 0,84 (<0,8-3,3) 0,37 (<0,3-1,5) 0,66 (<0,48-1,4)			Biologiske prøver etter 8 t arbeidsdag; analyse:AAS	
Sveising og sliping rustfritt stål	SVEISING- MMA: Tankskip, Offshore- modul MMA/rustfritt stål (bare passiv ventilasjon) I verksted; lokal+gen ventilasjon SLIPING: Verksted	Sveiserøyk Ni Cr+VI Sveiserøyk Ni Cr+VI Sveiserøyk Ni Cr+VI Sveiserøyk Ni Cr+VI	48 48 48 30 30 30 42 42 42 34 34 34	AM 5,4 (0,3-29) mg/m^3 50 (2,8-150) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 140 (3,6-640) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 3,0 (1,0-5,8) mg/m^3 11 (1,6-41) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 6,2 (<LOD-18) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 2,0 (0,5-6,6) 14 (5,5-39) 12 (>LOD-84) 11 (3,1-51) mg/m^3 250 (79-650) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ <LOD (>LOD-0,9) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2,7 43 48 2,9 8,8 3,7 1,5 10 5,7 9,7 210 <LOD	Fullshift minus lunsj	Pustesone – utenfor sveiseskjerm Millipore, 25 mm Analyse: Ni: FAP Cr+VI Abs spekt med DPC	Karlsen <i>et al.</i> , 1994

4. Refraktoriske keramiske fibre

Tabell 4.1 Oversikt over studier som rapporterer eksponeringsdata på refraktoriske keramiske fibre.

Arbeidskategori/arbeidsoperasjon	Type	n	Prøvetid (min)	AM	Median	Range	GM	Referanser	
<i>Annleggsarbeid</i>									
Batt <i>Laborer</i>	Finishing Folding/preparation	Personbåren	1	143	0.08	—	—	Verma <i>et al.</i> , 2004	
		Personbåren	2	130-182	0.05	—	0.04-0.06		
<i>Multiple workers</i>	Installing Secondary exposure-beyond enclosure	Stasjonær	3	96-321	< LOD	—	—		
		Personbåren	2	326-333	0.05	—	0.03-0.06		
		Stasjonær	2	87-127	0.02	—	< LOD?		
		—	—	—	—	—	—		
Brick <i>Bricklayer</i>	Cutting	Personbårne	1	69	1.64	—	—		
<i>Foreman</i>	Installing	Personbårne	1	67	0.38	—	—		
	Supervising	Personbårne	1	63	0.28	—	—		
<i>Laborer</i>	Helping	Personbårne	1	58	0.59	—	—		
Pipe wrap <i>Insulator</i>	Installing	Personbåren	5	56-91	0.42	0.40	0.26-0.65	—	
Sprayed <i>Laborer</i>	Dumping	Personbåren	2	10-14	0.11	—	0.10-0.13	—	
<i>Isoleringsarbeid, nedstrømsbrukere, m.v.</i>									
Smelteverk og støperi	Isoleringsarbeid	Personbåren	—	—	—	—	0.13-5.0	—	Krantz <i>et al.</i> , 1994
	Reparasjon og vedlikehold		—	—	—	—	0.22-2.2	—	
	Rivingsarbeid		—	—	—	—	> 200	—	

Arbeidskategori/arbeidsoperasjon	Type	n	Prøvetid (min)	AM	Median	Range	GM	Referanser
Eksposering ble målt ved arbeid i 13 ovner (furnaces) på 6 raffinerier og 2 kjemiske fabrikker								
Oppgaver som indirekte gav RCF-release	Personbåren							
Inspeksjon og mindre reparasjoner		5	23-120			0.023-0.34	0.08	Cheng <i>et al.</i> , 1992
Montering av stillas		10	60-300			0.007-2.2	0.18	
Reparering av isolasjonen		4	15-110			0.05-0.34	0.14	
Sveising, skjærebrenning og arc gouging		18	35-240			0.003-17	0.39	
Fjerning av RCF isolasjon								
Fjerning av RCF tepper (blankets)		11	60-280			0.059-17	1.3	
Fjerning av RCF modules		11	60-328			0.19-2.5	0.62	
Fjerning av bulk RCF insulation		7	68-304			0.18-2.2	0.46	
Behandling av RCF avfall		3	125-195			0.009-0.05	0.02	
Installere RCF isolasjon								
Pakke bulk RCF isolasjon		10	90-145			0.094-1.7	0.62	
Installere RCF tepper		31	64-453			0.024-2.6	0.14	
Installere RCF modules	18	76-375			0.061-1.7	0.23		
Ceramic fibre brazing mats damaged during welding operations	Personbåren	—	—	—	—	< 0,05	—	Waterman <i>et al.</i> , 1990
Insulation work using blanket	Personbåren	—	—	1,0	—	—	—	Friar <i>et al.</i> , 1989
Stripping and relining furnace panel		—	—	1,2	—	—	—	
Machining and ventilation control of ceramic fibreboard		—	—	0,6	—	—	—	
Isoleringsarbeid (ovn)	Personbåren	5	—	0,46 (SD 0,25)	—	0,12 - 0,77	—	Class <i>et al.</i> , 2001
Målinger tatt av medlemmer i Refractory Ceramic Fibers Coalition, US	Personbåren							Maxim <i>et al.</i> , 1997
Assembly		418	—	0,29 (0,35)	0,19	0,005 - 2,2	0,16	
Auxiliary		305	—	0,15 (0,30)	0,056	0,002-2,7	0,057	
Finishing		581	—	0,87 (1,9)	0,46	0,009-30	0,41	

Arbeidskategori/arbeidsoperasjon		Type	n	Prøvetid (min)	AM	Median	Range	GM	Referanser
Installation	Fitting/packing/wrapping, cutting, pounding/tamping, and hardware installation		288	—	0,41 (0,47)	0,24	0,003-2,5	0,20	
Mixing/forming	Mixing/forming, wet-end papermaking		417	—	0,31 (0,40)	0,18	0,007-4,1	0,18	
Removal	Mold knockout, cleanup/disposal, disassembly, furnace maintenance		108	—	1,2 (1,0)	0,91	0,027-5,4	0,80	

5. Trikloretylen

Ny administrativ norm er pt (19.09.2005) under utarbeidelse (tidligere norm var 1 fiber/cm³ per 8 timers arbeidsdag / 0.6 fiber/cm³ offshore 12 timers arbeidsdag).

Tabell 5.1 Eksponering for trikloretylen for ulike yrkesgrupper.

Yrkesgruppe	Eksponeringsnivå	Referanse
Trykkere	ND –26 ppm	Finley og Page, 2004
Vulkaniseringsarbeid	160-500 mg/m ³	Norseth, 1979
Industriarbeidere	20-110 mg/m ³	Axelson <i>et al.</i> , 1994
Industriarbeidere (sannsynligvis)	90-340 ppm	Smith, 1966
Renseriarbeidere	25-40 ppm	Skender <i>et al.</i> , 1991
Tørrenseriarbeidere med maskin	4-10 ppm	Earnest, 1996

Vedlegg 5. Yrkeshygieniske målinger

Måleresultater fra noen gjennomgatte yrkeshygieniske målinger

Dette er ikke en fullstendig oversikt over resultater fra innkomne yrkeshygieniske målerapporter.

1. ASBEST.....	167
2. KRYSTALLINSK SILIKA	168
3. REFRAKTORISKE KERAMISKE FIBRE	172
4. KROMFORBINDELSER, SEKSVERDIG	173
5. SVEISING – KROM OG NIKKEL	174
6. FORMALDEHYD	176
7. TETRAKLORETYLEN	178
8. AKRYLAMID.....	179

1. Asbest

1.1 Asbestsanering på fast installasjon

Spesialutdannede asbestsanerere har gjennomført fjerning av asbest på installasjon bygget på 70-tallet.

Måledata ved asbestsanering:

Dato	Plassering	Fibre/cm3	Kommentar
02.11.95	Stasjonær	0.0006	Før asbestsanering
03.11.95	Stasjonær	0.0004	Ved asbestsanering
03.11.95	Stasjonær	<0.0002	Ved asbestsanering
03.11.95	Stasjonær	<0.0002	Etter asbestsanering, etter vask av rom
23.06.96	Stasjonær	<0.0002	
23.06.96	Stasjonær	<0.0002	
30.05.95	Stasjonær	<0.0001	
30.05.95	Stasjonær	<0.0001	
30.05.95	Stasjonær	<0.0001	
30.05.95	Stasjonær	0.0002	
30.05.95	Stasjonær	0.0002	
22.06.95	Stasjonær	<0.0002	
23.06.95	Stasjonær	<0.0002	
23.06.95	Stasjonær	0.0008	
24.06.95	Stasjonær	<0.0002	
25.06.95	Stasjonær	0.0003	
24.06.95	Stasjonær	0.0003	
31.05.95	Stasjonær	<0.0002	
04.06.95	Stasjonær	<0.0002	
05.06.95	Stasjonær	<0.0002	
03.06.95	Stasjonær	<0.0002	
01.06.95	Stasjonær	<0.0002	
03.06.95	Stasjonær	<0.0002	

2. Krystallinsk silika

2.1 Måling av respirabelt (personbårne prøver) og totalstøv (stasjonære prøver) i sekkerom på fast installasjon, 1999.

Prøveutstyr: 37 mm cellulose acetat filter med kassett, pumper (for personbårne prøver ble sykron som skilte ut de største partiklene benyttet).

Alle prøvene er tatt mens det pågikk tilsetning av tørrstoffkjemikalier til boreslam.

Ikke oppgitt prøvetid.

Prøvetype	Total støv [mg/m ³]	Respirabelt støv [mg/m ³]
Personbåret		0.10
Personbåret		0.19
Stasjonær ved arbeidsbenk	0.45	
Stasjonær ved løftebord	0.30	
Stasjonær ved miksestasjon sekkekutter	0.32	
Personbåret		0.32
Personbåret		0.18
Stasjonær ved miksestasjon sekkekutter	0.69	
Stasjonær ved løftebord	0.74	
Stasjonær ved arbeidsbenk	0.60	
Stasjonær ved miksestasjon sekkekutter	0.18	
Stasjonær ved løftebord	0.31	
Stasjonær ved arbeidsbenk	0.2	

Personbårne prøver av tårnmann og tårnmannassistent:

$n=4$, Aritmetisk gjennomsnitt: 0.20 mg/m³, range: 0.10-0.32 mg/m³

Stasjonære prøver

$n=9$, Aritmetisk gjennomsnitt: 0.42, range: 0.18-0.74 mg/m³

Resultatene ble ansett som så lave at det ikke ble foretatt spesifikk måling på kvartsinnhold.

