NOU Norges offentlige utredninger 2010: 9

Et Norge uten miljøgifter

Hvordan utslipp av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse eller miljø kan stanses

Norges offentlige utredninger 2010

Seriens redaksjon:
Departementenes servicesenter
Informasjonsforvaltning

---

1. Medvirkning og medbestemmelse i arbeidslivet.
   Arbeidsdepartementet.
2. Håndhevelse av offentlige anskaffelser.
   Fornyings-, administrasjons- og kirkedepartementet.
3. Drap i Norge i perioden 2004–2009.
   Helse- og omsorgsdepartementet.
4. Grunnlaget for inntektsoppgjørene 2010.
   Arbeidsdepartementet.
5. Aktiv deltakelse, likeverd og inkludering.
   Arbeidsdepartementet.
6. Pensjonslovene og folketrygdreformen I.
   Finansdepartementet.
7. Mangfold og mestring.
   Kunnskapsdepartementet.
8. Med forskertrang og lekelyst.
   Kunnskapsdepartementet.
9. Et Norge uten miljøgifter.
   Miljøverndepartementet.

NOU Norges offentlige utredninger 2010: 9

Et Norge uten miljøgifter

Hvordan utslipp av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse eller miljø kan stanses

Utredning fra et utvalg oppnevnt av Miljøverndepartementet 6. mars 2009
Avgitt 9. november 2010

Departementenes servicesenter
Informasjonsforvaltning

Oslo 2010

ISSN 0333-2306
ISBN 978-82-583-1063-8

07 Aurskog AS

Til Miljøverndepartementet

Ved kongelig resolusjon av 6.mars 2009 ble det oppnevnt et utvalg som skal foreslå hvordan utslippene av miljøgifter skal stanses innen 2020. Utredningen er avgitt enstemmig, bortsett fra én dissens om et av de foreslåtte tiltakene fra et utvalgsmeldlem.

Miljøgiftsutvalget legger med dette fram sin innstilling.

Oslo, 9. november 2010,

Ketil Hylland
(leder)

	Anne Lill Gade	
Bjørn Erikson	(t.o.m. august 2009)	Alvhild Hedstein
Sverre Alhaug Høstmark		
(f.o.m. september 2009)	Kristin Magnussen	Jon Øyvind Odland
Per-Erik Schulze	Sigrid Eskeland Schütz	

Gunnar Grini

Jeg ser

Jeg ser paa den hvide himmel,
jeg ser paa de graablaa skyer,
jeg ser paa den blodige sol.

Dette er altsaa verden.
Dette er altsaa klodenes hjem.

En regndraabe!

Jeg ser paa de høie huse,
jeg ser paa de tusende vinduer,
jeg ser paa det fjerne kirketaarn.

Dette er altsaa jorden.
Dette er altsaa menneskenes hjem.

De graablaa skyer samler sig. Solen blev borte.

Jeg ser paa de velkledde herrer,
jeg ser paa de smilende damer,
jeg ser paa de ludende heste.

Hvor de graablaa skyer blir tunge.

Jeg ser, jeg ser…
Jeg er visst kommet paa en feil klode!
Her er saa underligt…

Sigbjørn Obstfelder (1893)

Innhold

Sammendrag 9

1 Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid 11
1.1 Utvalgets mandat 11
1.2 Utvalgets tolkning av mandatet 12
1.3 Utvalgets sammensetning og kontakt med omverdenen 12

2 Innledning 13
2.1 Kjemikalier og miljøgifter 13
2.2 Generasjonsmålet 13
2.3 Tilførsler, spredning og fordeling av miljøgifter 14
2.4 Eksponering for miljøgifter 15
2.5 Skadevirkninger av miljøgifter 16
2.6 Miljøgifter i norske økosystem 18
2.7 Miljøgifter i mennesker 20
2.8 Forskning og overvåking 21

3 Grunnlag for vurdering og prioritering av tiltak 24
3.1 Utvelgelse av tiltak 24
3.2 Vurdering av tiltak 24
3.3 Identifisering av utvalgets hovedprioriteringer 24
3.4 Statistikkgrunnlag 25

4 Stoffer og stoffgrupper 26
4.1 Innledning 26
4.2 Metaller 26
4.3 Polysykliske og heterosykliske aromatiske hydrokarboner 30
4.4 Klorerte organiske stoffer 30
4.5 Bromerte organiske stoffer 34
4.6 Perfluorerte organiske stoffer 35
4.7 Alkylfenoler 37
4.8 Tilsetningsstoffer og råmaterialer i plast 38
4.9 Tensider 39
4.10 Fosfororganiske flammehemmere 40
4.11 Siloksaner 40
4.12 Stoffer i kosmetikk 41
4.13 Legemidler 43
4.14 Plantevernmidler 44
4.15 Biocider 45
4.16 Produserte nanomaterialer 46

5 Internasjonale muligheter og forpliktelser 52
5.1 Internasjonale konvensjoner 52
5.2 WTO 52
5.3 EØS-avtalen 54

6 Norsk kjemikalieforvaltning 58
6.1 Norsk kjemikalieforvaltning 58
6.2 Kjemikalieforvaltningen i Skandinavia 58
6.3 Nasjonal, regional og lokal kjemikalieforvaltning 58
6.4 Samarbeid på tvers 60
6.5 Tilsyn, kontroll og oppfølging av regelverksbrudd 60

7 Vurdering av sektor-overgripende tiltak 62
7.1 Offentlig forvaltning 62
7.2 Internasjonalt arbeid 64
7.3 Kunnskap 65
7.4 Miljøgifter i arbeidsmiljøet 67

8 Vurdering av sektorvise tiltak . 70
8.1 Landbasert industri 70
8.2 Petroleumsvirksomheten 72
8.3 Miljøgifter i kjemiske og faste bearbeidede produkter 74
8.4 Kosmetikk 79
8.5 Helsesektoren 80
8.6 Avfalls- og gjenvinningsbransjen .. 81
8.7 Vann- og avløpssektoren 86
8.8 Landbruket 88
8.9 Akvakultur 91
8.10 Bygg og oppvarming 92
8.11 Transport 94
8.12 Historisk forurensning 95

9 Vurdering av tiltak som vil gi et bedre beslutnings-grunnlag 102
9.1 Forskning 102
9.2 Miljøgiftsovervåking 104
9.3 Utslippsstatistikk 105
9.4 Åpenhet 107

10 Utvalgets anbefalinger 109
10.1 Sektorovergripende og kunnskaps-byggende tiltak 109
10.2 Utslippsreduserende tiltak 110
10.3 Øvrige tiltak 112
10.4 Hindringer for å nå utslippsmålet . 113

11 Økonomiske og administrative konsekvenser 114

Vedlegg

1 Utvalgets kontakt med omverdenen 116

2 Forslag på Miljøgiftsutvalgets åpne høringer 118

3 Utredninger som er utført for Miljøgiftsutvalget 122

Sammendrag

Miljøgiftsutvalget ble oppnevnt ved kongelig resolusjon 6. mars 2009. Utvalgets mandat har vært å foreslå konkrete tiltak for å nå målet om å stanse utslippene av miljøgifter innen 2020. Målet er forankret i stortingsvedtak og i internasjonale konvensjoner Norge har ratifisert.

Bakgrunn

Miljøgifter er stoffer eller stoffgrupper som utgjør en alvorlig trussel mot helse og/eller miljø. Miljøgifter kjennetegnes ved at de er giftige, brytes langsomt ned og oppkonsentreres i organismer. Enkelte andre stoffer regnes som miljøgifter fordi de har effekt ved lave konsentrasjoner og påvirker viktige biologiske prosesser.

Miljøgiftsproblemene har endret karakter de siste tiårene. Tidligere var det en hovedutfordring å redusere tildels store industrielle punktutslipp. I dag er disse utslippene redusert og diffuse kilder har større betydning enn tidligere. Det er imidlertid fremdeles noen store punktutslipp.

Utfasing av miljøgifter i produkter er nødvendig for å unngå kronisk eksponering av befolkningen, hindre diffus spredning av miljøgifter over store områder og for å redusere fremtidige mengder farlig avfall. Lekkasje fra historisk forurenset grunn, sedimenter og deponier er fremdeles en stor utfordring og en påminnelse om at tungt nedbrytbare stoffer må reguleres strengt og helst unngås. Flere miljøgifter har de seneste tiårene blitt forbudt eller regulert og bruken av dem i nye produkter stoppet. For noen miljøgifter er det nedadgående nivåer i miljøet, noe som viser at tiltak nytter. Langtransport av miljøgifter bidrar betydelig til norske tilførsler, og viser at miljøgifter er et globalt problem. Norge må være aktive internasjonalt for å redusere miljøgiftsbelastningen.

Det er begrensede kunnskaper om både forekomst og mengde av de fleste miljøgifter i Norge, noe som gjør det vanskelig å regulere utslipp av miljøgifter eller produkter som inneholder miljøgifter. Det er nødvendig med økt kunnskap om miljøgifter i befolkningen, hos importører og brukere av miljøgiftsholdige produkter, og i kommunene som har viktige forvaltningsoppgaver.

For mange av de aktuelle stoffene eller stoffgruppene som utvalget har vurdert er det lite kunnskap om forekomst, nivåer og/eller mulige skadevirkninger. Dette tilsier at aktivitet knyttet til miljøovervåking og forskning må trappes opp.

Utvalgets hovedprioriteringer

Målet om å stanse utslipp av miljøgifter innen 2020 vil kreve en rekke tiltak. Utvalget har likevel valgt å prioritere et begrenset antall tiltak, som er avgjørende for å nå målet om et giftfritt Norge. Hovedprioriteringene omfatter både sektorovergripende og kunnskapsbyggende tiltak som skal sikre en mer effektiv regulering og kontroll av miljøgifter, og tiltak som gir konkrete utslippsreduksjoner.

Sektorovergripende og kunnskapsbyggende tiltak

Utvalgets hovedprioriteringer	De viktigste tiltakene
En mer slagkraftig kjemikalieforvaltning	Styrket oppfølging av miljøgiftsområdet på kommunalt nivå
	Felles praksis for tilsyn og sterkere reaksjoner
	Styrking av Norges internasjonale kjemikaliearbeid
Økt kunnskap om miljøgifter	Kunnskapsheving og teknologiutvikling i offentlige og private virksomheter
	Kunnskapsheving i befolkningen
Tilstrekkelig forskning og overvåking	Økte ressurser til forskning på miljøgiftsrelaterte tema
	Økt kvalitet og omfang på miljøgiftsovervåking

Utslippsreduserende tiltak

Utvalgets hovedprioriteringer	De viktigste tiltakene
Miljøgiftsfrie produkter	Utfasing av miljøgifter i produkter
Kontrollerte avfallsstrømmer	Økt innsamling av miljøgiftsholdig avfall
	Bedre miljøsanering av miljøgifter i avfall
	Rensing av miljøgifter i sigevann fra deponi
	Rensing av miljøgiftsholdige påslipp til kommunalt avløpsnett
	Prosessforbedringer i industrien
	Injisering, reinjisering og rensing av produsert vann
	Destruksjon med ressursutnyttelse av miljøgiftsholdig avfall
Et mer miljøvennlig landbruk	Redusert bruk av plantevernmidler
Opprydning i historisk forurensing	Forsert opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning
	Redusert avrenning fra nedlagte gruveområder

Kapittel 1
Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid

1.1 Utvalgets mandat

I stortingsmelding nr. 14 (2006-2007) ble det varslet at regjeringen ville nedsette et utvalg som skulle foreslå hvordan utslippene av miljøgifter kan stanses innen 2020. Miljøgiftsutvalget ble oppnevnt ved kongelig resolusjon 6. mars 2009. Utvalgets mandat har vært som følger:

> «Regjeringen har vedtatt et mål om at utslipp og bruk av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og miljø, kontinuerlig skal reduseres i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. I St.meld. nr. 14 Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid (kjemikaliemeldingen) varsles det at regjeringen vil nedsette et utvalg som skal foreslå hvordan utslippene av miljøgifter skal stanses innen 2020.
>
> Utvalget skal ta utgangspunkt i regjeringens målsetting om å stanse utslipp av miljøgifter innen 2020 og myndighetenes arbeid for å nå dette målet. Utvalget skal gi innspill til norske myndigheter om konkrete tiltak som kan iverksettes for å bidra til at målet nås. Tiltakene skal vurderes i forhold til skadevirkningen av utslippene av miljøgifter og i forhold til internasjonale muligheter og begrensninger. Tiltakenes kostnadseffektivitet skal også vurderes. Regjeringens målsetting ligger fast og utvalget skal ikke foreslå endringer i selve målet. Kriterier for prioriterte miljøgifter er slått fast i kjemikaliemeldingen. Utvalget skal også vurdere hvilke faktorer som vil fremstå som hindringer for å nå regjeringens fastsatte mål gitt den kunnskap om miljøgifter og virkemidler som finnes i dag.
>
> *Utvalget skal særlig vurdere:*
> Tiltak i lys av internasjonale muligheter og begrensninger:
>
> Utvalget skal vurdere tiltak i lys av internasjonale muligheter og begrensninger. Gjennom EØS avtalen og det internasjonale handelsregelverket settes det grenser for nasjonal virkemiddelbruk. Samtidig åpner EØS-deltagelse muligheter for å påvirke det europeiske kjemikalieregelverket. Internasjonalt arbeid gir også muligheter for å få på plass globale avtaler eller strategier om miljøgifter. Utvalget skal ta høyde for internasjonale muligheter og begrensninger ved vurdering av tiltak og synliggjøre hvilke forutsetninger som legges til grunn for de tiltak som foreslås.
>
> *Tiltak i forhold til utslippskilder:*
> Utvalget skal vurdere tiltak i forhold til alle relevante utslippskilder. Tiltak bør vurderes i en rekke sektorer som på ulik måte er involvert i miljøgiftsproblematikken. Eksempler på berørte sektorer er industri, landbruk, helse, offshore, akvakultur, vann- og avløp og byggenæringen. Tiltak rettet mot forbruksrelaterte utslipp bør også vurderes. Tiltakene som foreslås bør ta utgangspunkt i miljøgiftenes skadevirkninger og ses i sammenheng med teknologiske muligheter, skadevirkningen av alternative stoffer og forebyggende arbeid som sammensetning av produkter og tjenester. Vurderingen av tiltak bør også ta hensyn til i hvor stor grad utslipp av miljøgifter til norsk natur stammer fra langtransportert forurensning. Det skal redegjøres for konsekvenser for næringslivet ved de foreslåtte tiltakene.
>
> *Tiltak i forhold til økt kunnskap:*
> Utvalget skal vurdere tiltak i lys av kunnskapsmangelen på miljøgiftsfeltet. Det finnes trolig en rekke uidentifiserte miljøgifter, samt miljøgifter der man mangler tilstrekkelig informasjon om skadevirkninger. Utbredelsen i norsk natur er heller ikke alltid kjent. For at 2020 målet skal nås, bør utvalget derfor vurdere tiltak rettet mot forsknings- og overvåkningsaktiviteter.
>
> *Øvrige spørsmål:*
> Utvalget kan ta opp øvrige spørsmål knyttet til oppfølging av St.meld. 14 Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid (kjemikaliemeldingen).
>
> I alle ovennevnte punkter skal foreslåtte tiltak vurderes i forhold til kostnadseffektivitet.

Utvalget skal gjennom sitt arbeid ha kontakt med interessenter fra berørte sektorer og organisasjoner, for eksempel gjennom offentlige høringer. Det oppfordres også til at relevante fagmiljøer trekkes aktivt inn i prosessen gjennom deltagelse i utredningsarbeid. Utvalget skal vurdere økonomiske og administrative kostnader og andre vesentlige konsekvenser av tiltakene. Minst et av utvalgets forslag må kunne gjennomføres innenfor gjeldende økonomiske rammer. Utvalget kan legge til grunn for sitt arbeid at nærmere virkemiddelvurdering vil utføres av myndighetene etter at oppdraget er avsluttet. Utvalgets arbeid skal munne ut i en NOU. Fristen for arbeidet settes til medio juni 2010.»

1.2 Utvalgets tolkning av mandatet

Utvalget har tatt utgangspunkt i målet om at utslipp av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og miljø kontinuerlig skal reduseres i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. Utvalget har benyttet myndighetenes definisjon av miljøgifter (kapittel 2.1). Utvalget har valgt å inkludere enkelte stoffer i kosmetikk, legemidler, plantevernmidler* og biocider. Helse- og miljøproblemer knyttet til produserte nanomaterialer har også blitt vurdert til å være innenfor mandatet. Radioaktive stoffer har blitt vurdert til å ligge utenfor mandatet.

Utvalget har inkludert alle kjente kilder som kan bidra til at mennesker og/eller økosystemer eksponeres for miljøgifter, noe som har omfattet spredning av miljøgifter fra forurenset grunn, forurensede sedimenter, avfall og produkter. Utvalget har vurdert de potensielle skadevirkningene av miljøgifter i Norge, inkludert nordområdene. Tiltak er ikke vurdert for eventuelle utslipp i andre land som kan være resultat av aktiviteter til norskeide foretak eller av eksport av avfall fra Norge. Tilførsel av miljøgifter til norsk miljø ved langtransportert forurensning er for noen stoffers vedkommende dominerende og er omfattet av utvalgets vurderinger.

Aktuelle tiltak er vurdert opp mot pågående prosesser. På områder der det allerede er iverksatt virkemidler eller igangsatt prosesser som vil føre til at generasjonsmålet vil kunne nås, er ytterligere tiltak ikke vurdert. Aktuelle tiltak er vurdert i forhold til de muligheter og begrensninger som ligger i gjeldende internasjonale konvensjoner og avtaler. Økonomiske og administrative konsekvenser, herunder fordelingseffekter, er i noen grad vurdert, men svært ofte har utvalget ikke hatt tilstrekkelig kunnskap eller ressurser til å kunne foreta slike vurderinger. I noen tilfeller har en drøfting av aktuelle virkemidler vært nødvendig for å beskrive mulig implementering, konsekvenser og effekter av tiltakene.

* Utvalgsmedlem Høstmark: «Plantevernmidler kan generelt ikke defineres som miljøgifter selv om de kan være giftige, biologisk aktive og spres i miljøet».

1.3 Utvalgets sammensetning og kontakt med omverdenen

Utvalget har hatt følgende sammensetning gjennom utvalgsperioden:
- Professor Ketil Hylland (utvalgsleder), Oslo.
- Avdelingsleder Bjørn Erikson, Oslo.
- REACH programansvarlig Anne Lill Gade, Sandefjord (t.o.m. august 2009).
- Direktør Alvhild Hedstein, Oslo.
- Fagsjef ytre miljø Sverre Alhaug Høstmark, Moss (f.o.m. september 2009).
- Senior miljørådgiver Kristin Magnussen, Fredrikstad.
- Professor Jon Øyvind Odland, Bodø.
- Fagrådgiver Per-Erik Schulze, Kragerø.
- Førsteamanuensis Sigrid Eskeland Schütz, Bergen.

Sekretariat for utvalget har vært Gunnar Grini.

Utvalgets mandat presiserer at utvalget skal ha kontakt med interessenter fra berørte sektorer og organisasjoner og at relevante fagmiljøer skal trekkes aktivt inn i prosessen. Utvalget har gjennomført en rekke møter der ulike organisasjoner og virksomheter har gitt innspill til arbeidet. Problemstillingene er diskutert med nasjonale og internasjonale eksperter innen økotoksikologi og humantoksikologi. Det er arrangert fem offentlige høringer der utvalget har presentert sitt arbeid og mottatt innspill fra organisasjoner, myndigheter, bedrifter og allmennheten.

Utvalgets kontakt med omverdenen er beskrevet ytterligere i vedlegg 1. Innspill som fremkom på utvalgets offentlige høringsmøter er oppsummert i vedlegg 2. Utvalget har fått utarbeidet sju eksterne utredninger. Et sammendrag av utredningene finnes i vedlegg 3.

Kapittel 2
Innledning

2.1 Kjemikalier og miljøgifter

Begrepet kjemikalier benyttes i hovedsak om fremstilte stoffer, men kan også være naturlig forekommende stoffer, eksempelvis metaller. Kjemikalier benyttes overalt i samfunnet og det er umulig å tenke seg en verden uten. Økt regulering og kontroll har bidratt til å redusere utslippene av mange skadelige kjemikalier i den vestlige verden. Produksjon og bruk av et stadig økende antall stoffer og stoffblandinger fører imidlertid til store utfordringer i forhold til et ønske om å beskytte mennesker og miljøet mot mulige skadevirkninger.

Miljøgifter er stoffer som utgjør en trussel mot human helse og/eller miljø. Som navnet tilsier er dette stoffer eller stoffgrupper som kan være skadelige selv ved lave konsentrasjoner. Egenskaper som vil bidra til om et kjemikalie regnes som en miljøgift er giftighet, hvor lett det brytes ned (persistens) og om det vil hopes opp (akkumuleres) i organismer. De fleste miljøgifter er giftige, tungt nedbrytbare og akkumuleres i organismer. Noen kjemikalier oppfyller ikke de to siste kriteriene, men har egenskaper som gjør at de likevel defineres som miljøgifter (boks 1). En siste forutsetning for at et stoff eller en stoffgruppe skal være en miljøgift er tilstedeværelsen av tilstrekkelige mengder i en sammenheng som gjør at mennesker eller organismer i naturen vil eksponeres for nivåer som kan gi skade.

De stoffene som myndighetene anser at utgjør størst risiko for miljøet blir oppført på en liste over prioriterte miljøgifter. Denne listen omfatter i dag 30 stoffer og stoffgrupper[2]. Prioritetslisten er ikke en uttømmende liste over alle stoffer som anses som miljøgifter. For eksempel inkluderer den ikke miljøgifter i plantevernmidler, biocider og legemidler.

Ny kunnskap har de siste årene ført til at antallet stoffer som regnes som miljøgifter har økt. De siste tiårene har det vært en økende oppmerksomhet rundt stoffer som ikke er spesielt tungt nedbrytbare, men som er virksomme ved svært lave konsentrasjoner og påvirker viktige biologiske prosesser som hormonregulering, utvikling eller reproduksjon. Til tross for at de ikke er spesielt tungt nedbrytbare, regnes disse stoffene som miljøgifter fordi de kan ha skadevirkninger på helse og/eller miljø ved svært lave konsentrasjoner.

Boks 2.1 Definisjon av miljøgifter[1]

1. Lite nedbrytbare stoffer som hoper seg opp i levende organismer, og som
   a. har alvorlige langtidsvirkninger for helse, eller
   b. er svært giftige i miljøet.
2. Tungt nedbrytbare stoffer som svært lett hoper seg opp i levende organismer, uten krav til kjente giftvirkninger.
3. Stoffer som gjenfinnes i næringskjeden i nivåer som gir tilsvarende grunn til bekymring.
4. Andre stoffer, slik som hormonforstyrrende stoffer og tungmetaller, som gir tilsvarende grunn til bekymring.

2.2 Generasjonsmålet

Generasjonsmålet innebærer at utslipp av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og/eller miljø kontinuerlig skal reduseres i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. På sikt er målet at konsentrasjonene av naturlig forekommende farlige stoffer i miljøet skal tilbake til bakgrunnsnivå og at konsentrasjonen av menneskeskapte stoffer skal være så nær null som mulig.

Generasjonsmålet er forankret i konvensjon om beskyttelse av det marine miljø i nordøst-Atlanteren (OSPAR-konvensjonen). Konvensjonen ble ferdigforhandlet i 1992 og er ratifisert av 15 land, deriblant Norge, i tillegg til EU-kommisjonen som representant for den Europeiske union3.

Boks 2.2 Føre var-prinsippet

Føre var-prinsippet fikk et internasjonalt gjennomslag i Rio-erklæringen fra FNs første toppmøte om miljø og utvikling som ble avholdt i Rio de Janeiro i 1992. I erklæringen het det at «for å beskytte miljøet skal statene ut fra egne forutsetninger gjøre utstrakt bruk av føre var-prinsippet. Der det er trusler om uopprettelig skade, skal mangel på full vitenskapelig sikkerhet ikke brukes som grunn for å utsette kostnadseffektive tiltak for å hindre miljøforringelse»[4].

UNESCOs World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology har følgende definisjon på føre var-prinsippet: «Når menneskelig aktivitet kan føre til moralsk uakseptabel skade som er vitenskapelig sannsynlig men usikker, skal tiltak gjøres for å unngå eller minske skaden. Moralsk uakseptabel skade vil si skade på mennesker eller miljø som truer menneskers liv eller helse, eller er alvorlig og i praksis uopprettelig, eller er urettferdig mot nålevende og fremtidige generasjoner, eller utøves uten tilstrekkelig hensyn til rettighetene til de som rammes»[5].

Innledningen til EØS-avtalens niende ledd stadfester at føre var-prinsippet er relevant for miljøbeskyttelse i EØS-området. Føre var-prinsippet kan påberopes når det er vitenskaplig dokumentert at det er sannsynlig at noe utgjør en risiko for helse eller miljø. Selv om det er usikkerhet om hvorvidt uopprettelige helse- og miljøskader kan oppstå, skal tvilen komme miljøet til gode og tiltak iverksettes for å unngå eventuelle skadevirkninger[6].

Partene har forpliktet seg til å arbeide for å stanse utslippene av en rekke konkrete miljøgifter innen 2020, det vil si om lag én generasjon etter at konvensjonen ble undertegnet.

De langsiktige politiske målene i Norge samsvarer med generasjonsmålet og er forankret blant annet i stortingsmelding nr. 14 (2006-2007). I meldingen heter det at

> «Utslipp og bruk av helse- og miljøskadelige stoffer skal ikke føre til helseskader, skader på økosystemer eller skader på naturens evne til produksjon og selvfornyelse. Konsentrasjonen av de farligste kjemikaliene i miljøet skal bringes ned mot bakgrunnsnivået for naturlig forekommende stoffer, og tilnærmet null for menneskeskapte forbindelser»[1].

Ved behandling av stortingsmeldingen slo Stortingets energi- og miljøkomité fast at kjemikaliepolitikken skal bygge på et føre var-prinsipp (boks 2.2).

2.3 Tilførsler, spredning og fordeling av miljøgifter

Mange menneskelige aktiviteter vil føre til utslipp av miljøgifter eller til at mennesker eksponeres for slike stoffer. Utfordringen ligger i å hindre eksponering for stoffer som kan gi skade på helse og/eller miljø. Dette er vanskelig nok for kjente stoffer, men særlig krevende for nye stoffer som vi ofte har mangelfull kunnskap om. Historisk har mer kunnskap ofte ført til at grensene for hvilke konsentrasjoner som regnes som skadelige for mennesker og/eller miljø er blitt satt lavere, enten fordi skadevirkninger opptrer ved lavere eksponering enn tidligere antatt eller ved at nye virkningsmekanismer oppdages.