2.2 Bestemmelse av støveksposering i forbindelse med miksing av kjemikalier på sekkelager på fast installasjon, 2002

På installasjonen ble sekker kuttet manuelt før de ble skjøvet inn i maskinen.

Prøveutstyr: 37 mm cellulose acetat filterkassett med 0.8 µm porestørrelse.

Prøvetid: 25 min, 3 t 20 min og ca 5 timer.

Prøvetype	Tid [min]	Total støv [mg/m ³]	Tilsats av kjemikalier
Personbåret	231	15.12	70 sekker Lime
Stasjonær	228	3.15	25 sekker Bentone 128 11 sekker Versavert Vis
Personbåret	205	5.87	56 sekker Lime
Stasjonær	211	2.66	16 sekker Bentone 128 11 sekker Versavert Vis 6 sekker Versatrol
Personbåret	24	26.56	12 sekker Lime
Stasjonær	23	9.64	

Personbårne prøver (total støv):

$n=3$, Aritmetisk gjennomsnitt: 15.85 mg/m³ (5.87 - 15.12 - 26.56 mg/m³)

Stasjonære prøver (total støv):

$n=3$, Aritmetisk gjennomsnitt: 5.15 mg/m³ (2.66 - 3.15 - 9.64 mg/m³)

Overskridelsen av norm på 3 mg/m³ antas å skyldes den manuelle håndteringen av sekkene (løfte sekker til matebord, kutte med kniv og skyve inn i kuttemaskin), samt bytte av tomemballasje og renhold rundt sekkekutteren.

2.3 Støv-eksponering i forbindelse med miksing av kjemikalier på sekkelager om bord på fast installasjon, april 2004

Miksing automatisert, men sekker skjæres opp og mates inn i kuttemaskin manuelt. En løfteanordning løfter sekkene opp til påfyllingsbordet hvor de blir dratt eller løftet over til bordet og skjært med kniv for deretter å bli skjøvet inn i kuttemaskinen. Inne i kuttemaskinen åpnes sekkene ved at de skrues over en stor skrue som kutter sekken. Kjemikaliene blandes så i miksemaskinene. Det er i forbindelse med den manuelle håndteringen av sekkene, samt ved tømning av plastsekkene at det genereres mest støv.

Prøveutstyr: 37 mm filterkassetter med celluloseacetat-filter med 0.8 µm porestørrelse
Prøvetakingstid: 90 og 155 minutter.

Prøvetype	Tid [min]	Total støv [mg/m ³]	Tilsats av kjemikalier
Personbåren	90	2.8	1240 kg Lime
Stasjonær	90	0.4	62 sekker
Personbåret	155	8.4	625 kg Bentone
Stasjonær	155	1.3	25 sekker

Konklusjon: for få prøver til å konkludere, men prøvene gir en indikasjon på at det er for høy eksponering i forhold til norm under sekkekutting (det ble kun målt så lenge det var aktivitet på sekkekutteren).

2.4 Kartlegging av støv på fast installasjon, 2001

Støvnivå målt ved to Procon- sekkeømmestasjoner. Målingene ble foretatt mens det ble tilsatt kalsiumhydroksid (lime). En sekk per tredje minutt ble tilsatt over en periode på 1.5 time.

Prøvet metode: direktevisende instrument Dust Trac Aerosol Monitor, innstilt på å måle totalt støv (10 µm inlet).

Resultater:

Støvnivået økte vesentlig ved følgende situasjoner:

- Under problemer med tiltetting i pulvertransporten ut av Procon-stasjonen
- Ved håndtering av sundrevne sekker
- Ved bytte av tomsekk-sekk.
- Da operatøren rengjorde klær og sko med lufttrykk.
- Ved rengjøring (spyling med vann)

Gjennomsnitt over 1.5 time var 0.85 mg/m³ (intervall: 0.1-20 mg/m³). Spesielt høy eksponering ble målt nær operatørene.

2.5 Risikovurdering Kjemisk eksponering Oljebasert boreslam, fast installasjon, 1999

Støvmålinger i forbindelse med noen få sekker av Lime og Truvis. Målinger foretatt så nær operatørens innåndingssone.

Prøvetakingsmetode: direktevisende støvmåleinstrument (Dust Trac).

Situasjon	Totalstøv [mg/m ³]	Prøvetakingstid [minutter]
En sekk med lime inn i sekkekutter (Supercalco)	0.3	8
En sundrevet sekk (Truvis) inn i sekkekutter	5	4
En sekk inn i sekkekutter og manuell flytting av 10-15 sekker fra en palle til en annen	1	7
En sekk inn i sekkekutter	0.2	6
En sekk inn i sekkekutter	2	2

Gjennomsnitt for totalstøvkonsentrasjon: 1.3 mg/m³.

Det kan komme et ”gufs” med støv akkurat i det sekken mates inn i sekkekutteren. Det hender det går hull på en av sekkene på pallen under håndtering med truck ute på plattformen. Ved fjerning av plastsekk med tomsekker blir det en del støv. Vedlikeholdsarbeide på sekkekutteren vil generere noe støv.

3. Refraktoriske keramiske fibre

3.1 Rapport fra målinger fra arbeid med Fiberfrax på fast installasjon

Bakgrunn: Målinger ble gjennomført fordi det ble reist spørsmål om helsefaren ved håndtering av Fiberfrax.

Materialer og metode: Filter tilknyttet pumper (2 l/min). Fibertelling og gravimetrisk bestemmelse. Fibermålinger og støvmålinger foregikk parallelt ved at fiberfilterkassetten ble plassert på den ene siden av operatørens hode og filterkassett for totalstøv på den andre.

Det ble målt mens man isolerte hydrokarbonførende rør, samt stripping (fjerning) av ventilkasser (som hadde vært utsatt for varme, 86-125 grader C).

Arbeidsoppgave	Prøvetype	Tid [min]	Respirable fibre [fibre/ml luft]	Totalstøv [mg/m ³]
Rørisolering med Fiberfrax	Person	69	0.43	0.6
	Person	64	0.97	<0.5
	Person	70	1.2	1
	Person	70	0.80	
	Person	65	0.82	0.9
	Person	65	0.92	
	Stasjonær	69	0.06	0.7
	Stasjonær	63	0.07	<0.5
	Stasjonær	51	0.89	1.8
	Stasjonær	50	0.08	1.5
Stripping av kasser og isolering	Person	56	0.12	
	Person	57	0.03	<0.5
	Person	59	0.13	
	Person	57	0.09	1.0
	Stasjonær	63	<0.02	<0.5
	Stasjonær	62	0.02	1.0
Isolering av kjølerør til gasskjøler	Person	51	0.03	
	Person	50	0.20	
	Person	51	0.38	
	Person	51	0.10	

Operatørene opplyste at de utførte denne form for arbeid ca 10 timer per uke.

4. Kromforbindelser, seksverdig

4.1 Støvmåling på mekanisk verksted, fast installasjon, 1997

Metode: celluloseester-filter, 4 timer med flowhastighet på pumpe = 2 l/min

Analyse: ICP-AES (Induktiv koblet plasma atomemisjonspektrofotometri)

Cr [mg/m ³]	Ni [mg/m ³]	Kommentar
<0.0005	0.0004	Stasjonær prøve i bu
0.001	0.0004	Stasjonær prøve ved glass-sliper
0.0007	0.0007	Personbåret prøve, sliping av ventiler
<0.0005	0.0004	Personbåret prøve, vedlikehold av sikkerhetsventiler, sliping
0.001	0.0004	Personbåret prøve, montering, dreining og demontering

Se målinger ved sveising under kapittelet om sveising.

5. Sveising – krom og nikkel

5.1 Prøver av sveising og slipestøv på fire flytende borerigger

Måleutstyr: Filter koblet til pumpe. Elementanalyse ved hjelp av ICP-AES (Induktivt koblet plasma atomemisjonsspektroskopi).

Prøvetakingstid [min]	Cr [mg/m ³]	Ni [mg/m ³]	Kommentar
480	<0.001	<0.001	Personbåret
495	<0.001	<0.001	Personbåret
485	<0.001	0.003	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Stasjonær, sveiseverksted
480	<0.001	<0.001	Stasjonær, sveiseverksted
480	<0.001	<0.001	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Personbåret
495	<0.001	0.002	Personbåret
530	0.002	<0.001	Personbåret
475	<0.001	<0.001	Stasjonær
480	<0.001	<0.001	Personbåret
480	<0.001	0.002	Stasjonær
475	0.011	0.006	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Personbåret
480	<0.001	<0.001	Stasjonær

5.2 Luftprøver fra sveiseverksted på produksjonsplattform

Det ble tatt målinger med henholdsvis av og påslått ventilasjonsanlegg.

Metode: Celluloseacetatfilter koplet til pumpe (pumpehastighet 2 l/min)

Analyse: elementanalyse

Prøvetid [min]	Cr [mg/m ³]	Ni [mg/m ³]	Kommentar
420	0.134	0.0347	Stasjonær prøve, uten ventilasjon
420	0.151	0.0257	Stasjonær prøve, uten ventilasjon
28	0.999	0.0963	Personbåret prøve, sveising på rustfritt materiale (pinnerveising), uten ventilasjon
22	<0.0233	1.66	Personbåret prøve, sveising på galvanisert materiale (pinnerveising), uten ventilasjon
360	<0.0014	<0.0014	Stasjonær prøve, med ventilasjon
300	0.0023	<0.0016	Stasjonær prøve, med ventilasjon
120	<0.0014	<0.0014	Personbåret prøve, sveising på rustfritt (pinnerveising), med ventilasjon

Prøver av krom (VI)-forbindelser

Prøvetid [min]	Cr (VI) [mg/m ³]	Kommentar
77	<0.006	Personbåret prøve, sveising på rustfritt materiale, uten ventilasjon
360	<0.001	Stasjonær prøve, med ventilasjon
120	<0.003	Personbåret ved sveising på rustfritt og galvanisert (pinnerveising), med ventilasjon
420	0.205	Stasjonær prøve, uten ventilasjon
360	<0.001	Stasjonær prøve, med ventilasjon

Analyse av liggstøv fra sveiseverksted viste at støvet inneholdt 0.87% krom og 0.49% nikkel.