Noen miljøgifter oppstår i Norge, blant annet som avfall i industrielle prosesser. Andre miljøgifter importeres til Norge som råstoff til industriprosesser eller i ulike produkter. Endelig transporteres miljøgifter til Norge med luft- og vannstrømmer, samt i noen spesielle tilfeller med organismer. De kjemiske egenskapene til ulike stoffer har mye å si for hvor langt de blir transportert og om de transporteres i gassform, knyttet til partikler eller er løst i vann. Kilder og tilførselsveier for miljøgifter til Norge er vist i tekstboks 2.3.

Arktis har vist seg å være endestasjon for langtransport av mange miljøgifter, og nordområdene brukes ofte som referanse når problemstillinger knyttet til spredning av miljøgifter skal beskrives. Det er imidlertid forhøyde konsentrasjoner av miljøgifter i alle norske økosystem, og til dels høyere nivåer på det norske fastlandet og i havområdene nær Norge enn i Arktis. Internasjonalt forbud mot enkelte stoffgrupper, som PCB, har etter noen tiår ført til en gradvis nedgang i konsentrasjonene i arktiske organismer, noe som viser at slike tiltak nytter.

Undersøkelser gjennom de siste 40 årene har blant annet vist at mange fjordområder i Norge er forurenset med miljøgifter. Dette gjelder særlig

områder med høy befolkningstetthet eller ulike typer industri. Oslofjorden er eksempelvis forurenset med mange ulike stoffer, deriblant PAH, PCB, kvikksølv og bly, mens Sørfjorden er forurenset med bly, kadmium, kvikksølv og PAH[2]. Det er også forhøyde nivåer av miljøgifter i mange økosystem på land og i ferskvann i Norge.

Tungt nedbrytbare organiske miljøgifter vil akkumuleres i næringskjeder (biomagnifiseres), noe som fører til høye konsentrasjoner av de aktuelle stoffene eller stoffgruppene i organismer på toppen av næringskjeden, for eksempel rovdyr, rovfugler og mennesker. Miljøgifter som er fettløselige lagres særlig i organismers fettvev. Stoffer som ikke er fettløselige vil lagres i annet vev, oftest stoffspesifikt. For eksempel vil kadmium i hovedsak lagres i nyrene og kan gi nyreskader. I pattedyr akkumuleres bly i skjelettet og i bløtvev. Det er imidlertid bare de fettløselige miljøgiftene som biomagnifiseres, hovedsakelig fordi opptaket av de toksiske metallene i fordøyelsessystemet er mindre effektivt enn for organiske miljøgifter (med unntak av den organiske formen av kvikksølv, metylkvikksølv).

I tillegg til at miljøgiftene kan akkumuleres i organismer kan de overføres fra generasjon til generasjon. Hos mennesker og andre pattedyr kan miljøgifter overføres fra mor til foster, eller til spedbarn via morsmelk. Hos eggleggende dyr som fugler, amfibier og krypdyr kan miljøgifter overføres fra mor til egget. Det er også studier som tyder på at noen miljøgiftsrelaterte skader kan overføres til senere generasjoner ved at arvematerialet i kjønnscellene endres.

2.4 Eksponering for miljøgifter

De fleste miljøgifter er skadelige både for human helse og miljøet. Forskjellige miljøgifter vil fordeles ulikt i miljøet og kan ha ulike opptaksveier og virkninger for ulike organismer.

For landlevende dyr og fugler vil miljøgiftseksponering i hovedsak knytte seg til drikkevann og føde. Ville dyr og fugler har generelt et svært snevert fødevalg. For eksempel spiser sjøfugl som skarv og lunde nesten utelukkende fisk, mens isbjørn har noen få selarter som hovedføde. Slike arter vil derfor raskt akkumulere høye konsentrasjoner av miljøgifter hvis disse er til stede i fødeorganismene. Jordlevende arter vil bli eksponert direkte for miljøgifter i jord og porevann i tillegg til

Boks 2.3 Kilder og tilførselsveier for miljøgifter

Ser en bort fra naturlig dannelse av miljøgifter i naturen eller frigivelse fra løsmasser og berggrunn tilføres miljøgifter norsk miljø via seks ulike veier:

- Ved industriell bearbeiding av naturlige råvarer og avfall fra gjenvinning (råolje/naturgass, trevirke, tang/tare, malm, konsentrater, metallavfall etc.), vil sporstoffer som følger råvaren frisettes. Typiske eksempler er kvikksølv, arsen, bly og kadmium.
- Ved kjemisk fremstilling (syntese). I Norge fremstilles ingen av de prioriterte miljøgiftene. Størst produksjon foregår i Europa, Asia og USA.
- Ved utilsiktet syntese, som følge av uønskede sidereaksjoner i forbindelse med annen aktivitet. Eksempler er EDC, HCB og KAB fra kjemisk industri og PAH, HCB og dioksin fra forbrenningsprosser (forbrenningsanlegg, skip og industri). PAH og dioksin dannes også i private ildsteder og som følge av bygnings- og skogbranner.
- Import av kjemiske stoffer eller stoffblandinger som inneholder større eller mindre mengder miljøgifter og som benyttes i innenlands produksjon direkte (som blant annet tetrakloreten), eller for fremstilling av kjemiske stoffblandinger (slik som siloksaner, perfluorerte forbindelser i brannskum), faste bearbeidede produkter (deriblant flammehemmere), eller for salg som ferdige kjemiske produkt (slik som plantevernmidler, impregnering og rengjøringsmidler). Produktregisteret skal ha oversikt over all import per stoff over en viss mengde (100 kg). Stoffer i kosmetikk er unntatt importregistrering.
- Import av faste bearbeidede produkter (blant annet elektronikk, biler, tekstiler, gulvbelegg). Her foreligger det ikke krav om innmelding i Produktregisteret og ikke krav om merking. Eksempler på stoffer som i større eller mindre grad kommer denne veien er ftalater, flammehemmere (tilsatser), perfluorerte forbindelser og Bisfenol A (restmonomerer).
- Tilførsler via langtransporterte forurensinger i luft og vann. For noen stoffer er disse tilførslene større enn de anslåtte nasjonale kildene til sammen (deriblant kvikksølv og kadmium).

Boks 2.4 Historien viser at bruk av miljøgifter i dag kan gi helse- og miljøproblemer i morgen

Mange miljøgifter er tungt nedbrytbare. Dette gjør at de kan gjenfinnes i miljøet, i mat, i innemiljø, i jord og sediment i mange tiår etter at produksjon og bruk har opphørt. Tidligere produksjon, bruk og utslipp av miljøgifter har ført til mange av dagens store miljø og helseutfordringer. For eksempel skyldes kostholdsrådene i 32 fjord- og havneområder, der myndighetene fraråder å spise sjømat pågrunn av høye konsentrasjoner av miljøgifter i sjøbunnen, i stor grad historiske utslipp.

DDT ble forbudt i Norge i 1970, i USA i 1972 og internasjonalt gjennom Stockholm-konvensjonen i 2004. Men stoffet kan fremdeles påvises i miljø og befolkning, for eksempel i Arktis. Bruken av DDT har i de senere år økt igjen i noen deler av verden, vesentlig på grunn av malariabekjempelse. Dette gjør at det ikke lenger er en nedgang i nivåer av DDT og DDTs metabolitter (nedbrytingsprodukter) i arktiske arter som isbjørn og polarmåke.

PCB ble forbudt i Norge og i store deler av verden tidlig på 1980-tallet. I dag kan stoffet påvises i miljøet og i mennesker over hele verden. Bruken av PCB i lyskondensatorer, fugemasser, betong og maling nådde en topp sent på 1960-tallet, men det antas at norsk bygningsmasse fremdeles inneholder i underkant av 180 tonn PCB[7]. Det betyr at vi må regne med PCB-holdig avfall fra både boliger og næringsbygg i flere tiår fremover på grunn av byggenes lange levetid[8].

Det brukes fremdeles miljøgifter i en rekke produkter. Bromerte flammehemmere brukes i blant annet elektronikk, kjøretøyer og plastisolasjon. Det er perfluorerte stoffer i for eksempel tekstiler og allværsjakker og mellomkjedede klorparafiner i fugemasse, plastprodukter og maling. Dette betyr at vi også i fremtiden vil kunne få problemer grunnet dagens bruk av miljøgifter.

via føden, noe som kan føre til opptak av miljøgifter over kroppsoverflaten. Vannlevende organismer vil eksponeres kontinuerlig hvis det aktuelle stoffet er til stede siden de er avhengige av vannet for både ioneregulering og respirasjon. I tillegg vil vannlevende organismer eksponeres gjennom inntak av føde. Organismer som lever i sediment vil eksponeres via porevann, det de spiser og i noen tilfeller direkte fra sedimentet. Planter vil eksponeres via jord, vann og luft.

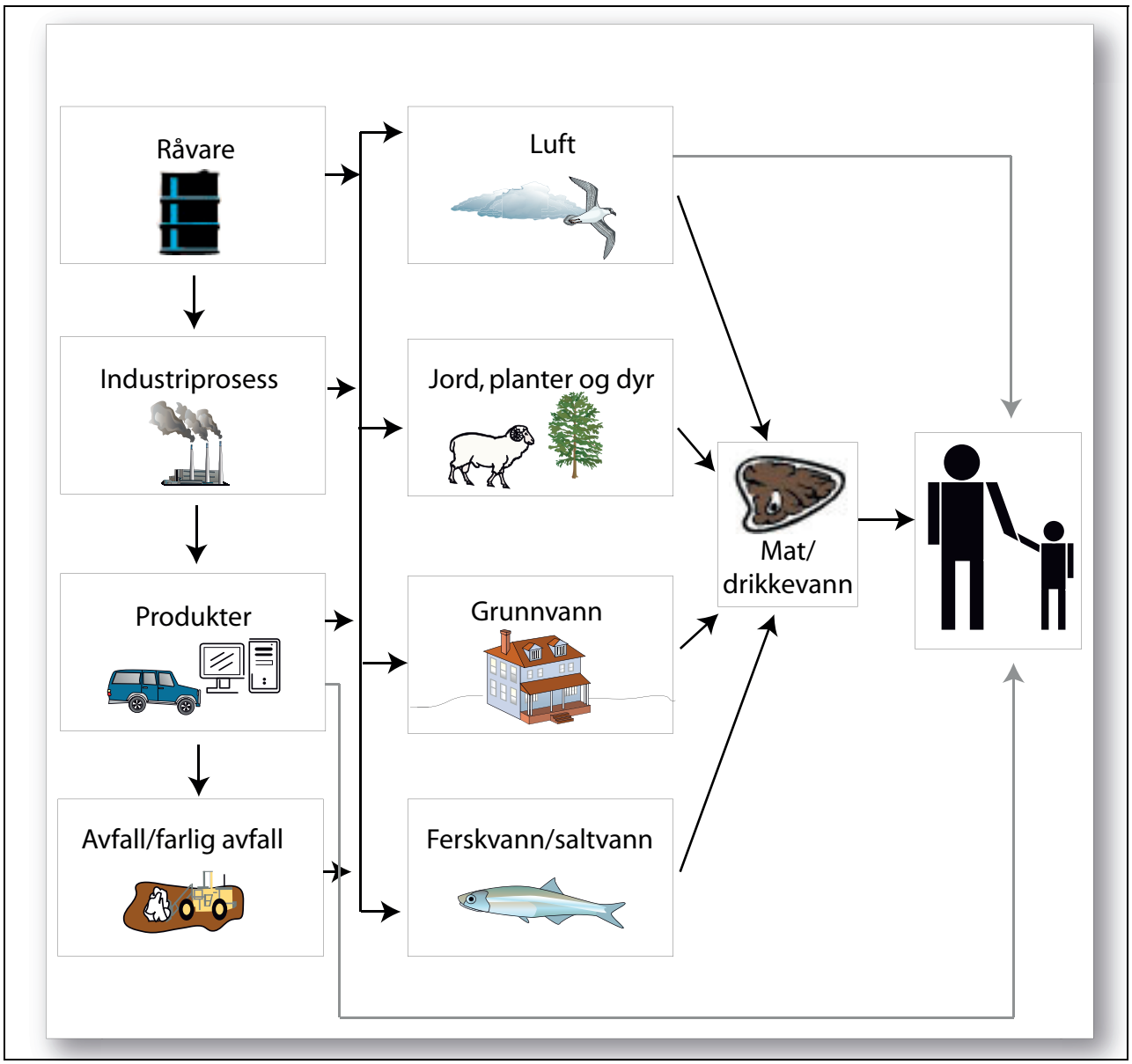
De viktigste eksponeringsveiene for mennesker er via luft, over hud og gjennom inntak av drikkevann og mat (figur 2.1). Spedbarn vil eksponeres via morsmelk og foster via navlestreng og morkake. Miljøgifter i inneluft er foreløpig lite undersøkt, men nyere studier tyder på at dette kan være en viktig eksponeringsvei for en rekke stoffer. For arbeidsmiljøet vil opptak via luft og over hud være de viktigste eksponeringsveiene.

2.5 Skadevirkninger av miljøgifter

Eksponering for miljøgifter kan gi helseskader på mennesker og/eller miljøskader. Eksponering for tilstrekkelig høye konsentrasjoner av miljøgifter kan gi akutte og relativt lett påviselige skader. Skader som forårsakes av eksponering for lave nivåer av kjemikalier over lang tid er langt vanskeligere å påvise enn akutte skader.