6. Formaldehyd

6.1 Risikovurdering av kjemisk arbeidsmiljø Bruk av biocid i vanninjeksjonsanlegg og boring (oljeselskap, 1999)

Sted: fast installasjon

Boring: Biocidbruk i forbindelse med boring er begrenset til brønnkomplettering. Det vi si at det tilsettes biocid til væsken som står igjen i brønnen etter at den er rengjort for å hindre hydrogensulfid-dannelse. Biocidet som nevnes inneholder ikke formaldehyd.

Vanninjeksjon:

Påfylling av biocid (SOC 5500 og SOC 5245) fra transporttank til biocidtank skjer på dagtid. Injisering fra biocidtank skjer på kveldstid etter at annet arbeid på plattformen er avsluttet. Injisering tar ca. 2 timer.

Målinger foretatt med GMD-dosimeter.

Temperatur: 14 °C

Vind: laber bris

Arbeidsoperasjon/sted	Dato	Formaldehyd [mg/m ³]
Påfylling (personbåret)	10.06.99	0.06
Påfylling (personbåret)	01.09.99	0.07
Injeksjon (personbåret)	11.06.99	0.07
Injeksjon (personbåret)	01.09.99	0.06
Ventil, biocidtank (stasjonær)	11.06.99	0.06
Topp, biocidtank (stasjonær)	11.09.99	0.08
Under biocidtank (stasjonær)	11.09.99	0.21
Under biocidtank (stasjonær)	11.09.99	0.31
Skumseparator (stasjonær)	11.09.99	0.05
Injeksjonspumper, biocidtank (stasjonær)	11.09.99	0.05

Det hadde også vært utført målinger i 1995 ved samme biocid-injiseringpumper med 3-M formaldehyde vapour monitor uten at formaldehyd ble detektert.

Konklusjon: Designet på biocidanleggets drain/spylefunksjoner bør endres for å unngå søl og dermed avdamping av formaldehyd/biocid.

6.2 Rapport etter befaring – biocid anlegg på fast installasjon (oljeselskap, 2000)

Ved frakopling av biocidtankens påfyllingsslange, vil det forekomme søl som faller ned på dekket under. Dette fører til at både personalet som håndterer biocidinjeksjon, samt forbipasserende under tanken, kan utsettes for damp fra biocidsøl.

Måleutstyr: GMD-dosimeter

Dato: 11.05.2000

Arbeidsoperasjon/sted	Prøvetakingstid [min]	Formaldehyd [mg/m^3]
Påfylling (personbåret, prosesseksniker)	445	0.29
Påfylling (personbåret, prosesseksniker)	445	0.20
Kalibreringstank (stasjonær)	430	0.23
Ventil (stasjonær)	425	0.25
Tote tank, øvre nivå (stasjonær)	420	0.53
Tote tank, nedre nivå (stasjonær)	415	0.34

Konklusjon: designet på biocidanlegget må forbedres for å hindre søl av biocid.

7. Tetrakloretylen

7.1 Flytende borerigg, vaskeri

Analyse av perkloretylen i arbeidsatmosfære 1990

Personbårne prøver (antatt): kullrør.

Tetra- kloretylen [mg/m³]	Prøvetid [min]	Kommentar
7.8	360	
8.0	360	
8.4	360	
6.8	360	
6.5	360	
4.3	360	
4.2	360	
6.3	360	
6.3	360	
8.3	360	Normal arbeidsbelastning
10.7	330	Normal arbeidsbelastning
9.7	360	Normal arbeidsbelastning
5.2	360	Normal arbeidsbelastning
37.3	10	Uttak av rent tøy, innlegging av skittent tøy
177	10	Rengjøring av luftfilter/nålefilter
33.3	10	Uttak av rent tøy, innlegging av skittent tøy
27.7	25	Rengjøring av luftfilter, nålefilter og destillasjonstank

8. Akrylamid

8.1 Totalstøv-målinger i sekkerom ved iblanding av barytt (fra bulk) på fast installasjon, 1997

Ved miksing av Anco Tec slam. Prøvetid tilsvarer arbeidsoppgavenes varighet.

Prøvetype	Tid [min]	Total støv [mg/m³]
Stasjonær	52	69.3
Stasjonær	58	79.3
Personbåret	53	56.5

Vedlegg 6. Publisert originalartikkel

Exposure to Oil Mist and Oil Vapour During Offshore Drilling in Norway, 1979–2004

KJERSTI STEINSVÅG*, MAGNE BRÅTVEIT and BENTE E. MOEN

Department of Public Health and Primary Health Care, Section for Occupational Medicine, University of Bergen, Kalfarveien 31, N-5018 Bergen, Norway

Received 20 April 2005; in final form 2 August 2005

Objectives: To describe personal exposure to airborne hydrocarbon contaminants (oil mist and oil vapour) from 1979 to 2004 in the mud-handling areas of offshore drilling facilities operating on the Norwegian continental shelf when drilling with oil-based muds.

Methods: Qualitative and quantitative information was gathered during visits to companies involved in offshore oil and gas production in Norway. Monitoring reports on oil mist and oil vapour exposure covered 37 drilling facilities. Exposure data were analysed using descriptive statistics and by constructing linear mixed-effects models.

Results: Samples had been taken during the use of three generations of hydrocarbon base oils, namely diesel oils (1979–1984), low-aromatic mineral oils (1985–1997) and non-aromatic mineral oils (1998–2004). Sampling done before 1984 showed high exposure to diesel vapour (arithmetic mean, AM = 1217 mg m⁻³). When low-aromatic mineral oils were used, the exposure to oil mist and oil vapour was 4.3 and 36 mg m⁻³, and the respective AMs for non-aromatic mineral oils were reduced to 0.54 and 16 mg m⁻³. Downward time trends were indicated for both oil mist (6% per year) and oil vapour (8% per year) when the year of monitoring was introduced as a fixed effect in a linear mixed-effects model analysis. Rig type, technical control measures and mud temperature significantly determined exposure to oil mist. Rig type, type of base oil, viscosity of the base oil, work area, mud temperature and season significantly determined exposure to oil vapour. Major decreases in variability were found for the between-rig components.

Conclusions: Exposure to oil mist and oil vapour declined over time in the mud-handling areas of offshore drilling facilities. Exposure levels were associated with rig type, mud temperature, technical control measures, base oil, viscosity of the base oil, work area and season.

Keywords: exposure; offshore; oil drilling; oil mist; oil vapour

INTRODUCTION

Offshore exploration drilling on the Norwegian continental shelf started in 1966. Non-Norwegian multinational companies initially dominated the exploration and development of the oil and gas fields, whereas national oil companies became important operators from 1972. The number of exploration wells completed each year increased until 1986, reaching 51. Then the number levelled off and decreased to 23 in 2003. Until 2004, a total of 1063 exploration wells had been completed (Ministry of Petroleum and Energy, 2004). Drilling of

development wells increased gradually to ~190 in 2001. A total of 2329 development wells were started from 1973 to 2003 (Norwegian Petroleum Directorate, 2004).

Over the years, the oil companies have engaged many national and foreign contractors specialized in drilling operations. Workers in the drilling crews may be exposed to drilling mud, either by inhaling aerosols and vapour or by skin contact (Davidson *et al.*, 1988). The drilling mud is used for many purposes such as lubricating and cooling the drill stem and bit, providing pressure support in the well and transporting cuttings to the surface (Fig. 1). The fluid is a complex mixture of either water- or oil-based fluids and a large number of additives, depending on the system used (Hudgins, 1991). The water-based system is often used in the upper

*Author to whom correspondence should be addressed.
Tel: +47-55-58-61-57; fax: +47-55-58-61-05;
e-mail: kjersti.steinsvag@isf.uib.no

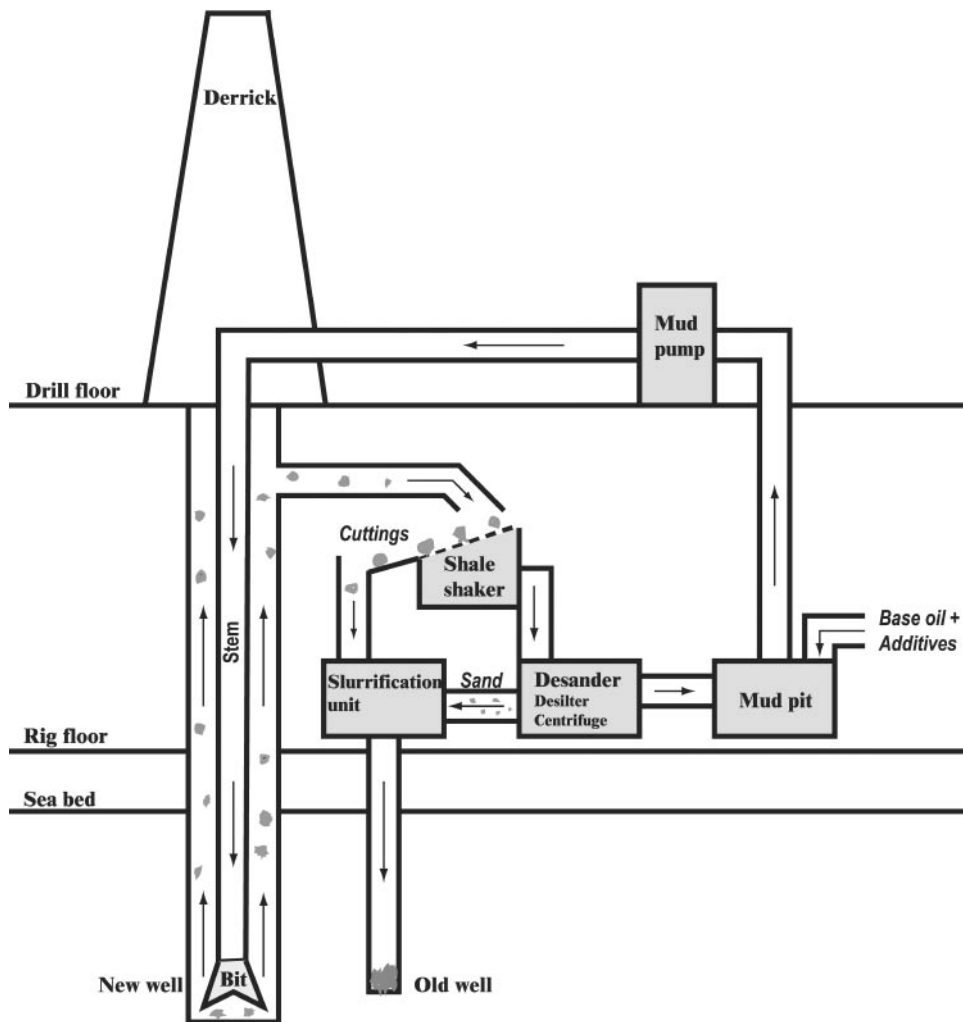


Fig. 1. The drilling mud process. Base oil and additives are mixed in the mud pit. The mud leaves the pumps at high pressure, flows inside the drill stem, passes through the nozzles of the drill bit, returns to the outside of the stem and transports rock cuttings to the platform surface. The solids and liquids are separated by vibrating screens and other cleaning equipment. The mud returns to the mud pit and is recycled, while the cuttings and sand are crushed in slurrification units, blended with water and pumped to an old well for storage.

sections of a well, whereas oil-based mud is the only option in long or deep wells. The composition of these mud systems has varied considerably both in time and between suppliers (HSE, 2000). A typical oil-based drilling fluid used on the British sector of the North Sea comprises (by volume) 52% base oil, 30% water and additives such as weighting materials (11%), emulsifiers (3%), brines (2%), pH increasers (1%) and viscosifiers (1%) (HSE, 2000). The original oil-based drilling muds contained diesel as the base oil (Davidson *et al.*, 1988). Diesel was phased out in the early 1980s and gradually replaced by petroleum-based oils with a reduced aromatic content (HSE, 2000).

Using oil-based mud systems may generate airborne hydrocarbon contaminants (oil mist and oil vapour) in the mud-handling areas (Davidson

et al., 1988). The Norwegian Oil Industry Association (1996) assumes the potential exists for inhaling oil mist and oil vapour along the flow line from the top of the well to the separation equipment, which includes shale shakers, desanders, desilters, centrifuges and the mud pits (Fig. 1). They specifically state that cleaning and changing screens on the shale shakers may lead to high exposure levels. Originally these areas were designed for water-based mud and were being kept open, and the control of aerosols and vapour relied on general ventilation.

Under such circumstances, personal exposure to total hydrocarbon compounds has been reported to be up to 450 mg m^{-3} during work at the shale shakers when drilling with oil-based mud (Davidson *et al.*, 1988). At an installation with a higher level of enclosure of the mud systems, James *et al.* (2000) reported

results from two personal samples in the shale shaker room to be 0.06 and 0.40 mg m⁻³ for oil mist and 3.2 and 35.0 mg m⁻³ for oil vapour. Although the offshore oil companies have measured exposure numerous times, published results from this working environment are scarce.

Knowledge about exposure is important in evaluating the health risk for these workers. The current Norwegian 8 h occupational exposure limit (OEL) on oil vapour of 50 mg m⁻³ (Norwegian Labour Inspection Authority, 2003) is based on a possible increased prevalence of lung fibrosis and lung cancer at exposure levels of 50–100 mg m⁻³ (Skyberg *et al.*, 1986; Rønneberg and Skyberg, 1988; Rønneberg *et al.*, 1988). The OEL for oil mist (1 mg m⁻³) (Norwegian Labour Inspection Authority, 2003) is based on irritant effects on the respiratory system at exposure levels of 2.5 mg m⁻³. However, the OEL for oil mist has to be evaluated also with regards to its content of carcinogens like polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (Arnesen, 1985). Due to 12 h shifts offshore, the OELs should be multiplied by 0.6 (Petroleum Safety Authority Norway, 2004). To our knowledge there are no published data on the association between respiratory health effects and inhaled air contaminants from oil-based drilling muds.

The currently used industrial standard for air sampling of oil mist and vapour was developed in 1989, and consists of a series coupling of a glass fibre filter with a charcoal tube backup. This method makes it possible to sample oil mist and vapour simultaneously for 2 h (Malvik and Børresen, 1988; James *et al.*, 2000). Oil mist collected on the filter is analysed by Fourier Transform Infrared Spectrometry (FTIR), while the oil vapour fraction in the charcoal tube is analysed by gas chromatography (GC) with a flame ionizing detector. Although FTIR analysis was recommended for both vapour and mist quantification (Malvik and Børresen, 1988), the industry has preferred GC-analysis for determination of oil vapour. The analysing methods are in accordance with NIOSH-methods 1500 (vapour) and 5026 (mist) (NIOSH, 1994).

Several factors such as mud temperature, mud flow rate, well length, well section and viscosity of the base oil might be expected to influence the exposure levels in the working atmosphere, but the relative contributions of these factors have not been published. Little is known regarding the formation and characteristics of the oil mist produced in the mud-handling areas. Review articles by Eide (1990) and Gardner (2003) suggest that oil droplets are generated by both the vibrating screens of the shale shakers and condensation of vapour, but no studies have been performed to support these theories or to quantify the contribution of these sources of mist.

The objective of this study was to quantify the personal exposure to airborne hydrocarbon

contaminants in the form of oil mist and oil vapour in the mud-handling areas of offshore drilling facilities operating on the Norwegian continental shelf when drilling with oil-based muds from February 1979 to May 2004. An additional aim was to identify determinants and describe time trends of exposure by modelling the measurements sampled by the method described by James *et al.* (2000). This was done as a part of a prospective cohort study on occupational cancer among 28 000 past and present offshore workers, which includes ~5000 persons involved in drilling operations (Strand and Andersen, 2001).

MATERIALS AND METHODS

Collection of data

Heads of the health and safety departments in 20 companies employing offshore workers were contacted by phone followed by an official request sent by e-mail. Attached to the e-mail was a letter from the Norwegian Oil Industry Association requesting the companies to let a University research group of 2–4 people visit the company to carry out interviews and to collect data on chemical exposure (with particular attention to carcinogens). Visits were made to oil companies (8), drilling companies (5), chemical suppliers (3) and other contractors (4). In addition, one trade union, one employer's association and relevant authorities (3) were visited in a similar manner. All those contacted accepted the visits and interviews. Key informants, selected by the company itself, such as staff responsible for health and safety, offshore drilling personnel, occupational physicians and occupational hygienists were interviewed on the work processes and chemical products used on offshore facilities. A report was written for each visit and returned to the informants for feedback. The reports were then evaluated in cooperation with the main contact in the respective companies.

The research material in this study comprises the final reports from the company visits in addition to monitoring reports and risk assessments, which were made accessible on the visiting day. When companies promised access to more exposure reports, the data collection process continued by 3–15 personal contacts with each company, either through phone (1–4), e-mail (2–12) or additional meetings (0–1). The data collection process took place in 2003 and 2004 and lasted for 18 months.

Database

A database containing information from the monitoring reports was constructed in SPSS 12.0 for Windows (SPSS Inc., Chicago, IL, USA). This database comprised relevant information to characterize exposure to oil mist and vapour in the mud-handling

Table 1. Potential determinants for oil mist and oil vapour exposure sampled by the glass fibre filter and charcoal tube method (1989–2004)

Determinants	Definition	Missing	P	
			Oil mist	Oil vapour
Dichotomous				
Rig type	1 = Movable drilling rig ($n = 121$) 0 = Fixed drilling facility ($n = 219$)	0	0.004	<0.001
Purpose of sampling	1 = Technical control measures have been done prior to sampling ($n = 127$) 0 = No technical control measures have taken place ($n = 213$)	0	0.008	0.952
Base oil	1 = Non-aromatic mineral base oil ($n = 233$) 0 = Low-aromatic mineral base oil ($n = 107$)	0	0.952	<0.001
Viscosity of base oil	1 = Base oil with low viscosity ($2.0\text{--}2.3 \text{ mm}^2 \text{ s}^{-1}$ at 40°C) ($n = 29$) 0 = Base oil with normal viscosity ($3.0\text{--}4.5 \text{ mm}^2 \text{ s}^{-1}$ at 40°C) ($n = 311$)	0	0.011	<0.001
Work area	1 = Work done at the slurrification unit ($n = 53$) 0 = Work done in other parts of the mud-handling area or drilling area (shale shaker room, mud pit room, mud laboratory, pump room, cutting wash room and drilling floor) ($n = 287$)	0	0.001	<0.001
Section	1 = Drilling in well section 12.25 inches ($n = 200$) 0 = Drilling in well section 8.5 inches ($n = 68$)	72	0.164	0.379
Season	1 = summer (April, May, June, July, August, September) ($n = 209$) 0 = winter (October, November, December, January, February, March) ($n = 131$)	0	0.140	0.330
Continuous				
Year (1989 = 1)	1989 is set as 1, year increases with one per year: 2004 = 16, range 1–16 (1989–2004)	0		
Mud temperature	Mud temperature, range $31\text{--}82^\circ\text{C}$ (AM 58°C , SD 13°C)	16		
Mud flow	Mud flow, range $550\text{--}4170 \text{ l min}^{-1}$ (AM 2975 L min^{-1} , SD 845 L min^{-1})	115		
Well length	Well length, range $1650\text{--}6385 \text{ m}$ (AM 3799 m , SD 1233 m)	216		

Missing, number of samples missing information; P, P value for the differences in exposure between groups of the respective dichotomous data; n, number of measurements; AM, arithmetic mean; SD, standard deviation.

areas. The parameters entered were: rig name, type of rig, purpose of sampling, base oil, base oil characteristics (aromatic content and viscosity), work area, year and month, weather conditions, process parameters (well section, mud temperature, mud flow and well length), sampling and analysis methods, analysing laboratory and occupational hygienist.

Type of rig was divided into fixed or movable drilling facilities (Table 1) according to the practice of the Norwegian Petroleum Directorate (2005). A fixed facility is as a generic term for all facilities placed on a field permanently, whereas a movable facility is not meant to be permanently placed on the field during its lifetime (Norwegian Petroleum Directorate, 2005).

The purpose of sampling was divided into whether or not the measurement was performed to determine the effect of technical control measures (Table 1). If information regarding the purpose was not stated (12 samples) or the purpose was to document the effect of

changing the base oil (9 samples), the samples were included in the group in which no technical measures had been performed.