Normalt vil ikke skadevirkninger opptre i alle organer og vev, men lokaliseres til såkalte målorganer. Konsentrasjonen av stoffet i målorganet vil være avhengig av faktorer som stoffets kjemiske egenskaper, grad og art av eksponering i tillegg til opptak, fordeling, omsetning i og utskillelse fra kroppen. Eventuelle skadevirkninger vil blant annet avhenge av hvilke konsentrasjoner mennesker eller organismer i miljøet eksponeres for. Det er imidlertid vanskelig å sette en sikker nedre grense for hvilken konsentrasjon av et gitt stoff som kan føre til skadevirkninger.

Eksponering for en miljøgift vil kunne påvirke flere biokjemiske og fysiologiske prosesser i en organisme, men det er noen typer virkninger som har vært mer undersøkt enn andre. I human toksikologi har det vært et spesielt fokus på mekanismer som kan lede til kreft. Det er imidlertid et omfattende materiale som beskriver skadevirkninger av miljøgifter på reproduksjon, nervesystemet, nyrer, lever, immunsystemet, hormonregulering, hjerte/kar, øyet, mage/tarmsystemet og hud. I de siste par tiårene har det vært mye oppmerksomhet rundt hvordan eksponering for noen miljøgifter som bly og PCB kan påvirke den mentale utviklingen hos barn.



Figur 2.1 Human eksponering for kjemikalier[7].

Både for mennesker og andre organismer vil eventuelle skadevirkninger av miljøgiftseksponering påvirkes av om det er andre belastninger (stressfaktorer) tilstede og faktorer som arv og fødetilgang. Eksponering for ulike stressfaktorer sammen med miljøgifter kan være en årsak til at skadevirkninger i naturen kan forekomme ved lavere konsentrasjoner enn i laboratorieforsøk. Slike stressfaktorer kan være svekket helsetilstand, for eksempel ved sykdom eller infeksjon med parasitter, radioaktiv stråling, endringer i næringskjeden eller temperaturendringer.

Det kan være store forskjeller når det gjelder konsentrasjoner av miljøgifter som finnes i ulike arter og til og med mellom individer av samme art i et begrenset geografisk område. Slike forskjeller kan i noen grad forklares ved ulikt fødevalg, ulik alder, kjønn eller reproduksjonsbiologi. Grunnleggende biologisk og økologisk basiskunnskap er derfor avgjørende for å kunne forstå mulige skadevirkninger av miljøgiftseksponering.

Selv med dagens kunnskap om miljøgifter er det vanskelig å få en god forståelse av hvor giftig et stoff eller en stoffgruppe er og hvorfor. Derfor gjennomføres fremdeles vitenskapelige studier av hvordan for eksempel PCB påvirker human helse, selv om dette er en stoffgruppe det har vært forsket på i over 50 år. Eventuelle skadevirkninger av et stoff blir som oftest fastslått ved laboratorietester med forsøksdyr. Vanligvis benyttes mus eller rotte i humantoksikologi og alger, krepsdyr og fisk i økotoksikologi. Siden det er vanskelig å

Boks 2.5 Risiko og fare

Hvordan er det mulig å vite om et stoff eller en stoffgruppe vil være skadelig for mennesker eller miljøet? For å gjøre en slik vurdering er det nødvendig med kunnskap om hvor giftig stoffet er, hvilke nivåer av stoffet mennesker og organismer i miljøet vil bli utsatt for, samt helst kunnskapom noen organismer vil være spesielt følsomme og eventuelt virkningsmekanismene for giftighet.

Den første kunnskapen om et stoff vil oftest komme fra et forskningsmiljø som har konstatert at stoffet eller stoffgruppen kan gjenfinnes i mennesker eller i miljøet, og at det er påvist skadevirkninger hos organismer i laboratorier eller i miljøet. Med utgangspunkt i slike resultater vil det være mulig å gjøre en vurdering av «fare», det vil si hvor skadelig stoffet potensielt kan være. Kunnskap om at et stoff eksempelvis forårsaker kreft hos mus eller at stoffet er funnet i spekket til en isbjørn gir ikke kvantitativ informasjon om hvor skadelig stoffet eventuelt vil være for mennesker, men gir en pekepinn om at stoffet er problematisk i et helse- og/eller miljøperspektiv. En slik vurdering styrkes jo flere studier som viser det samme.

En risikovurdering har to hovedkomponenter: En vurdering av forventet eksponering og en vurdering av toksisitet. Prinsippene er de samme i både human og økotoksikologisk risikovurdering selv om metodene er ulike. Selv for mange av de miljøgiftene vi kjenner til er det et begrenset antall direkte målinger i miljøet. For nye stoffer finnes det ofte ikke slike målinger i det hele tatt. For kjente miljøgifter er det som oftest noe mer kunnskap om eksponering for mennesker, men også dette er mangelfullt. En vurdering av eksponering vil derfor for alle stoffer og stoffgrupper i stor grad være basert på modeller. I disse modellene benyttes det faktorer som skal reflektere kvaliteten av datamaterialet som er tilgjengelig. Jo mindre data, jo høyere modellert konsentrasjon i miljøet (og derved risiko).

For økotoksikologisk risikovurdering vil evalueringen av hvor giftig et stoff er være basert på laboratorietester med modellarter, for eksempel alger, krepsdyr eller fisk. Disse testene måler som oftest dødelighet eller redusert vekst. Tilsvarende tester gjennomføres med mus eller rotte for human risikovurdering. I noen tilfeller vil forventet toksisitet av et stoff bli evaluert med utgangspunkt i struktur og kjemisk/fysiske egenskaper. Det vil også her benyttes faktorer for å kunne overføre resultater fra laboratorieforsøk til forventede skadevirkninger. «*Risiko*» blir til slutt fastslått som et forhold mellom en beregnet eksponering og en beregnet skadevirkning.

Farevurdering er altså en ikke-kvantitativ vurdering av et stoffs potensial for skade på mennesker eller miljø med utgangspunkt i informasjon om tilstedeværelse og mekanismer for toksisitet eller toksisitetsdata fra andre arter. *Risikovurdering* er en kvantitativ vurdering av potensiell skade som er basert på relativt usikre estimater for eksponering og skadevirkning.

overføre resultatene fra slike tester til eventuelle skadevirkninger på mennesker eller andre organismer må det også benyttes kunnskap om virkningsmekanismer i vurdering av om et stoff er en miljøgift eller ikke.

I både human toksikologi og økotoksikologi er de fleste studier gjennomført med enkeltstoffer eller blandinger av to eller tre stoffer. I virkeligheten vil både mennesker og miljø eksponeres for mange ulike stoffer samtidig. Det er ikke i dag tilstrekkelige kunnskaper til at vi kan vurdere hvilke effekter dette eventuelt kan ha på mennesket og/eller miljøet.

2.6 Miljøgifter i norske økosystem

Miljøgifter i norske økosystem stammer fra nasjonale kilder, import og langtransport. Det er mer kunnskap om nivåer av miljøgifter i økosystemene enn om skadevirkninger som følge av eksponeringen. En vurdering av miljøgiftsbelastningen i norske økosystem vil derfor i hovedsak basere seg på nivåer.

Det foreligger ingen oppdatert vurdering av miljøgiftskaderisiko for norsk fauna. I 1999 utga Direktoratet for naturforvaltning den eneste samlerapporten om miljøgiftsnivåer i norsk fauna. Der ble det vist at miljøgiftskonsentrasjonene i stikkprøver av enkelte topp-predatorer, spesielt rovfugl og enkelte sjøpattedyr, tangerer og overskrider

forventede effektgrenser for immunforsvar, nervesystem og reproduksjon. Dette gjaldt spesielt PCB og DDT, men trendene for begge er nedadgående og det er derfor behov for oppdaterte risikovurderinger. I Sverige har nylig også den perfluorerte miljøgiften PFOS blitt vurdert å gi uakseptabel risiko for forgiftning gjennom næringskjeden på fiskespisende dyr og fugl, og nivåene er sammenliknbare med nivåer funnet i Norge. Få andre miljøgifter er satt i direkte sammenheng med skader øverst i næringskjeden i Norge. Det er imidlertid stor usikkerhet om effekter av hormonforstyrrende miljøgifter, og om eventuelle blandingseffekter når flere miljøgifter forekommer sammen i nivåer under faregrensen for hvert enkelt stoff. Nær punktkilder vil det være økt skaderisiko, og i norske kystområder hvor det er innført kostholdsrestriksjoner for mennesker vil også bunnfauna samt fiskespisende dyr og fugl bli utsatt for nivåer som i liten grad er vurdert nærmere i forhold til effektgrenser.

Aktuelle kilder til miljøgifter i land-økosystem i Norge er mobilisering av metaller i forbindelse med tidligere gruveaktivitet, industri, lokale og langtransporterte atmosfæriske tilførsler, militær aktivitet, avfallsdeponier, import og bruk av faste bearbeidede produkter og kjemiske produkter samt direkte tilførsler, for eksempel av plantevernmidler. Det er naturlig forhøyde nivåer av enkelte metaller som kadmium i noen områder, noe som medfører forhøyde nivåer i for eksempel vier og ryper[9]. Det er nylig utført en begrenset kartlegging av nivåer av organiske miljøgifter som klorerte parafiner, bromerte flammehemmere og perfluorerte stoffer i landlevende pattedyr i Norge. Det var målbare nivåer av perfluorerte miljøgifter i alle arter og individer. Det var spesielt høye konsentrasjoner av de ulike stoffene i rødrev og i noen grad gaupe fra Finnmark[10].

I ferskvann kan lokale utslipp føre til høye konsentrasjoner, noe som kan føre til store økologiske konsekvenser i et begrenset område. Det er forhøyde nivåer av kvikksølv i ferskvannsfisk over store deler av Sør-Norge, i hovedsak knyttet til atmosfærisk langtransport. Tidligere gruvedrift medfører lokale tilførsler til en del vassdrag, noe som fører til redusert biologisk mangfold og i noen tilfeller fiskedød. Enkelte innsjøer i Norge har høye nivåer av miljøgifter på grunn av tidligere utslipp, eksempelvis bromerte flammehemmere i Mjøsa. Kommunale avløpsrenseanlegg og industrivirksomheter kan i innlandskommuner ha påslipp til lokale elver. Bruk av plantevernmidler gir i noen tilfeller tilførsler til vassdrag som kan medføre skadevirkninger.

Boks 2.6 Miljøgifter i nise

Nise kan brukes som indikatororganisme for miljøgifter i norsk kystmiljø. Nise er en liten tannhval som finnes langs hele kysten. Den spiser mest fisk, og miljøgiftene den får i seg fra sjømaten i forurensete kystfarvann lagres i kroppen gjennom hele livet. Miljøgiftene kan overføres til fosteret i mors liv og fra mor til avkom når ungen dier.

Det er funnet høye konsentrasjoner av mange organiske miljøgifter, blant annet perfluorerte forbindelser som PFOS, i nise i Sør-Norge. Konsentrasjoner av miljøgifter i nise fra Skagerrak og Nordsjøen er høyere enn nordover langs kysten og i arktiske sjøpattedyr. Miljøgiftsnivåene er høye nok til å kunne forårsake skader på forplantning, immunforsvar og fosterutvikling[12].

Det finnes flere fjorder og kystområder i Norge med tildels høye nivåer av enkelte miljøgifter, både i sediment og organismer. Dette inkluderer også arter som brukes som mat for mennesker. Disse områdene er gjerne industrifjorder eller kystområder nær byer og havner. Marine sediment vil i mange tilfeller være en «endestasjon» for tungt nedbrytbare miljøgifter som har blitt tilført til andre økosystem, som land eller ferskvann. Fisk i dype fjorder synes å akkumulere høyere konsentrasjoner av miljøgifter enn beslektede arter på grunt vann, men det er ikke klart om det er levealder, fødevalg eller tilførsler som er årsaken til dette fenomenet.

Nær skipsverft og marinaer kan det være til dels høye nivåer av bunnstoffrester i sedimentene. De fleste typer bunnstoff inneholder biocider som skal hindre organismer å feste seg. Mens den forrige generasjonen av biocider som inneholdt tinnorganiske forbindelser hadde dramatiske skadevirkninger på marine organismer, særlig snegl, synes det som om det er mindre omfattende skadevirkninger av nye kobberbaserte bunnstoff. Videre vil det være tilførsler av miljøgifter til marint miljø knyttet til akvakultur og avrenning fra landbruksområder og utslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg.

Endelig er petroleumsvirksomheten en kilde til kvantitativt store utslipp til marint miljø. Det er fremdeles usikkerhet rundt miljøkonsekvensene av utslipp fra petroleumsvirksomheten, men det er dokumentert skadevirkninger på fisk i områder med høy olje- eller gassproduksjon[11].

Det er antatt at det meste av miljøgiftene som finnes i norsk Arktis er langtransportert. Det er imidlertid også lokale tilførsler i noen områder nær norske og russiske tettsteder. Miljøgifter i arktisk fauna blitt kartlagt de siste par tiårene og fokus har vært på noen få arter, særlig isbjørn, polarmåke og polarrev. Nivåer av miljøgifter i disse artene er høyere enn det som vil gi skadevirkninger på andre arter. Det er vist en sammenheng mellom miljøgiftkonsentrasjoner i vev og redusert immunforsvar hos isbjørn og skadevirkninger på helse, adferd og overlevelse hos måker[13, 14] Internasjonale restriksjoner har ført til nedgang for noen stoffer, slik som PCB. I forhold til atmosfærisk transport av miljøgifter går transport via havstrømmer langsomt. Effekten av eventuelle nye reguleringer av stoffene kan derfor ta tid hvis det skulle oppdages skadevirkninger i arktisk miljø for et stoff som i betydelig grad transporteres med havstrømmer[15].