Based on information in the material collected and in the literature (Davidson *et al.*, 1988; HSE, 2000), the mud systems used on the Norwegian continental shelf were divided into three generations (Table 2): diesel (1979–1984; aromatic content >15% by volume; boiling point range $150\text{--}370^\circ\text{C}$), low-aromatic mineral oils (1985–1997; aromatic content 1–10%; boiling point range $220\text{--}325^\circ\text{C}$) and non-aromatic mineral base oils (1998–2004; aromatic content <0.01%; boiling point range $230\text{--}320^\circ\text{C}$ for normal viscosity oils and boiling point range $210\text{--}260^\circ\text{C}$ for low-viscosity oils). When information on the base oil was not stated (Table 2), we assumed that low-aromatic mineral base oils were used from 1989 to 1997, versus non-aromatics from 1998 to 2004. For all samples for which the type of base oil was not stated, it was assumed that the viscosity of the base oil

Table 2. Personal exposure to oil mist and oil vapour on Norwegian offshore drilling facilities, 1979–2004, stratified by sampling method and base oil used

Sampling method	Air pollutant	Base oil	<i>n</i> (<i>u</i>)	AM (SD) mg m ⁻³	GM (GSD) mg m ⁻³	Range mg m ⁻³ (<i>n</i> < LOD)	<i>n</i> > OEL	Years	Total number of rigs (movable drilling rigs)
Filter and charcoal tube in series	Oil mist (OEL = 0.6 mg m ⁻³)	Low-aromatic mineral	90 (34)	4.30 (9.84)	0.654 (6.28)	<LOD–48.1 (5)	38	1989–1997, 2000	13 (5)
		Non-aromatic mineral	228 (52)	0.538 (0.678)	0.389 (2.10)	<LOD–8.00 (5)	55	1998–2004	27 (10)
		Low-aromatic mineral	94 (15)	36.3 (32.7)	21.4 (4.01)	<LOD–164 (2)	42	1989–1997, 2000	13 (5)
Charcoal tube	Oil vapour (OEL = 30 mg m ⁻³)	Non-aromatic mineral	233 (46)	16.1 (17.1)	9.76 (2.95)	0.30–122	36	1998–2004	27 (10)
		Diesel	40	1217 (663)	931 (2.56)	73.0–2650	3	1979, 1982, 1983	3
Dosimeter	Oil vapour	Low-aromatic mineral	9	21.5 (6.72)	20.5 (1.39)	11.2–31.0	1	1988	1
		Non-aromatic mineral	8	3.29 (0.825)	3.19 (1.31)	2.10–4.40	1	1999	1
		Low-aromatic mineral	93 (6)	91.2 (205)	37.3 (3.71)	<LOD–1450 (4)	4	1985, 1997	2

n, number of measurements; *u*, number of measurements without known base oil; AM, arithmetic mean; GM, geometric mean; GSD, geometric standard deviation; OEL, occupational exposure limit; LOD, limit of detection.

was in the normal range of 3.0–4.5 mm² s⁻¹ at 40°C (Table 1). Low-viscosity base oils with a viscosity of 2.0–2.3 mm² s⁻¹ at 40°C are presumed to be more volatile.

Occupational hygienists in this industry aim to gather samples when conditions are at the worst case. Drilling at the end of the 12.25 inch section is considered to produce the highest exposure to airborne contaminants because both mud flow and mud temperature are high. Due to fast and unpredictable changes when drilling, departure delay due to bad weather or fully booked helicopters, drilling in the subsequent, narrower 8.5 inch section may occur when occupational hygienists finally reach the platform to do sampling. The mud flow is lower in the 8.5 inch section, leading to less fluid passing the mud-handling area, which is thought to be associated with lower exposure levels.

Detailed data on weather conditions were lacking in many of the reports collected. Splitting the months of the year into summer and winter seasons was therefore selected as a rough indicator of weather conditions.

Data analysis

All exposure data from 1979 to 2004 were stratified by sampling method and base oil, and presented as arithmetic mean (AM), geometric mean (GM) and their respective standard deviations (SD and GSD) (Table 2). The frequency distributions of both oil mist and oil vapour exposure levels were skewed, and the estimated geometric standard deviations were <3 for most of the strata (Table 2). In accordance with Hornung and Reed (1990), the measurements under the limit of detection (LOD) were set as LOD/2^{1/2}. Due to the skewed nature of oil mist and oil vapour exposure data, these variables were log_e-transformed before statistical analysis (Table 3). Exposure levels in different groups were analysed by *t*-tests and one-way analysis of variance. Correlations between continuous variables were evaluated using Pearson's correlation coefficient.

Categorical variables were dichotomized before analysis (Table 1). Variables included in the exposure models were chosen on the basis of a significance level of *P* < 0.20 in univariate analysis or on logical assessment of the potential determinants of exposure (Table 1). Linear mixed-effects models were developed to model the time trend and to show the influence of different variables (*P* to enter <0.05) on personal exposure to oil mist or oil vapour. These models have the same general form as described by Rappaport *et al.* (2003). Since the data were unbalanced, the models were fitted using restricted maximum likelihood estimation. Only 86 of 340 samples had worker identification, reflecting 1–6 repetitions of 16 workers, which was considered to be too few to use worker as a random effect in the mixed models.

Table 3. Descriptive information from monitoring reports on oil mist and oil vapour exposure, including only samples taken with the sampling method of glass fibre filter and charcoal tube in series

Period of sampling	1989–2004
Number of reports	65
Number of rigs	34
Movable drilling rigs	12
Fixed drilling facilities	22
Median number of reports per rig (range)	2 (1–9)
Median number of measurements per rig (range)	8 (1–39)
Median number of years sampled per rig (range)	1 (1–8)
Number of analysing laboratories involved	9
Number of occupational hygienists involved	28
Number of measurements	340
oil mist ($n < \text{LOD}$)	318 (10)
oil vapour ($n < \text{LOD}$)	327 (2)

n , number of measurements; LOD, limit of detection.

To account for repeated measurements taken from the same rig, the individual rig was viewed as a random effect. The potential determinants of exposure were set as fixed effects.

All statistical analysis and figures were performed using SPSS 12.0 for Windows (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

RESULTS

Personal exposure

Table 2 presents the results from 72 monitoring reports on exposure to oil mist and oil vapour when drilling with oil-based muds from 1979 to 2004. Monitoring reports from before 1989 solely describe sampling of the vapour fraction with either charcoal tubes or dosimeters, and analysis by infrared spectrometry or GC. From 1989 both mist and vapour were collected at the same time on series coupled glass fiber filter and charcoal tube and analysed by FTIR and GC.

In three monitoring reports in 1979, 1982 and 1983, the AM of exposure to diesel vapour (1217 mg m^{-3}) (Table 2) was higher than the Norwegian OEL for white spirits (1050 mg m^{-3}). According to one of the monitoring reports, this OEL was used also for diesel vapour at that time. The reports said that the diesel base oils had an aromatic content of 16–24%.

When low-aromatic base oils (aromatic content 1–10%) were used and sampling was done with filter and charcoal tube in series, the AM exposure was 4.30 mg m^{-3} to oil mist and 36.3 mg m^{-3} to oil vapour (Table 2). The percentage of samples exceeding the OEL was 42% for oil mist and 45% for oil vapour. From 1998, when non-aromatic base oils (aromatic content $<0.01\%$) were used, the overall

AM exposure to oil mist declined to 0.538 and 16.1 mg m^{-3} for oil vapour (Table 2), and the percentages of samples exceeding the OEL were 24 and 15%, respectively.

Sampling oil vapour using charcoal tubes alone showed exposure within the ranges of those found when the filter and charcoal method was used (Table 2). Dosimeter sampling of oil vapour showed relatively high exposure to oil vapour compared with the present OEL. The samples collected by charcoal tube alone or by dosimeter (Table 2) were all full-shift measurements (8–12 h) covering different work areas.

Preparation for exposure models

The exposure modelling only included the measurements performed with the currently used filter and charcoal tube sampling method. This led to the exclusion of seven reports.

Descriptive information from the remaining 65 reports covers the period 1989–2004 and includes 22 fixed drilling facilities and 12 movable drilling rigs (Table 3). The number of samples taken at both movable and fixed facilities increased during this time period (Fig. 2). The median number of monitoring reports per rig was 2 (range 1–9), and the median number of samples per rig was 8 (range 1–39) (Table 3). Tables 1 and 4 present the statistical significance levels of the potential determinants of exposure.

The exposure to oil mist and vapour was significantly higher (Table 1) at the movable units (GM: 0.588 and 20.3 mg m^{-3}) than at fixed facilities (GM: 0.385 and 9.37 mg m^{-3}). The most common purpose of air sampling until 1998 was to document compliance with OELs, without any reference to controlling technical measures (Fig. 3). Later, documentation of technical and physical control measures has become the most important reason for sampling (Fig. 3). Documentation of control measures was associated with lower exposure to oil mist than compliance measurements (Table 1).

Most air samples were taken during work in the shale shaker area, where the GM exposure was 0.462 mg m^{-3} for oil mist and 15.0 mg m^{-3} for oil vapour ($n = 225$). The main task for operators in the shale shaker room is to survey the shakers in the shaker room itself or from a cabin. Further, the operators usually sample and analyse mud about four times an hour, change or repair screens on the shakers and clean the room and the shakers. The measured exposure [GM (GSD)] during work in the mud pit area [mist: $n = 44$, $0.584 (6.63) \text{ mg m}^{-3}$, vapour: $n = 41$, $10.7 (5.02) \text{ mg m}^{-3}$], the pump room [mist: $n = 6$, $0.333 (1.46) \text{ mg m}^{-3}$, vapour: $n = 6$, $15.3 (1.67) \text{ mg m}^{-3}$], the mud laboratory (vapour: $n = 4$, $16.1 (1.31) \text{ mg m}^{-3}$), the cutting wash room [mist: $n = 3$, $0.776 (1.83) \text{ mg m}^{-3}$, vapour: $n = 4$, $59.1 (1.51) \text{ mg m}^{-3}$] and the drilling floor (mist: $n = 1$, 1.40 mg m^{-3} ,

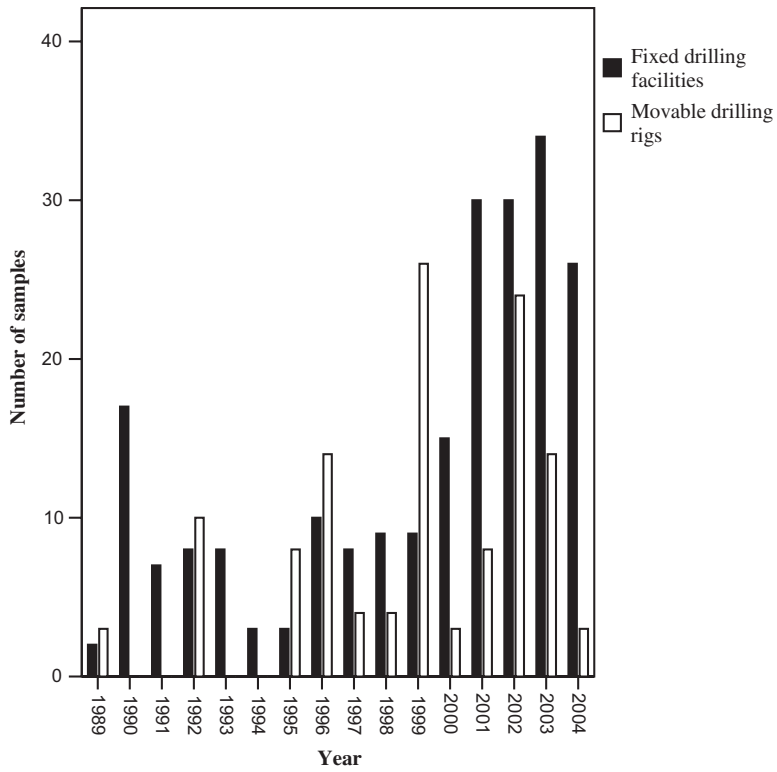


Fig. 2. Bar plot of the number of samples done on fixed and movable drilling facilities from 1989 to 2004 using the sampling method of a glass fibre filter and charcoal tube in series.

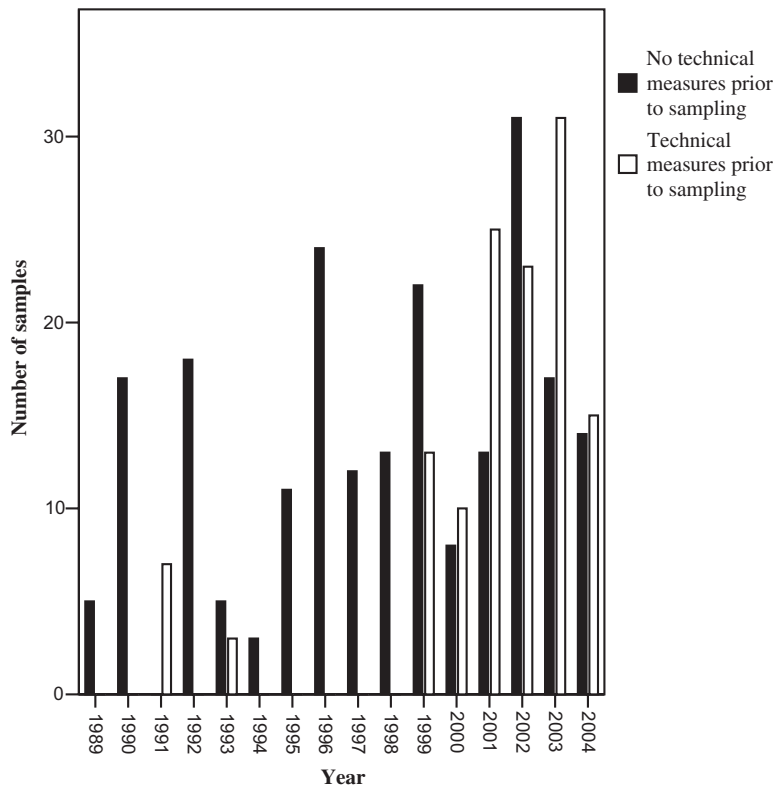


Fig. 3. Bar plot of the number of samples taken with or without technical measures prior to sampling from 1989 to 2004 using the sampling method of a glass fibre filter and charcoal tube in series.

vapour: $n = 1$, 24.0 mg m^{-3}) did not differ significantly from those found in the shaker area (analysis of variance). In exposure models, these areas were merged with the samples from the shaker areas, resulting in overall exposure to oil mist and oil vapour of 0.481 and 14.6 mg m^{-3} in this group. The exposure to oil mist (0.317 mg m^{-3}) and vapour (4.76 mg m^{-3}) was significantly lower (Table 1) for work in the slurrification unit ($n = 53$), which is present at some installations. In this area, the cuttings are crushed and blended with water to form a slurry that is reinjected into old wells (Fig. 1). One operator surveys this process, and samples of mud are taken once an hour.

The mud temperature interval covered by the samples was $31\text{--}82^\circ\text{C}$ (Table 1). Mud temperature was positively correlated with mudflow and well length, and both mud temperature and mudflow were time-dependent, with increasing trends from 1989 to 2004 (Table 4). Mud temperature was stated for most samples (Table 1), and according to the monitoring reports it has been used as an indicator of worst-case exposure in drilling. In the present study, mud temperature was considered to be a logical determinant of exposure, although in bivariate analysis mud temperature did not indicate the expected positive correlation with exposure (Table 4).

Time trends

In the linear mixed-effects model (Model 0, Table 5) with rig as random variable, the between-rig and the within-rig variance components

contributed similarly to the total variance for both exposure parameters. There were significant downward time trends for both oil mist (6.3% per year) and oil vapour (8.4% per year) when the year of monitoring was introduced as a fixed effect in a linear mixed-effects model analysis (Model 1, Table 5). This time trend was mainly associated with a reduction in the between-rig variance for both exposure parameters (Table 5). The observed GM level of exposure for oil vapour and oil mist varied from year to year but seems to have a decreasing time trend from 1989 to 2004 (Fig. 4). However, Fig. 2 shows that most of the data are from the last 6 years and that relatively few samples were taken on movable drilling rigs in the first few years after 1989. In 1992 three reports from one offshore installation showed particularly high exposure levels to oil mist, with all 18 samples exceeding the OEL. One of the reports had 10 extremely high oil mist levels (range $23.4\text{--}48.1 \text{ mg m}^{-3}$), which according to the reporting occupational hygienist might be questionable. No evidence of errors made during sampling or analysis was found, and the presence of such high exposures was not excluded. However, when excluding all oil mist results from 1992 ($n = 18$) from Model 1 (Table 5), the estimated downward time trend is 4.0%.

Determinant model of exposure to oil mist

Including the significant fixed effects of type of rig, purpose of sampling and mud temperature explained 14% of the total variance in oil mist (Model 2,

Table 4. Bivariate correlations between $\log_e(\text{oil mist } \text{mg m}^{-3})$, $\log_e(\text{oil vapour } \text{mg m}^{-3})$, year (1989 = 1), mud temperature, mud flow and well length for personal samples done with the sampling method of a glass fibre filter and charcoal tube in series

	Oil mist	Oil vapour	Year (1989 = 1)	Mud temperature	Mud flow	Well length
Oil mist						
<i>r</i>	1	0.341**	-0.325**	0.032	-0.037	0.031
<i>n</i>		306	318	304	215	204
Oil vapour						
<i>r</i>		1	-0.356**	-0.116*	-0.151*	-0.017
<i>n</i>			327	311	223	204
Year (1989 = 1)						
<i>r</i>			1	0.276**	0.472**	0.060
<i>n</i>				324	225	216
Mud temperature						
<i>r</i>				1	0.423**	0.413**
<i>n</i>					225	216
Mud flow						
<i>r</i>					1	0.068
<i>n</i>						172
Well length						
<i>r</i>						1

r, Pearson's correlation; *n*, number of samples; **, correlation is significant at $P \leq 0.01$ (two-tailed); *, correlation is significant at $P \leq 0.05$ level (two-tailed).

Table 5. Linear mixed-effects models of $\log_e(\text{oil mist mg m}^{-3})$ and $\log_e(\text{oil vapour mg m}^{-3})$ exposure by sampling performed using the sampling method of a glass fibre filter and charcoal tube in series (random effect: rig; fixed effects: other variables)

	Oil mist			Oil vapour		
	Model 0 β (SE)	Model 1 β (SE)	Model 2 β (SE)	Model 0 β (SE)	Model 1 β (SE)	Model 2 β (SE)
Intercept	-0.810 (0.168)**	-0.0881 (0.261)	-1.88 (0.387)**	2.53 (0.179)**	3.48 (0.276)**	1.81 (0.388)**
Year (1989 = 1)		-0.0656 (0.0193)*			-0.0874 (0.0205)**	
Rig type			0.783 (0.326)*			0.666 (0.302)*
Purpose of sampling			-0.545 (0.144)**			
Base oil						-0.792 (0.188)**
Viscosity of base oil						0.778 (0.258)*
Work area						-0.771 (0.162)**
Mud temperature			0.0172 (0.00593)*			0.0150 (0.00651)*
Season						0.291 (0.135)*
wrS ²	0.731 (0.0614)	0.722 (0.0608)	0.660 (0.0571)	0.884 (0.0734)	0.858 (0.0715)	0.784 (0.0675)
brS ²	0.819 (0.239)	0.649 (0.197)	0.675 (0.213)	0.938 (0.279)	0.724 (0.228)	0.540 (0.186)
wrS ² + brS ²	1.55	1.37	1.34	1.82	1.58	1.32
% Variance explained by the fixed effect(s)		12	14		13	27

β , regression coefficient; SE, standard error of the regression coefficient; **, significant at $P \leq 0.01$; *, significant at $P \leq 0.05$; wrS², within-rig variance; brS², between-rig variance.

Table 5). The within-rig variance decreased by 10%, and the between-rig variance declined by 18% compared with Model 0 (Table 5).

For a fixed production rig, this model (Model 2, Table 5) predicts a personal exposure level of 0.41 mg m⁻³ when drilling with an average mud temperature of 58°C, and the purpose of sampling is to compare with limit values. The categorical variable contributing most to a change in the estimated exposure, by a factor of 2.2, is the type of drilling rig (Model 2, Table 5). On a movable drilling rig under otherwise identical conditions, the exposure level would be 0.90 mg m⁻³. When the purpose of the air sampling is to document technical changes, the exposure is reduced by a factor of 0.58. The relationship between mud temperature and estimated oil mist exposure on fixed and movable rigs is given in Fig. 5.

Determinant model of exposure to oil vapour

In Model 2 (Table 5), the fixed effects of rig type, the type of base oil used, viscosity of the base oil, work area, mud temperature and season explained 27% of the total variance in oil vapour exposure compared with Model 0. The largest decrease was in the between-rig variance (42%), while the within-rig variance declined 11%.

The statistical model (Table 5) suggests oil vapour exposure of 14.6 mg m⁻³ in the shale shaker area of a fixed installation when drilling with low-aromatic base oil at a mud temperature of 58°C in winter. The exposure is reduced by a factor of 0.45 when drilling with non-aromatic base oil, indicating exposure of 6.6 mg m⁻³. The respective values for a movable drilling rig are 28 and 13 mg m⁻³. Low-viscosity base oils were reportedly used in some wells from January 2001. Drilling with these base oils increased exposure by a factor of 2.2. Work at the slurrification units significantly lowered exposure, by a factor of 0.46, whereas drilling in summer increased exposure 1.3 times. Increased mud temperature increases the exposure level. The relationship between mud temperature and estimated oil vapour exposure on fixed and movable rigs is given in Fig. 5.