2.7 Miljøgifter i mennesker

Mennesker eksponeres for miljøgifter i hovedsak gjennom mage-tarm og lunger, men det er også andre opptaksveier. Fostre kan eksponeres for miljøgifter via navlestrengen og spedbarn fra morsmelk.

Miljøgiftseksponering kan føre til økt hyppighet av sykdommer som normalt forekommer i befolkningen eller helseskader som vanligvis ikke forekommer. Det er vanskelig å avdekke årsaksammenhenger mellom eksponering for en miljøgift og en eventuell helseskadelig virkning i befolkningen, spesielt dersom virkningen av en miljøgift er en økning i forekomst av en ellers vanlig sykdom. En vurdering av miljøgiftsbelastningen for mennesker blir, i likhet med for miljøet, ofte en vurdering av nivåer fremfor direkte skadevirkninger. Det er lave deteksjonsgrenser for mange kjemiske analyser og miljøgifter kan i mange tilfeller finnes i konsentrasjoner som ikke er kjent å gi skadevirkninger.

Den norske befolkningen utsettes sjelden for høye nivåer av miljøgifter. Det dreier seg i det vesentlige om langvarig eksponering for lave konsentrasjoner. Det vil derfor som oftest ta lang tid før eventuelle skadevirkninger på helse utvikler seg og det vil være vanskelig å koble eventuelle symptomer til miljøgiftseksponering. Nivåer av hver enkelt miljøgift som er målt i blod, plasma eller urin hos den norske befolkningen er sjelden så høye at de kan tenkes å føre til akutt forgiftning.

I en studie fra 2006 ble det målt konsentrasjoner av miljøgifter i blodprøver fra kvinner i nordnorske og nordlige russiske områder. Undersøkelsen ga et godt bilde av eksponering både for bybefolkning i Bodø og folkegrupper som bor svært avsides i Nord-Russland. Resultatene viste at eksponering for nye miljøgifter, som perfluorerte forbindelser og bromerte flammehemmere, ikke er så direkte knyttet til næringsinntak som klassiske miljøgifter, deriblant PCB, DDT og kvikksølv. PFOS i blod ble funnet i relativt høye konsentrasjoner sammenlignet med andre typer miljøgifter. Resultatene tydet på at eksponering for PFOS kan skje blant annet ved inntak av fisk og eksponering fra produkter i dagliglivet. For de bromerte forbindelsene tydet resultatene på at produkter i dagliglivet bidro mest til eksponeringen[16]. I en oppfølgingsstudie året etter ble det målt konsentrasjoner av bromerte difenyletere (PBDE) i blodet til gravide kvinner i Bodø. Resultatene tydet på at deltakerne i studien var kontinuerlig eksponert og at stoffene tas opp i kroppen[17]. I en ny amerikansk undersøkelse er det vist at eksponering for PBDEer kan gi nedsatt fruktbarhet[18]. Som for arktisk fauna er det en nedgang for noen miljøgifter, som for eksempelvis PCB, i brystmelk fra norske kvinner. For PCB tok det totre tiår fra internasjonalt totalforbud til nivåene i brystmelk begynte å synke.

Nye studier av grupper av barn som følges opp over flere år har vist negative skadevirkninger på hjerneutvikling og økt risiko for hjerte- og karsykdommer, diabetes og kreft ved miljøgiftseksponering på fosterstadiet eller i ung alder[19]. I mus har man sett at hvis fosteret eksponeres for miljøgifter under den perioden nervesystemet er i mest aktiv utvikling vil det kunne ha alvorlige konsekvenser også i voksen alder[20]. Svangerskapsperioden og de første årene etter fødselen regnes som spesielt kritiske for miljøgiftseksponering, da ufødte og nyfødte barn er særlig sensitive for eksponering for miljøgifter[21]. For noen stoffer gjelder dette spesielt den første tredjedel av svangerskapet når mange organer blir dannet og utviklet. For andre miljøgifter er det større risiko for skadevirkninger ved eksponering senere i fosterutviklingen, for eksempel når det gjelder utvikling av nervesystemet. Morkakebarrieren mellom mor og foster gir liten beskyttelse mot fettløselige miljøgifter. De fleste metaller, blant annet bly, arsen og kadmium, vil i noen grad også kunne krysse barrieren mellom mor og foster[22].

Nye studier indikerer at eksponering for PFOS og PFOA kan bidra til lav fødselsvekt. I en fersk studie er det påvist en mulig sammenheng mel-

Boks 2.7 Eksponering for miljøgifter i blanding

Vi eksponeres ikke for én og én miljøgift, men for flere i blanding. Kunnskapen om hvilke konsekvenser eksponering for lave konsentrasjoner av flere giftstoffer i blanding kan ha når det gjelder skadevirkninger på miljø og mennesker er svært begrenset. Det er likevel kjent at eksponering for giftstoffer i blanding kan ha sterke tilleggseffekter. For eksempel kan kombinasjoner av endosulfan, dieldrin, toksafen og klordan gi hormonforstyrrende virkninger 500 til 1000 ganger sterkere enn ved eksponering for tilsvarende konsentrasjoner av enkeltstoffene[24, 25].

Barn på Seychellene og Færøyene spiser fisk med relativt høye kvikksølvkonsentrasjoner. Nerveskader hos barna på Færøyene, men ikke hos barna på Seychellene, kan ha sammenheng med samtidig eksponering for PCB gjennom morsmelk på grunn av mødrenes konsum av hvalkjøtt og hvalspekk[26, 27]. Eksponering for flere klororganiske pesticider har også blitt funnet å forårsake hyppigere forekomst av kreft enn eksponering for enkeltstoffer[28].

I en dansk studie fra 2007 ble det påvist at eksponering for anti-androgener, som hver for seg bare vil kunne gi ubetydelige skadevirkninger, vil kunne føre til utviklingsskader hos hannrotter når de virker sammen. Eksponering for svært lave konsentrasjoner av aktive stoffer vil kunne gi større skadevirkninger enn mengden skulle tilsi når de virker sammen med andre stoffer med samme virkningsmekanisme[29]. Slike sammenhenger er det vanskelig å dokumentere gjennom epidemiologiske studier på mennesker.

lom kvinners eksponering for PCB og overlevelsesevnen til spermier hos deres sønner. I en dansk/finsk studie ble det påvist en mulig sammenheng mellom forsinket utvikling av testiklene til guttebarn og eksponering for PBDE i brystmelk. Det var geografiske forskjeller som ikke kunne forklares ut fra eksponeringsnivåene. Dette tyder på at andre miljø- eller livsstilsfaktorer kan spille inn når det gjelder skadevirkninger av miljøgiftseksponering[23].

Mattilsynet, Folkehelseinstituttet og Vitenskapskomiteen for mattrygghet vurderer sammen med internasjonale samarbeidspartnere med jevne mellomrom helserisiko fra miljøgifter, basert på stikkprøver av miljøgifter i mennesker samt sjømat og andre matvarer. For metaller er det konkludert med at en mindre gruppe av befolkningen kan få i seg mengder av kadmium og kvikksølv over anbefalt nivå, og bemerket at enkelte matvarer med blyforurensning fortsatt finnes for salg. Blant de organiske miljøgiftene står PCB og dioksiner i en særstilling med generelt betenkelige nivåer i miljøet. Konsentrasjonene i en del fete matvarer og da spesielt sjømat overskrider anbefalte grenser. Store deler av befolkningen i Norge og Europa har lenge ligget over anbefalt totalinntak. Spesielt er det påpekt at konsentrasjonene av PCB og dioksiner i morsmelk og blod hos kvinner i Norden og Norge er så vidt høye at det ikke synes å foreligge noen sikkerhetsmargin i forhold til effektnivåer. En svensk risikovurdering for PFOS konkluderte nylig med at stoffets konsentrasjoner i miljøet utgjør en uakseptabel risiko for skadelige effekter på blant annet reproduksjon hos den generelle befolkningen. Få av disse helsevurderingene har inkludert den kombinerte effekten av flere miljøgifter, eller den kombinerte belastningen av miljøgifter fra både mat og andre kilder som arbeidsmiljø og inneluft.

Eksponering for kjemikalier forekommer i mange sektorer i arbeidslivet. Blant stoffene og stoffblandingene som er relevante i forhold til arbeidsmiljøeksponering finner vi også miljøgifter. Eksponeringen som finner sted i arbeidsmiljøet vil normalt være høyere enn for befolkningen generelt. Til tross for store utslippsreduksjoner for mange miljøgifter de siste årene finnes det fortsatt scenarioer som kan medføre mulig yrkesmessig eksponering med risiko for helseskader. Dette kan skyldes at den aktuelle miljøgiften ikke lar seg fase ut, eller sekundæreksponering hvor stoffene fremkommer som forurensning eller etter utilsiktet frigjøring ved en bestemt arbeidsprosess[30].

2.8 Forskning og overvåking

I løpet av de siste tiårene har det vært flere nasjonale forskningsprogrammer rettet mot nivåer og mulige skadevirkninger av miljøgifter. Statlig program for miljøovervåking ble etablert i 1980. Klima- og forurensningsdirektoratet har det nasjonale ansvaret for overvåkingsprogrammet, som kartlegger status og utvikling for forurensningstilstan-

den i luft, ferskvann, landmiljø, kyst og havområder. Programmet dekker områder fra Skagerrak i sør til Svalbard i nord. Overvåking av miljøtilstanden har nå pågått så lenge at man i det minste for noen miljøgifter kan vurdere tidstrender både i miljøet og hos mennesker. Det er også en egen aktivitet for å kartlegge nivåer av nye miljøgifter i Norge.

Norge deltar i overvåkingsprogrammer som er tilknyttet internasjonale konvensjoner og avtaler. Forpliktende internasjonal overvåking er integrert med den nasjonale overvåkingen. For miljø er det viktigste programmet knyttet til oppfølging av OSPAR-konvensjonen. Arctic Monitoring and Assessement Programme (AMAP) har koordinert og samlet inn data fra undersøkelser av miljøgiftnivåer i hav, luft, flora, fauna og mennesker siden 1993. Norske miljøer har videre vært involvert i EU-prosjekter som har bidratt til kunnskap om forhold i Norge. En rekke vitenskapelige studier har vært knyttet opp mot de ulike overvåkingsprogrammene.

Det finnes få studier som viser hvordan eksponering for miljøgifter kan påvirke folkehelse. I Norge er det gjennomført enkelte undersøkelser for å fremskaffe kunnskap om eksponeringsveier for ulike miljøgifter og skadevirkninger av eksponering i befolkningen. Et eksempel er den norske mor-barn undersøkelsen, som startet opp i 1999 og er planlagt å omfatte over 100 000 graviditeter. Hensikten med undersøkelsen er blant annet å finne årsakene til utvikling av ulike sykdommer. Mor, far og barn bidrar med biologisk materiale, som blod, urinprøver og morsmelk. En del av prøvematerialet er satt av til forskning på miljøgifter og sammenheng mellom eksponering i svangerskapsperioden og de første årene etter fødselen og utvikling av ulike sykdommer senere i livet. Prosjektet skal gå over lang tid og de fleste resultatene kan ikke ventes før om flere år. Den nordnorske mor-barn kohort omfatter omkring 600 mødre og barn og ble etablert samtidig.

Den såkalte «fisk og vilt undersøkelsen» ble startet i 2003 og omfatter 27 kommuner fordelt over hele landet. Hensikten med prosjektet er å fremskaffe kunnskap om eventuelle koblinger mellom kosthold og innhold av miljøgifter i blod, morsmelk og urin. Miljøgifter som omfattes av undersøkelsen er blant annet PCB, dioksiner, perfluorerte forbindelser, bromerte flammehemmere og metaller som kvikksølv, bly og kadmium. Det pågår også forskning som tar sikte på å undersøke betydningen av eksponering for miljøgifter via inneluft og støv. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) overvåker innholdet av miljøgifter og andre fremmedstoffer i fisk og annen sjømat på oppdrag fra Mattilsynet. Siden 1994 har NIFES hvert år gjort stikkprøvebaserte målinger av innholdet av miljøgifter i fisk og annen sjømat innsamlet i norske kystfarvann og i Atlanterhavet, Norskehavet og Nordsjøen. NIFES gjør også en mer omfattende kartlegging av miljøgifter i de kommersielt viktigste fiskeartene i Norge. Resultatene publiseres i databasen Sjømatdata.

Referanser kapittel 2

1. Stortingsmelding nr. 14, 2006-2007. *Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid*. Miljøverndepartementet 15. desember 2006.
2. Miljøstatus i Norge. *Prioritetslisten*. Nettside: http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Prioritetslisten/
3. OSPAR-konvensjonen. Nettside: www.ospar.org
4. United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 1992. *The Rio Declaration on Environment and Development*. Rio de Janeiro, 3. til 14. Juni 1992.
5. UNESCO, 2005. *The Precautionary Principle*. World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology (COMEST). Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
6. Nordby, T. og Bakken, E., 2009. *Det EØS-rettslige handlingsrommet for nasjonal regulering av miljøgifter*. Rapport utført av Arntzen de Besche Advokatfirma AS for Miljøgiftsutvalget.
7. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Prioriterte miljøgifter. Status i 2007 og utslippsprognoser*. KLIF rapport nr. TA-2571/2010.
8. Bergsdal, H., 2009. *Dynamic modeling and analysis of stocks and flows in building systems*. PhD. Norges tekniske og naturvitenskaplige universitet: 2009:257. ISBN 978-82-471-1929-7.
9. Pedersen, H.C. og Hylland, K., 2007. *Metallothionein levels in willow ptarmigan (Lagopus lagopus) populations with different natural loads of cadmium*. European Journal Of Wildlife Research, 53: 142-152.
10. Polder, A. et al., 2009. *Screening of halogenated organic compounds (HOCs) in wild living terrestrial mammals in Svalbard, Norway and Northern Sweden*. Rapport utført av Norges veterinærhøyskole, Veterinærinstituttet, Norsk Polarinstitutt, Høyskolen i Hedmark og Universitetet i Tromsø for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2572/2009.

11. Hylland, K. et al., 2006. *May persistent organic pollutants affect fish populations in the North Sea?* J. Toxicol. Environ. Health. Part A, 69:125-138.
12. Van de Vijver, K. et al., 2004. *Baseline study of perfluorochemicals in harbour porpoises (Phocoena phocoena) from Northern Europe*. Marine Pollution Bulletin 48: 986–1008.
13. Bernhoft, A. et al., 2006. *Possible immunotoxic effects of organocholines in polar bears (Ursus Martimus) at Svalbard*. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A 59: 561–574.
14. Knudsen, L. et al., 2007. *Halogenated organic contaminants and mercury in dead and dying seabirds on Bjørnøya (Svalbard)*. Rapport utført av Norsk Polarinstitutt, Norges veterinærhøyskole, Veterinærinstituttet, Norsk Institutt for Luftforskning og Universitetet i Tromsø for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2222/2007.
15. Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2009. *AMAP Assessment 2009: Arctic Pollution*. Oslo, Norge.
16. Odland, J. Ø. et al., 2006. *Kartlegging av «nye» miljøgifter i humane blodprøver fra Nord-Norge, Nord-Vest Russland og Sibir*. Rapport utført *av Universitetet i Tromsø og Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirek*toratet. SFT rapport nr. TA-2184/2006.
17. Odland, J. Ø. og Sandanger, T., 2007. *Bromerte flammehemmere i blod fra gravide kvinner i Bodø*. Rapport utført av Universitetet i Tromsø og Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT nr. rapport TA-2303/2007.
18. Harley, K. et al., 2010. *PBDE Concentrations in Women's Serum and Fecundity.* Environmental Health Perspectives, januar 2010. Center for Children's Environmental Health Research.
19. Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2009. *AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic*. Oslo, Norge.
20. Eriksson, P. et al., 2002. *A Brominated Flame Retardant, 2,2`,4,4`,5-Pentabromodiphenyl Ether: Uptake, Retention, and Induction of Neurobehavioral Alterations in Mice during a Critical Phase of Neonatal Brain Development*. Toxicol. Sci. 67: 98-103.
21. Needham, Larry L. et al., 2005. *Exposure Assessment in the National Children's Study: Introduction*. Environ Health Perspect 113: 1076–1082.
22. Rudge, Cibele V. et al. 2009. *The placenta as a barrier for toxic and essential elements in paired maternal and cord blood samples of South African delivering women*. Journal of Environmental Monitoring 11: 1322–1330.
23. Main, K. et al., 2007. *Flame Retardants in Placenta and Breast Milk and Cryptorchidism in Newborn Boys*. Environ Health Perspect 115:1519–1526 (2007).
24. Soto, A. et al., 1994. *The pesticides endosulfan, toxaphene, and dieldrin have estrogenic effects on human estrogen-sensitive cells*. Environ Health Perspect 102: 380-383.
25. DeRosa, C. et al., 1998. *Environmental exposures that affect the endocrine system: public health implications*. J Toxicol Environ Health B Crt Rev 1: 3-26.
26. Grandjean, P. et al., 2001. *Neurobehavioral deficits associated with PCB in 7-year old children prenatally exposed to seafood neurotoxicants*. Neurotoxicol Teratol 23: 305-317.
27. Stewart, P. et al., 2003. *Cognitive development in preschool children prenatally exposed to PCBs and MeHg*. Neurotoxicol Teratol 25: 11-22.
28. Payne, J. et al., 2001. *Mixtures of four organochlorines enhance human breast cancer cell proliferation*. Environ Health Perspect 109: 391-397.
29. Hass, U. et al., 2007. *Combined Exposure to Anti-Androgens Exacerbates Disruption of Sexual Differentiation in the Rat*. Environ Health Perspect 115: 122–128.
30. Johnsen, H. et al., 2010. Miljø*gifter og nanomaterialer i arbeidsmiljøet*. Rapport utført av Statens arbeidsmiljøinstitutt for Miljøgiftsutvalget. Mars 2010.

Kapittel 3
Grunnlag for vurdering og prioritering av tiltak

3.1 Utvelgelse av tiltak

Med bakgrunn i utslippsstatistikk er det gjort en sammenstilling av hvilke sektorer som bidrar til utslipp av ulike miljøgifter og i hvor store mengder. Det er foretatt en gjennomgang av eksisterende virkemidler og pågående prosesser som vil bidra til at generasjonsmålet kan nås. Nye tiltak er vurdert for områder der eksisterende virkemidler eller pågående prosesser ikke vil være tilstrekkelige for å nå generasjonsmålet.

Utvalget har vært opptatt av å finne tiltak og ikke virkemidler. Tiltakenes kostnader og konsekvenser kan imidlertid variere med valg av virkemidler. En del virkemidler kan i noen sammenhenger være mer eller mindre aktuelle på grunn av internasjonale forpliktelser. Det kan også være visse virkemidler som utpeker seg som spesielt egnet for gjennomføring av aktuelle tiltak. Mulige virkemidler er derfor drøftet for enkelte av de vurderte tiltakene.

Utvalget har lagt vekt på at foreslåtte tiltak skal være praktisk gjennomførbare og at de skal kunne iverksettes ved bruk av virkemidler som er mulige innenfor Norges nåværende internasjonale forpliktelser, herunder EØS-avtalen.

3.2 Vurdering av tiltak

I vurderingen av konsekvensene ved ulike tiltak har utvalget dels basert seg på tidligere utredninger og dels fått utført egne analyser. Vurderingene er i størst mulig grad bygd på foreliggende utredninger og tallmateriale, men vil også i noen grad baseres på skjønnsmessige vurderinger. Det er skilt mellom sektorvise og sektorovergripende tiltak, samt tiltak som vil gi et bedre beslutningsgrunnlag.

De sektorvise tiltakene er hovedsakelig vurdert ut fra i hvor stor grad de bidrar til utslippsreduksjoner og dermed potensielle skadevirkninger. Det har ikke vært mulig å vurdere eksisterende eller foreslåtte tiltaks konkrete reduksjon i skadepotensial for norsk miljø eller befolkning, siden det ikke foreligger noen sammenlikning av eksisterende eller fremskrevne konsentrasjoner mot effektgrenser.

Sektorovergripende tiltak gir ikke direkte utslippsreduksjoner. Effekten av slike sektorovergripende tiltak knyttet til forskning, overvåking, utslippsstatistikk og åpenhet er vurdert ut fra tiltakenes evne til å forbedre grunnlaget for miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Økt kunnskap om miljøgifter er for eksempel en forutsetning for at regelverk om substitusjon av helse- og/eller miljøfarlige kjemikalier kan følges i praksis.

I henhold til mandatet skal utvalgets forslag til tiltak vurderes med hensyn til kostnadseffektivitet. Hensikten med en kostnadseffektivitetsanalyse er å finne frem til de tiltakene som gir «mest miljøgiftsreduksjon per krone». Dette har det ikke vært mulig å gjennomføre innenfor den tid og de ressurser utvalget har hatt til rådighet. En slik analyse ville uansett vært krevende på miljøgiftsområdet fordi det er betydelige kunnskapshull og stor usikkerhet knyttet til både effekter og kostnader. Utvalget har imidlertid vurdert økonomiske og administrative kostnader av de foreslåtte tiltakene. Tiltakenes fordelingseffekter er tatt i betraktning. For eksempel kan det være av betydning om hele tiltakskostnaden vil falle på én eller et fåtall industribedrifter eller fordeles på hele befolkningen.

3.3 Identifisering av utvalgets hovedprioriteringer

Mennesker og miljø eksponeres for miljøgifter fra en rekke utslippskilder. I utvalgets mandat vises det til regjeringens mål om at utslipp og bruk av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og miljø kontinuerlig skal reduseres i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. Det er ikke uten videre åpenbart hvor grensen skal settes for utslipp som vil utgjøre en alvorlig trussel. Det er altså grunn til å tenke føre var i tvilstilfeller, basert på

vitenskapelig dokumentasjon. Som det vil fremgå av de kommende kapitlene kreves en rekke tiltak innen mange områder dersom målet om å stanse utslippene av miljøgifter skal nås.

Utvalget har identifisert et begrenset antall tiltak som spesielt viktige for å nå målet om utslippsstans innen 2020. Disse tiltakene er vurdert som avgjørende for å oppnå tilstrekkelige reduksjoner i utslipp, eksponering og potensielle skadevirkninger av miljøgifter. I tillegg til direkte tiltak for å redusere utslipp og bruk omfatter dette også sektorovergripende og kunnskapsbyggende tiltak som blant annet skal sikre en mer effektiv kontroll av miljøgifter. Som nevnt ovenfor har ikke utvalget prioritert tiltak på områder der pågående prosesser synes tilfredsstillende for å oppnå generasjonsmålet.

3.4 Statistikkgrunnlag

I forbindelse med utvalgets arbeid har grove indikatorer blitt benyttet til vurdering av potensiell eksponering, slik som utslippsmengder av de ulike miljøgiftene. For stoffer der det ikke finnes utslippsstatistikk og utslippene først og fremst er produktrelaterte, er anslag for bruk av stoffene i produkter brukt som indikator. Der det har vært tilgjengelig har reelle måledata blitt benyttet til vurdering av eksponering. Informasjon om de ulike stoffenes helse- og/eller miljøskadelige egenskaper er hentet fra vitenskapelig litteratur, kunnskapsbaser som Nasjonalt folkehelseinstitutts e-bøker[1] og offentlige nettsider som Miljøstatus i Norge[2].

Miljøgiftsutvalget har tatt utgangspunkt i utslippsstatistikk fra norske myndigheter. Klima- og forurensningsdirektoratet har siden midten av 1980-tallet samlet inn data for utslipp og bruk av prioriterte miljøgifter og publisert statistikk. Statistikken illustrerer hvilke kilder som er de mest sentrale for de ulike miljøgiftene på prioritetslisten og beskriver trender når det gjelder årlige utslipps- og bruksmengder[3]. Innrapporterte utslippstall fra landbasert industri, transport, landbruk og husholdninger publiseres på nettsiden «Norske utslipp». Det arbeides med å inkludere utslipp fra avløpsanlegg og akvakultur[4]. Videre gir Produktregisteret informasjon om merkepliktige stoffer og stoffblandinger som importeres og produseres i Norge i et omfang over 100 kg per år[5]. Datatilfanget er spesielt begrenset for stoffer i faste bearbeidede produkter. Det er et problem at norske myndigheter ikke har en samlet oversikt over tilførsler til Norge via ulike kilder.

På noen områder er andre datakilder benyttet. Statistisk Sentralbyrå publiserer utslippsstatistikk for stoffer som er klassifisert som kreftfremkallende, mutagene og reproduksjonsskadelige (CMR), kronisk giftige, allergifremkallende eller har langtidsvirkende miljøeffekter[6]. For plantevernmidler utarbeider Mattilsynet en årlig omsetningsstatistikk[7]. Ettersom plantevernmidler spres i miljøet ved bruk vil omsetningen på sikt tilsvare utslippene. Nasjonalt folkehelseinstitutt utarbeider statistikk for årlig omsetning av legemidler[8].

Myndighetenes utslippsstatistikk er beheftet med til dels stor usikkerhet og er avhengig av hvilke forutsetninger som er gjort. Dette gjør at estimater for tilførsler og utslipp av ulike miljøgifter kan variere mellom statistikkdatabasene. I tilfeller der ulike myndigheters utslippstall har vært forskjellige har utvalget basert seg på tall fra Klima- og forurensningsdirektoratet. Det har også vært tilfeller der det har vært nødvendig å ta i bruk annen tilleggsinformasjon for å gi et best mulig bilde av utslippssituasjonen.

Referanser kapittel 3

1. Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2008. *Miljø og helse- en forskningsbasert kunnskapsbase*. Rapport 2009:2 (3. utgave 2008).
2. Miljøstatus i Norge. *Kjemikalier*. Nettside: http://www.miljostatus.no/kjemikalier
3. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Prioriterte miljøgifter. Status i 2007 og utslippsprognoser*. KLIF rapport nr. TA-2571/2010.
4. Klima- og forurensningsdirektoratet. *Norske utslipp*. Nettside: www.norskeutslipp.no
5. Klima- og forurensningsdirektoratet. *Produktregisteret*. Nettside: http://www.klif.no/produktregisteret
6. Statistisk sentralbyrå, 2009. *Use and emissions of hazardous substances in Norway, 2002–2007*. SSB rapport nr. 2009 / 41.
7. Mattilsynet, 2010. *Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2005-2009*. Mattilsynet, Seksjon nasjonale godkjenninger. Februar 2010.
8. Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2010. *Grosisstbasert legemiddelstatistikk*. Nettside: http://www.legemiddelforbruk.no

Kapittel 4
Stoffer og stoffgrupper

4.1 Innledning

Kapittelet omtaler stoffene på prioritetslisten, samt noen andre sentrale stoffer og stoffgrupper som har blitt vurdert med tanke på tiltak. For noen av de prioriterte miljøgiftene er det ikke lenger nevneverdige utslipp, mens det for mange er store uregulerte utslipp. Det er store forskjeller når det gjelder hvilke tiltak som vil være nødvendige for de ulike stoffene og stoffgruppene for å nå generasjonsmålet. For noen miljøgifter er det mulig å gjennomføre tiltak for et begrenset antall punktutslipp. For andre miljøgifter er kildene mange og spredte, slik som for eksempel PAH fra forbrenning og veitrafikk.