DISCUSSION

Time trends

Our results indicate that the exposure to oil mist and vapour has decreased during recent decades, but exposure above the recommended limits is still reported.

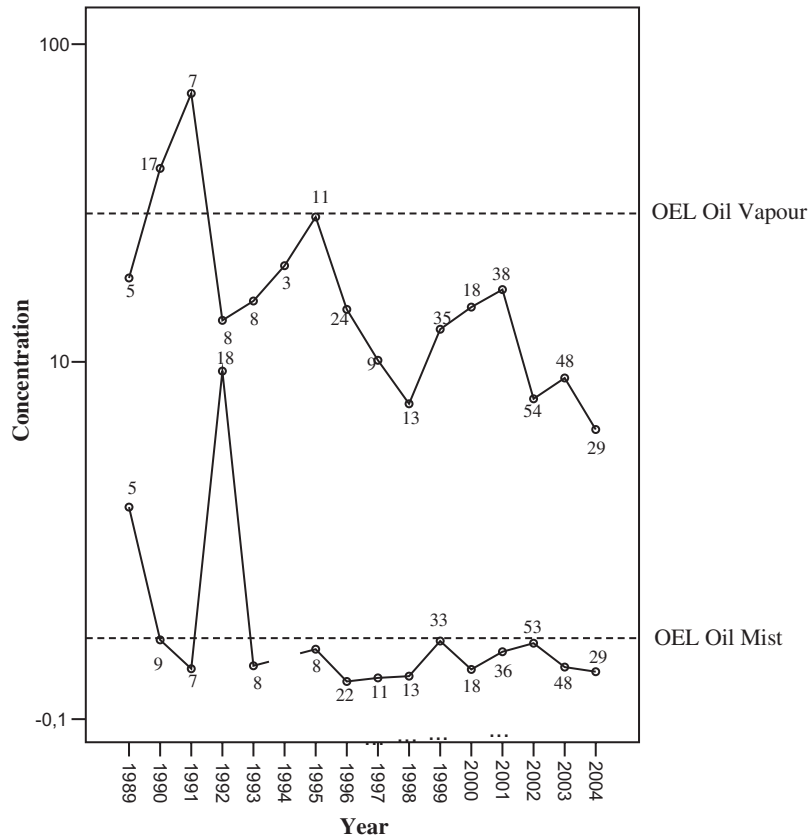


Fig. 4. Observed geometric means per year (the number of samples included are shown for each year) using the sampling method of a glass fibre filter and charcoal tube in series. The stippled lines are Norwegian occupational exposure limit values (OELs) offshore. The concentrations are given in mg m^{-3} .

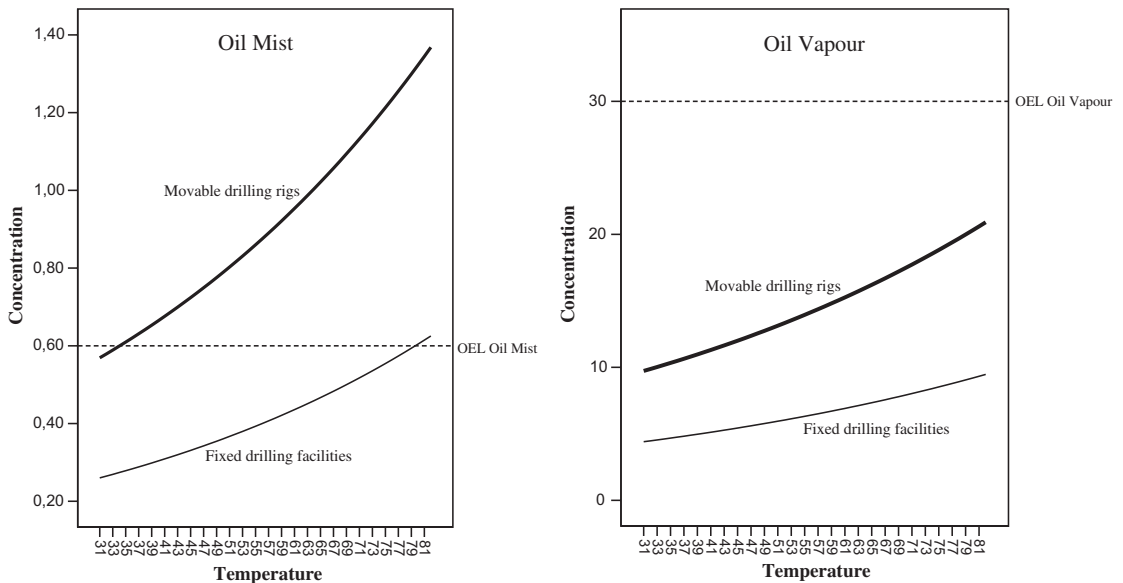


Fig. 5. Relationships between mud temperature and estimated concentration (mg m^{-3}) of oil mist (left figure) and oil vapour (right figure) in the mud-handling area (except slurrification unit) at fixed (thin line) and movable (bold line) drilling facilities. Exposure levels were estimated when normal viscosity, non-aromatic base oils were used during the winter season. No technical control measures were reported to have taken place prior to sampling. Method of air sampling was glass fibre filter and charcoal tube in series (1989–2004). The stippled lines are Norwegian occupational exposure limit values (OELs) offshore.

The extremely high exposure to diesel vapour in the earliest period of monitoring (1979–1983), which is excluded from the statistical modelling, might be due to the lack of technical control measures in the mud-handling areas. At that time the drilling facilities were designed for water-based mud systems, which were probably expected not to cause harmful health effects. The reduction in exposure from 1979 to 2004 occurred as diesel was being replaced with low-aromatic and later non-aromatic base oils. The boiling point range for the diesel oils includes lower temperatures than the two subsequent generations of base oils. Generally, vapour pressure decreases as the boiling point increases, indicating less evaporation of base oils with higher boiling points. This might partly explain the high oil vapour exposure when diesel base oils were used. Furthermore, since diesel vapour was actively sampled on charcoal tubes during 12 h shifts, it cannot be excluded that some oil mist might also have been collected and resulted in an overestimation of the diesel vapour exposure level.

Technical control measures to reduce exposure have mainly comprised constructing cabins for the operators and installing more efficient ventilation systems. Closing open fluid flow lines and mud pits has probably also made the working environment less contaminated. In addition, the purpose of the air sampling reports has changed through time. Before 1999, sampling was almost exclusively focused on testing compliance with limit values, whereas since then the largest fraction of air samples was to document technical control measures carried out in the mud-handling areas. If the changes were successful, lower exposure would be expected, as indicated for oil mist in the mixed effect model. However, the various types of control measures presumably have different relative impact on the exposure levels. An increased focus from the authorities in the past 7–8 years on documenting the exposure level as an important part of risk assessment might also have initiated the measurement of exposure on newer generations of rigs with lower exposure.

The linear mixed-effects models indicate significant decline over time in exposure to oil mist and vapour from 1989 to 2004 of ~6 and 8% per year, respectively. These time trends were mainly associated with decreases in between-rig variance, which might indicate that rigs with lower exposure were included rather than exposure being reduced over time within the respective rigs. This could be explained by the low number of years sampled for most rigs and also few repeated measurements, which were mostly taken in short time frames within the different rigs. Thus, the time trends might partly be functions of the rigs selected for sampling. This data material represents ~50% of the fixed drilling facilities and 20% of the movable drilling rigs. We did not evaluate whether these rigs are representative

for all the rigs operating in the time period investigated. Further, the time trend should be interpreted cautiously, especially for exposure to oil mist. This time trend seems largely affected by the very high exposure concentrations measured in 1989 and 1992, whereas after 1992 the observed exposure to oil mist seems to be relatively independent of time. However, the magnitude of these time trends is in the same range as those reported for long-term exposure trends in other industries such as the asphalt industry (Burstyn *et al.*, 2000), the carbon black industry (van Tongeren *et al.*, 2000) and the rubber industry (Vermeulen *et al.*, 2000).

Determinant models

The estimated exposure to oil mist and vapour on the movable drilling rigs was about twice as high as on fixed drilling facilities. This can be explained by older technologies with more open flow lines, less developed ventilation systems and the fact that more time was spent in the exposed areas. In addition, these movable facilities are more affected by waves, which lead to more spillage of mud. More details on the design of the mud-handling areas are needed to verify this.

The models indicate that technical control measures prior to sampling have had most effect on oil mist concentrations. While the design of the shakers and mud pits has remained unchanged on most drilling facilities, there have been considerable improvements in ventilation of the mud-handling area on most rigs.

In bivariate analysis, the mud temperature correlated both with mudflow and well length, but none of these parameters correlated unambiguously positively with oil mist or vapour. Most reports stated the mud temperature, and it was therefore chosen as a variable to be entered into the exposure models. The multivariate exposure model agrees with this assumption by indicating that the mud temperature significantly predicts oil mist and vapour exposure, as the exposure increases by 19 and 16%, respectively, for an increase in temperature of 10°C.

The section of the well was not a significant determinant and was not included in the final models.

Exposure to oil vapour was significantly lower for drilling with non-aromatic base oil than with the previously used low-aromatic base oil. Whether this is due to the characteristics of the base oils such as evaporation or to other time-linked changes such as technical control measures or the introduction of newer rigs cannot be determined.

Long and complicated high-temperature and high-pressure wells may require fine-tuned base oils with low viscosity. These low-viscosity base oils have a lower boiling point range and presumably a higher vapour pressure compared to those with normal viscosity. This might explain the increased oil vapour exposure when low-viscosity base oil was used in the present study. Viscosity was not a significant

determinant for oil mist, probably because it has little effect on the oil mist produced by mechanical agitation of the shakers.

The workers in the slurrification unit had lower exposure to oil vapour than did workers in the other mud-handling areas. This might partly be because the temperature of the mud was reduced by the time it reached the slurrification unit. The temperature was not measured in these units, so this could not be verified. Few reports stated the actual time spent in the respective work areas and on the specific tasks, and this could not be used for further analysis.

Oil vapour is generated by evaporation from the mud system, especially in the shale shaker area, where solids and liquids separate. Oil mist is presumably produced by a combination of aerosol formation by mechanical agitation of the shale shakers and the condensation of vaporized base oil. Depending on the equilibrium between the vapour and liquid phases, oil vapour produced by evaporation from oil mist might also contribute to the total vapour concentration. One reason for the increased oil vapour exposure during the summer season might be that the higher air temperatures shift the equilibrium between the phases towards increased vapour concentration. Less wind during summer might also contribute to higher exposures. Generation of oil mist appears to be independent of the seasonal effect.

The major decreases in variability in the mixed models were found for the between-rig components. This might be explained by the relatively small ranges of process conditions and the clusters of repeated measurements within a short time frame for most of the individual rigs.

Strengths and limitations of the study

We aimed to get access to as many exposure reports as possible. This required visiting the companies to contact occupational hygienists and other key staff. This study included exposure data on oil mist and oil vapour from all the companies currently involved in drilling on the Norwegian continental shelf.

Most of the reports compiled are from the past decade. The reasons for the few reports from the 1980s and early 1990s are probably less sampling activity, less focus from the authorities, fewer results available due to inaccessible data systems and loss of company history because of retirement or key personnel changing positions. Prior to 1991, no results were accessible from movable drilling rigs. The number of exposure measurements increased from 1989 to 2004, presumably reflecting increased monitoring activity with time. However, some reports, especially from the earliest years, were not expected to be accessible during the collection process. The reports have varying amounts of information, and few provide detailed data on the design of the mud-handling

areas, the ventilation system, the physiochemical characteristics of the base oils used and the detailed work tasks. Thus, the models presented in this study are based on the rather coarse set of variables stated in most of the monitoring reports.

Sampling has traditionally been aimed at covering the expected worst-case conditions indicated by process parameters such as mud temperature and section of the well. Thus, the exposure data presented are probably higher than would be expected from representative sampling during the complete drilling of a well. On the other hand, one cannot exclude that the drilling conditions might have changed due to unexpected circumstances before the occupational hygienist arrived on the platform. This could have led to measurements during conditions deviating from the planned worst-case strategy. Further, the relevance of comparing 12 h limit values with individual 2 h samples is also questionable, and no attempt has been made to estimate total shift exposure.

In the mixed-effects models only the 2 h samples taken by the filter/charcoal tube method were included. Since 1989 the majority of measurements has been done by this method, which is considered to be the most accurate and efficient sampling method for oil mist and oil vapour. Full shift sampling methods for oil vapour reported to be used before 1989 (charcoal tubes or passive dosimeters), will probably be affected by the aerosol phase leading to an overestimation of vapour (Malvik and Børresen, 1988). The accuracy of the statistical exposure models is presumably improved by using only the results from the most standardized, industry specific methods for sampling and analysis. In addition, these models are expected to be more in compliance with the present exposure situations, and indicate effects of control measures taken during the last 15 years.

The fraction of oil mist might have been underestimated if hydrocarbons from the filter evaporated onto the subsequent charcoal tube. The sampling time of this method was limited to 2 h to reduce this factor. Studies on the evaporation of mineral oil metalworking fluids have shown losses up to 34% after 1 h of sampling for mineral oils with a viscosity of 4–5 mm² s⁻¹ at 40°C (Simpson *et al.*, 2000). In an additional study Simpson (2003) concluded that material of light mineral oil samples can be lost when glass fibre filters are stored. No investigation has been carried out to quantify the analogous loss of mineral base oils used in oil-based drilling muds. Thus, the methods used in sampling and analysis should be further validated.

Although discussed in the literature (James *et al.*, 2000; Gardner, 2003), the possible contribution of hydrocarbons from other sources like drilling mud additives or drilled cuttings has not been considered in this study. Furthermore, potential formation of hazardous substances like PAHs in the drilling

mud caused by the effect of high pressure and temperature in the wells needs to be investigated.

CONCLUSION

This study aimed at describing the historical, personal exposure to airborne hydrocarbon contaminants in the form of oil mist and oil vapour in the mud-handling areas of offshore drilling facilities operating in Norwegian waters when drilling with oil-based muds. Although the exposure to air pollutants declined from 1979 to 2004, levels exceeding the Norwegian OELs are still measured. Thus, further control measures to reduce the emission of oil vapour and mist in the mud-handling areas need to be initiated in this industry.

Linear mixed-effects models were created to identify time trends and significant determinants of exposure between 1989 and 2004 when the glass fibre filter and charcoal tube sampling method was used. The models showed a declining time trend for both oil mist (6%) and oil vapour (8%). The type of rig, the mud temperature, technical control measures, type of base oil, viscosity of the base oil, work area and season of sampling appear to be associated with the exposure levels. Drilling crews on movable drilling rigs experience twice the concentrations of oil mist and oil vapour than workers on fixed drilling facilities. The levels of hydrocarbon air contaminants increase as mud temperature increases, and will reach high concentrations compared to Norwegian OELs, especially for oil mist. Research on these determinants of exposures is scarce, implying that further studies are needed on evaluation of technical control measures, characteristics of oil-based mud and process conditions.

Acknowledgements—We are thankful for all support and feedback from occupational hygienists associated with the offshore industry: Knut Grove and Esther Sætvæd (Kostad Bedriftshelsetjeneste AS), Trond Schei [ConocoPhillips Norge (CPN)], Bjørg Eli Hollund (X-Lab), Inger Margrethe Haaland (Norsk Hydro ASA) and Jorunn Kirkeleit (University of Bergen). Reagan James (CPN) and Dagrann Dirdal (M-I Norge AS) have given skilled advice regarding base oils. Stein Atle Lie and Trond Riise of the University of Bergen and Hans Kromhout of Utrecht University have given valuable comments on the statistical models. The Norwegian Oil Industry Association funded this study, and we are grateful for all the support from Carsten Bowitz and his colleagues.

REFERENCES

- Arnesen U (1985) Nordiske ekspertgruppen for grenseverdido- dokumentasjon 57. Oljetåke [The Nordic expert group for criteria documentation of health risks from chemicals 57. oil mist]. *Arbete och Hälsa*; 13.
- Burstyn I, Kromhout H, Kauppinen T *et al.* (2000) Statistical modelling of the determinants of historical exposure to bitumen and polycyclic aromatic hydrocarbons among paving workers. *Ann Occup Hyg*; 44: 45–56.
- Davidson RG, Evans MJ, Hamlin JW *et al.* (1988) Occupational hygiene aspects of the use of oil-based drilling fluids. *Ann Occup Hyg*; 32: 325–32.
- Eide I. (1990) A review of exposure conditions and possible health effects associated with aerosol and vapour from low-aromatic oil-based drilling fluids. *Ann Occup Hyg*; 34: 149–57.
- Gardner R. (2003) Overview and characteristics of some occupational exposures and health risks on offshore oil and gas installations. *Ann Occup Hyg*; 47: 201–10.
- Hornung RW, Reed LD. (1990) Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values. *Appl Occup Environ Hyg*; 5: 46–51.
- HSE. (2000) HSE offshore technology report—OTO 1999 089. Drilling fluids composition and use within the UK offshore drilling industry. London: Health and Safety Executive.
- Hudgins CM. (1991) Chemical usage in North Sea oil and gas production and exploration operations. Houston: Petrotech Consultants Inc. p. 622.24:665.6:66.
- James RW, Schei T, Navestad P *et al.* (2000) Improving the working environment and drilling economics through better understanding of oil-based drilling fluid chemistry. *SPE Drilling Completion*; 15: 254–60.
- Malvik B, Børresen E. (1988) STF21 A88028. Målemetoder for oljetåke/damp [Methods for measuring oil mist and vapour]. Trondheim: SINTEF Teknisk Kjemi.
- Ministry of Petroleum and Energy. (2004) Facts 2004. The Norwegian petroleum sector. Oslo: Ministry of Petroleum and Energy.
- NIOSH (1994) NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM®), 4th edn. Washington: DHHS (NIOSH). Available at <http://www.cdc.gov/niosh/nmam/>.
- Norwegian Labour Inspection Authority. (2003) Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære 2003 [Administrative standards for pollution in the working environment]. Oslo: Norwegian Labour Inspection Authority (Best. nr. 361).
- Norwegian Oil Industry Association. (1996) Criteria for selection and approval of drilling fluids with respect to effects on human workers and marine ecological systems. Stavanger: Norwegian Oil Industry Association.
- Norwegian Petroleum Directorate. (2004) Offshore Norway 2003. Stavanger: Norwegian Petroleum Directorate.
- Norwegian Petroleum Directorate. (2005) The NPD's facts pages. Stavanger: Norwegian Petroleum Directorate. Available at <http://www.npd.no/engelsk/cwi/pbl/en>, accessed 6 April 2005.
- Petroleum Safety Authority Norway. (2004) Regulations relating to conduct of activities in the petroleum activities (the activities regulations): section 34. Stavanger: Petroleum Safety Authority Norway.
- Rappaport SM, Goldberg M, Susi P *et al.* (2003) Excessive exposure to silica in the US construction industry. *Ann Occup Hyg*; 47: 111–22.
- Rønneberg A, Skyberg K. (1988) Mortality and incidence of cancer among oil exposed workers in a Norwegian cable manufacturing company. Part I. Exposure conditions 1920–79. *Br J Ind Med*; 45: 589–94.
- Rønneberg A, Andersen A, Skyberg K. (1988) Mortality and incidence of cancer among oil exposed workers in a Norwegian cable manufacturing company. Part 2. Mortality and cancer incidence 1953–84. *Br J Ind Med*; 45: 595–601.
- Simpson AT. (2003) Comparison of methods for the measurement of mist and vapour from light mineral oil-based metal-working fluids. *Appl Occup Environ Hyg*; 18: 865–76.
- Simpson AT, Groves JA, Unwin J *et al.* (2000) Mineral oil metal working fluids (MWFs) – development of practical criteria for mist sampling. *Ann Occup Hyg*; 44: 165–72.

- Skyberg K, Rønneberg A, Kamøy JI *et al.* (1986) Pulmonary fibrosis in cable plant workers exposed to mist and vapor of petroleum distillates. *Environ Res*; 40: 261–73.
- Strand LÅ, Andersen A. (2001) Kartlegging av kreftrisiko og årsaksspesifikk dødelighet blant ansatte i norsk offshorevirksomhet. Innsamling av bakgrunnsdata og etablering av kohort [Survey of cancer risk and cause-specific mortality of Norwegian offshore oil industry workers. Collection of background data and establishment of a cohort]. Oslo: Cancer Registry of Norway.
- van Tongeren MJA, Kromhout H, Gardiner K. (2000) Trends in levels of inhalable dust exposure, exceedance and overexposure in the European carbon black manufacturing industry. *Ann Occup Hyg*; 44: 271–80.
- Vermeulen R, de Hartog J, Swuste P *et al.* (2000) Trends in exposure to inhalable particulate and dermal contamination in the rubber manufacturing industry: effectiveness of control measures implemented over a nine-year period. *Ann Occup Hyg*; 44: 343–54.