Det er stor forskjell i giftighet og nedbrytbarhet for ulike miljøgifter. For noen stoffgrupper, som dioksiner, er det nødvendig å forholde seg til utslipp i gram. For andre med mindre giftighet, som de fleste av metallene, er det tonn som er den relevante størrelsesordenen. Slike forskjeller er også i noen grad knyttet til om et stoff forekommer naturlig.

Boks 4.1 Opptak og oppkonsentrering av miljøgifter

Ulike miljøgifter vil kunne akkumuleres i organismer og i næringskjeder. Det er viktig å holde forskjellige begreper fra hverandre når vi skal beskrive disse egenskapene:

- Biotilgjengelighet beskriver den andelen av et stoff som er tilgjengelig for opptak og/eller påvirkning av en organisme.
- Bioakkumulering innebærer at et stoff oppkonsentreres i en organisme, det vil si opptak minus metabolisme og utskillelse.
- Biomagnifisering beskriver oppkonsentrering av et stoff i næringskjeden, slik at det blir økende konsentrasjon med økende trofisk nivå. Det vil derfor være høyest konsentrasjon av slike stoffer i topp-predatorer som rovfugl, rovdyr eller mennesker.

Til tross for overvåking gjennom flere tiår er det fremdeles begrenset kunnskap om nivåer og eventuelle skadevirkninger av miljøgifter for norske innbyggere og i norske økosystem. I gjennomgangen av de mest aktuelle stoffene og stoffgruppene nedenfor er det derfor også benyttet data og eksempler fra andre land. For hvert stoff eller stoffgruppe er det gitt en innledende oversikt over bruksområder, tilførsler og utslipp i Norge, nivåer, egenskaper og giftighet, samt eventuelle kjente skadevirkninger og nåværende regulering. Vurderingen av om eksisterende regulering og iverksatte tiltak er tilstrekkelig for å nå generasjonsmålet kommer i kapittel 7-9.

4.2 Metaller

4.2.1 Generelt om metaller

Det spesielle med metaller og andre grunnstoffer er at de forekommer naturlig i miljøet. De kan ikke «forsvinne» (brytes ned), men kan omdannes gjennom kjemiske reaksjoner som for eksempel oksidasjon. Noen metaller er essensielle, det vil si at de er nødvendige for levende organismer. Dette gjelder for eksempel kobber, jern og sink. Dette betyr imidlertid ikke at de ikke kan være giftige. Det er verken relevant eller mulig å stanse alle utslipp av metaller. For disse stoffene er derfor viktig å ha fokus på de utslippene som påvirker miljøet og/eller human helse negativt.

4.2.2 Arsen

Arsen ble tidligere benyttet i blant annet impregnert trevirke, glassproduksjon og plantevernmidler. Kjent nåværende bruk er hovedsakelig i metallegeringer, halvledere, solcellepanel og elektronikk. Bruk av arsen i produkter utgjorde 42 tonn i 2007. Bruk av arsen i messing, samt i elektronikk og blyakkumulatorer har økt de siste årene og utgjorde henholdsvis 26 tonn og 13 tonn i 2007[1]. Produktene tilføres i hovedsak det norske markedet via import.

Utslippene av arsen i 2007 ble anslått til 33 tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet. De største utslippskildene ble antatt å være utlekking fra stående impregnert trevirke og utslipp fra forurenset grunn, som utgjorde henholdsvis 22 tonn og 6 tonn. Samlet utgjorde dette 85 prosent av de nasjonale utslippene[1]. I 2009 sto 65 industribedrifter til sammen for utslipp av 0,68 tonn uorganisk arsen[2].

Arsen er et metalloid som i uorganisk form er svært giftig både for mennesker og miljø, men som er lite giftig når det forekommer i organiske former (som i marine organismer) eller forekommer i legeringer. Uorganiske arsenforbindelser er klassifisert som giftige ved innånding og svelging, kan forårsake kreft og er giftige for akvatiske organismer[3].

Det er innført forbud mot arsenimpregnert trevirke i produktforskriften og i EUs biociddirektiv. Det er gjort enkelte unntak for næringsvirksomhet, men bruk av slikt trevirke i Norge er i hovedsak opphørt. Produktforskriften inneholder også forbud mot bruk av arsen og arsenforbindelser for å hindre begroing på skip og utstyr i vann. Enkelte arsenforbindelser er ført opp på kandidatlisten i EUs kjemikalieforordning (REACH). Arsenimpregnert trevirke er klassifisert som farlig avfall. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk.

4.2.3 Bly

Bly har blitt benyttet til en rekke formål gjennom de siste par tusen år, deriblant i vannrør, bestikk, keramikk, som pigment i maling, i ammunisjon og bensin. Bruk av bly i produkter økte fra omkring 16 000 tonn i året i 1995 til over 28 000 tonn i 2007, hvorav bruk i batterier og akkumulatorer, metalliske produkter og kabler til sammen utgjorde over 90 prosent[1]. Batterier og akkumulatorer importeres i all hovedsak, mens kabler også produseres i Norge. I følge Batteriretur AS var innsamlingsgrad for blybatterier om lag 99 prosent i 2009[4]. Bly er påvist i tidligere påført eksteriørmaling. For eksempel ble det nylig påvist til dels høye konsentrasjoner av bly i maling for over 70 prosent av 290 undersøkte bygninger i Trondheim. 22 prosent av de målte blyverdiene overskred grenseverdien for farlig avfall[5].

De nasjonale utslippene av bly i 2007 ble antatt å være ca. 200 tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet[1]. Til sammenligning har det blitt anslått at omkring 80 tonn bly tilføres Norge gjennom atmosfærisk langtransport hvert år. Produktrelaterte utslipp utgjorde omkring 180 tonn i 2007, hvorav utslipp fra ammunisjon var 95 tonn. Årlig utlekking av bly fra forurenset grunn har blitt anslått til 10 tonn[1]. I 2009 sto 82 industribedrifter til sammen for utslipp av 4,42 tonn bly, mens omkring 30 avfallsanlegg sto for omkring 0,06 tonn[2].

Høye konsentrasjoner av bly er registrert i sediment i flere fjorder, for eksempel i Sørfjorden og Høyanger, noe som har bidratt til kostholdsråd for inntak av marine organismer, særlig skjell[3].

Bly påvirker en lang rekke fysiologiske funksjoner. Det har vært særlig oppmerksomhet rundt effektene på nydannelse av hemoglobin, som vil føre til blodfattighet, og hvordan metallet kan føre til redusert mental utvikling hos barn hvis de eksponeres under fosterperioden eller senere. Bly er akutt giftig for akvatiske organismer og pattedyr, og akkumuleres i fisk og pattedyr. Mennesker med naturalhusholdning vil være eksponert for bly gjennom kostholdet i områder der dyr og fugler jaktes med blyholdig ammunisjon. Human eksponering for bly har sunket dramatisk de siste par tiårene, særlig som en følge av overgang til blyfri bensin.

Det er innført forbud i produktforskriften mot bly i emballasje, elektriske og elektroniske produkter, biler og leketøy. Det ble innført forbud mot bly i hagl fra og med 1. januar 2005 og det er inngått en frivillig avtale om utfasing av blyholdig ammunisjon på militære skytefelt. Blybatterier skal leveres til godkjent mottak for farlig avfall. Batteriretur AS er returselskap for start- og industribatterier i Norge.

4.2.4 Kadmium

Bruksområdene for kadmium har blant annet vært i batterier, som pigment, i keramikkglasur og overflatebehandling, men metallet er også en forurensning i produkter, deriblant noen typer gjødsel. Kadmium forekommer ofte sammen med sink og kobber i mineraler og vil derfor kunne lekke ut fra enkelte gruveområder. Kadmium i produkter finnes først og fremst i nikkel/kadmium batterier (NiCd batterier). Bruk av kadmium i slike batterier utgjorde ca. 13 tonn i 2007, det vil si 98 prosent av den nasjonale bruken. NiCd batterier produseres ikke i Norge, men importeres. I dag er de fleste NiCd-batterier erstattet av andre typer batterier, med unntak for elektroverktøy. Innsamlingsgraden for NiCd batterier i 2009 var på over 100 prosent, på grunn av utfasing av småbatterier fra markedet[4].

De nasjonale utslippene av kadmium i 2007 ble anslått til 1,4 tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet[1]. Til sammenligning ble det anslått at 3,5 tonn kadmium blir tilført Norge gjennom atmosfærisk langtransport. De største kjente punktkildene for utslipp av kadmium til vann i Norge er nedlagte gruver. I 2009 ble utslipp fra fire nedlagte gruver beregnet til 0,26 tonn. 63 industribedrifter sto samme år samlet sett for utslipp av samme mengde. En annen utslippskilde av betydning er utlekking fra forurenset grunn, som ble anslått til 0,4 tonn i 2007.

Det finnes forhøyde nivåer av kadmium i sedimentet i enkelte fjorder, som for eksempel Sørfjorden, Årdalsfjorden og Orkdalsfjorden. I Sørfjorden er kostholdsråd for inntak av marine organismer (blåskjell) satt delvis på grunn av kadmium[3].

Kadmium er akutt og kronisk giftig for mennesker, landlevende og akvatiske organismer. Stoffet vil akkumuleres i kroppen, spesielt i nyrer og lever, med lang biologisk halveringstid. I praksis akkumulerer mennesker kadmium i kroppen gjennom hele livet. Kadmium er kreftfremkallende og det er sannsynlig at relativt lave eksponeringsnivåer kan øke risikoen for hjerte-kar sykdommer og nyresykdommer.

Det er innført forbud mot kadmium for produkter som maling, emballasje, elektriske og elektroniske produkter og bærbare kadmiumbatterier, med unntak for elektroverktøy. Leketøysforskriften regulerer innhold av kadmium i leketøy. NiCd batterier skal leveres til godkjent mottak for farlig avfall. Rebatt AS er returselskap for bærbare batterier.

4.2.5 Kobber

Kobberholdige impregneringsmidler brukes for å redusere vekst eller begroing av planter, alger og dyr på oppdrettsnøter. Kobber har også erstattet bruk av arsen, krom og kreosot til treimpregnering. I tillegg brukes kobber i en rekke andre produkter, for eksempel elektronikk, ledninger, rør og kabler.

Utslipp av kobber er særlig relatert til bruk i produkter som oppdrettsnøter, bunnstoff, bremseklosser, ammunisjon og impregnert trevirke, samt utlekking fra nedlagte gruver. I 2006 utgjorde utlekking av kobber fra nøter 690 tonn, det vil si over halvparten av de nasjonale utslippene. Kobber har i stor grad erstattet bruk av TBT i bunnstoff, noe som førte til utslipp av 250 tonn kobber i 2006[6]. Utslipp av kobber på grunn av avrenning fra nedlagte gruveområder påvirker både elver og innsjøer. Ni nedlagte gruver hadde til sammen utslipp på 52 tonn i 2009. De største utslippene kom fra Løkken gruver, Sulitjelma bergverk og Folldal verk, som bidro med utslipp av henholdsvis 19 tonn, 18 tonn og åtte tonn kobber til vann i 2009, Det største enkelte industriutslippet til vann var på omkring seks tonn i 2009. Den største industriutslippet til luft fra en enkeltvirksomhet var omkring ett tonn i 2009[2]. Totale utslipp av kobber fra industrivirksomheter var 10,6 tonn i 2009. Utslipp av kobber fra landtransport var anslått til 17 tonn. Det er anslått at det finnes 65 000 tonn kobber i områder med forurenset grunn, noe som ga utlekking av omkring 50 tonn kobber til miljøet i 2006[6].

Kobber er et nødvendig sporelement for alle organismer og finnes naturlig i jord, ferskvann og havet. Kobber er klassifisert som meget giftig for akvatiske organismer. Det er imidlertid store artsforskjeller og giftigheten er høyest i næringsfattige ferskvann. Kobber er lite toksisk for mennesker. Metallet kan akkumuleres i enkelte akvatiske organismer ved eksponering for høye nivåer, men biomagnifiseres ikke.

Regulering av utslipp og rensekrav til notvaskerier trådde i kraft 1. juli 2005. Det er forbudt å slippe ut miljøskadelige kjemikalier, for eksempel kobber, i forbindelse med rengjøring, vask eller impregnering av oppdrettsnøter. Avfallet fra vaske- og renseprosessen skal håndteres som farlig avfall dersom det inneholder mer enn 0,25 prosent kobberforbindelser.

4.2.6 Krom

Krom har vært benyttet som biocid i treimpregnering og maling, i elektronikk og i stål. Krom brukes fremdeles i en rekke produkter og bruken er økende. Bruk av krom i kromlegert stål utgjorde 6600 tonn i 2007, det vil si 85 prosent av den totale bruken. Denne bruken vil ikke føre til utslipp av betydning.

Utslippene av krom i 2007 ble anslått til i overkant av 60 tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet. De største utslippskildene var anslått utlekking fra stående kromimpregnert trevirke og forurenset grunn, som samlet utgjorde nesten 80 prosent av de nasjonale utslippene[1]. Det ble det brukt 175 tonn krom i maling, lakk og pigmentpasta, noe som førte til utslipp av omkring fire tonn krom i 2007[1]. Transportsektoren slipper ut 0,47 tonn krom til luft årlig (2009). Den største industrielle punktkilden for utslipp til luft i 2009 var på i underkant av 0,1 tonn. De to største industrielle utslippskildene til vann hadde utslipp på omkring ett tonn og 0,5 tonn[2].

Krom er et essensielt metall som i hovedsak forekommer i to tilstandsformer. Treverdig krom er relativt ugiftig mens seksverdig krom tas opp i organismer og kan blant annet føre til kreft. Det er hovedsakelig treverdig krom som benyttes i produkter og ovennevnte utslipp dreier seg også i hovedsak om treverdig krom. Som for andre metaller vil tilstandsformen være avhengig av kjemiske betingelser, særlig redoks og pH. Treverdig krom kan derfor oksideres til seksverdig (og seksverdig reduseres til treverdig), men treverdig krom dominerer i ferskvann og havet.

Det ble innført forbud mot kromimpregnert trevirke i produktforskriften i 2003 og i EUs biociddirektiv i 2006. Det er gjort enkelte unntak for næringsvirksomhet, men bruk i Norge er i hovedsak opphørt. Det er innført forbud i produktforskriften og i EØS-området mot bruk av seksverdig krom i elektroniske og elektriske produkter, i henhold til EUs RoHS direktiv. Det er også innført forbud mot krom i blant annet emballasje, kjøretøy og leketøy. Kromimpregnert trevirke er klassifisert som farlig avfall. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk.

4.2.7 Kvikksølv

Kvikksølv er det eneste metallet som er flytende ved romtemperatur. Dette metallet er også spesielt ved at uorganisk kvikksølv kan omdannes til en mer biotilgjengelig og bioakkumulerende organisk form (metylkvikksølv) ved bakterielle prosesser i naturen. Kvikksølv har vært benyttet i et bredt spekter av områder, for eksempel til beising av såkorn, amalgam og en lang rekke instrumenter, benyttes fremdeles i noen pigmenter, samt lyskilder og batterier. Det er kjent at kvikksølv forekommer som naturlig forurensing i enkelte olje- og gassfelt i Nordsjøen. Bruken av kvikksølv i produkter i 2007 var på 300 kilo. Bruk av kvikksølv i belysningsprodukter har økt fra 30 kilo i 1995 til 54 kilo i 2007. Det er nylig vedtatt EØS-regler som vil forby glødepærer til belysning fra og med 2012[7, 8]. Dette vil kunne føre til økt bruk av kvikksølvholdige lyskilder. Statistisk sentralbyrå har anslått at mye kvikksølvholdig EE-avfall og et stort antall kvikksølvholdige lysstoffrør/sparepærer ikke ble håndtert forsvarlig i 2007[1].

Samlede utslipp fra produkter var 0,2 tonn i 2007 og fra landbasert industri 0,1 tonn i 2009. Beregnede utslipp fra landtransport, kommunale avløp og avløpsslam, båter og skip, forbrenning (krematorier og avfall) lå alle i underkant av 0,1 tonn pr år (2007). I tillegg utgjorde blant annet motorredskaper, andre næringer, husholdninger, luftfart samlet i underkant av 0,1 tonn. Forurenset grunn sto for 0,02 tonn/år. Samlede nasjonale kvikksølvutslipp ble anslått til ca. 1 tonn. Det er grunn til å anta at avløpsanlegg og virksomheter som er involvert i gjenvinning og avfallsbehandling vil få økt betydning som kvikksølvkilder. Den største utslippskilden for kvikksølv i Europa er forbrenning av fossilt brensel, særlig i kullkraftverk[9]. Langtransportert kvikksølvforurensning til Norge ble anslått til 2,4 tonn i 2007, noe som overskrider de nasjonale kildene.

Det er forhøyede nivåer av kvikksølv i overflatesedimenter i innsjøer, særlig i Sør-Norge. Dette har i dag først og fremst sammenheng med langtransportert luftforurensning. Mattilsynet har innført landsomfattende kostholdsråd for gjedde og abbor over 25 cm, og ørret og røye over en kilo. Kvikksølv er en del av årsaken til kostholdsråd for fisk og skalldyr i Sørfjorden og Ellingsøyfjorden. Til tross for at utslippene av kvikksølv har gått ned de siste årene viser nye undersøkelser at kvikksølvkonsentrasjonene i ferskvannsfisk i Sør-Norge har økt med 60 prosent siden 1991[10].

Kvikksølv forekommer metallisk, samt i uorganisk og organisk form. Eksponering for metylkvikksølv kan føre til motoriske og mentale forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet. Både organisk og uorganisk kvikksølv bioakkumuleres. Uorganisk kvikksølv akkumuleres først og fremst i nyrene. Det tar lang tid før kvikksølvet skilles ut av organismer. Metylkvikksølv biomagnifiseres, i motsetning til uorganisk kvikksølv.

Fra 1. januar 2008 er det innført et generelt forbruk mot kvikksølv i produkter, med unntak for elektriske og elektroniske produkter, herunder lyskilder og medisinsk utstyr. Det er ikke innført særskilte virkemidler for å begrense utslipp av kvikksølv fra transport, men tiltak som reduserer transportomfanget, for eksempel økt andel kollektivtrafikk, vil også bidra til å redusere utslippene av kvikksølv. I februar 2009 ble det vedtatt i FNs miljøprogram (UNEP) at det skal utarbeides en forpliktende global kvikksølvavtale. Kvikksølv er også omfattet av tungmetallprotokollen under LRTAP-konvensjonen. EUs IPPC-direktiv setter utslippsgrenser basert på definerte beste tilgjengelige renseteknologier (BAT) for mange industribransjer innen EØS-området. Direktivet omfatter ikke kullkraftverk med effekt under 50 MW, som er en viktig utslippskilde for kvikksølv.

4.3 Polysykliske og heterosykliske aromatiske hydrokarboner

4.3.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale og finnes naturlig i fossilt brensel (olje, gass, kull). Kreosot importeres til Norge og brukes til impregnering av trelast med spesielle krav til beskyttelse. I 2007 medførte slik treimpregnering bruk av 410 tonn PAH, noe som tilsvarte 98 prosent av den totale bruken[1].

Historisk har aluminiumsindustrien vært den største utslippskilden for PAH i fastlands Norge, men prosessforbedringer og nedleggelse av produksjonslinjer basert på Søderbergteknologi har gitt betydelige utslippsreduksjoner de siste årene. Landbasert industris samlede utslipp til luft gikk ned fra 70 tonn i 2008 til 15,5 tonn i 2009[2]. De største punktkildene for PAH-utslipp til luft er imidlertid fremdeles aluminiumsindustrien[2]. Utslipp av produsert vann fra petroleumsvirksomhet ga utslipp av 48 tonn PAH i 2008 (inkludert naftalen)[11]. Vedfyring i husholdninger førte til utslipp av anslagsvis 35 tonn PAH til luft i 2007. Dette tilsvarte da omkring 30 prosent av de nasjonale utslippene, men andelen vil være større i dag fordi utslippene fra industrien er redusert. Utlekking fra forurenset grunn førte til utslipp av omkring 23 tonn PAH, mens impregnering av trevirke medførte utslipp av ca. 14 tonn PAH i 2007. Statistisk sentralbyrå har anslått at det var store mengder kreosotimpregnert trevirke på avveie i 2007. Endelig ble PAH-utslipp fra veitrafikk anslått til ni tonn i 2007[2].

Forhøyde nivåer av PAH har blitt påvist blant annet i fjorder og innsjøer nær aluminiumsverk og i grunn ved impregneringsverk. Mattilsynet har gitt kostholdsråd om inntak av skjell fra en rekke fjorder og havneområder som følge av høye PAH-nivåer i skjellene[3].

PAH er en kompleks blanding av flere hundre stoffer, som alle er karakterisert ved at de består av to eller flere koblede benzenringer. PAH-forbindelser brytes ned i ulik grad og vil akkumulere i virvelløse dyr. Flere PAH-forbindelser er meget giftige for både landlevende og akvatiske organismer[3] og kan påvirke reproduksjon, hormonregulering og immunforsvar samt forårsake kreft hos fisk. Eksponering av mennesker for PAH kan føre til helseskader som nedsatt immunforsvar, genetiske skader, reproduksjonsskader, arteriosklerose og kreft. Nasjonalt folkehelseinstitutt angir ingen nedre grense for kreftfremkallende effekt av PAH. Eksponering for PAH bør derfor holdes så lav som mulig[12].

Byggteknisk forskrift stiller krav til maksimalt partikkelutslipp fra nye lukkede ildsteder for vedfyring. Effektiv forbrenning og lave partikkelutslipp gir også lavere utslipp av PAH. En rekke kommuner har innført tilskuddsordninger for å stimulere til utskifting av eldre ildsteder. Det er innført forbud mot kreosot og en rekke PAH-forbindelser i produktforskriften. Forbudet gjelder ikke impregnering av treverk til ulik næringsvirksomhet der dette er nødvendig av hensyn til sikkerhet for arbeidstakere, for eksempel telefon- og elektrisitetsstolper. Kreosot er også tillatt brukt i jernbanesviller, til inngjerding for landbruksformål og i havner og vannveier. Forbudet gjelder heller ikke omsetning og gjenbruk av brukt trevirke som er behandlet med kreosot før 1. juli 2003. Det er innført forbud mot bruk av PAH i dekk fra og med 1. januar 2010. Kreosotimpregnert trevirke er klassifisert som farlig avfall. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk. PAH er omfattet av protokollen for langtransport av persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen og er prioritert for tiltak under OSPAR-konvensjonen.

4.3.2 Heterosykliske aromatiske hydrokarboner

Heterosykliske forbindelser, som nitro-PAH, er tilsvarende polysykliske organiske molekyler, men hvor ringen(e) inneholder minst ett annet atom enn karbon, for eksempel nitrogen. Nitro-PAH dannes ved forbrenning av fossilt brensel, eller ved at PAH reagerer med nitrogen i luften.

Nitro-PAH eller andre heterosykliske forbindelser er ikke oppført på prioritetslisten. Klima- og forurensningsdirektoratets utslippsstatistikk omfatter derfor ikke utslipp av slike stoffer.

Utslipp fra trafikk, og særlig dieselkjøretøy, er trukket frem som en eksponeringskildekilde i urbane strøk. De høyeste nivåene av nitro-PAHer er generelt funnet i innendørs luftprøver og i trafikkrelaterte prøver[13, 14]. Ulike nitro-PAH forbindelser kan være arvestoffskadelig og/eller kreftfremkallende.

4.4 Klorerte organiske stoffer

4.4.1 1,2-dikloretan (EDC)

1,2 dikloretan (EDC) er et klororganisk stoff som brukes ved produksjon av vinylklorid monomer

(VCM), som igjen brukes i produksjon av PVC-plast. I Norge er det kun én kilde av betydning, med i hovedsak diffuse utslipp av litt over åtte tonn i 2009[2].

EDC er giftig og kreftfremkallende, men bioakkumuleres ikke. Kroniske skader på lever og nyrer i dyr er påvist etter innånding. I tillegg er stoffet irriterende for øyne, luftveier og hud[3]. EDC omfattes av OSPAR-konvensjonen.

4.4.2 Dibenzo-*p*-dioksiner og dibenzofuraner (dioksiner)

Dibenzo-*p*-dioksiner og dibenzofuraner omtales gjerne med en fellesbetegnelse for dioksiner fordi de har relativt like egenskaper og virkningsmekanismer. Stoffgruppene omfatter over hundre ulike forbindelser med ulik grad av klorering. Dioksiner kan produseres under forbrenningsprosesser hvis det er klor til stede.

Metallindustri og avfallsforbrenning var tidligere de største utslippskildene for dioksin til luft. I dag er det diffuse utslipp som har størst betydning for de nasjonale utslippene. Klima- og forurensningsdirektoratet har anslått at dioksinutslipp fra vedfyring i husholdninger og båter/skip var henholdsvis 14 gram og 5 gram i 2007[1]. Samlede industriutslipp i 2009 var 1,3 gram hvorav den største enkeltkilden slapp ut 0,3 gram[2]. Til sammenligning ble mengden dioksiner som ble transportert til Norge via atmosfæren anslått til i overkant av 20 gram i 2007. Mengden dioksin beregnes her som gram toksisitetsekvivalenter (TEQ).

I Norge er de høyeste dioksinkonsentrasjonene funnet i Grenlandsfjorden som et resultat av tidligere magnesiumproduksjon på Herøya (nå nedlagt). Nivåene synker langsomt og gir fortsatt grunnlag for kostholdsråd i området[3].

Dioksiner er eksepsjonelt giftig for noen organismer, som fiskelarver og marsvin, men er ikke like akutt giftig for mennesker. I dyreforsøk er det vist at eksponering for relativt lave konsentrasjoner av dioksiner på fosterstadiet kan føre til reproduksjonsforstyrrelser og nedsatt immunforsvar senere i livet. Noen dioksiner er kreftfremkallende og/eller hormonforstyrrende. Den viktigste eksponeringskilden for dioksiner er via fisk og animalsk fett i matvarer. I Norge er de viktigste kildene i kosten fet og halvfet fisk, skalldyr og meieriprodukter. Ettersom dioksiner har effekt ved svært lave konsentrasjoner har grenseverdier for akseptable konsentrasjoner i mat eller fôr blitt tilsvarende lave. Spesielt utsatte grupper kan overstige grensene for tolerabelt inntak, for eksempel personer som spiser mye fet fisk, torskelever, krabbe og/eller måsegg, eller som inntar fisk eller skalldyr fra forurensede områder på tross av innførte kostholdsråd. Det er anslått at opp mot 20 prosent av befolkningen kan være eksponert for dioksin over tolerabelt inntak[12].

Dioksiner er omfattet av Stockholm-konvensjonen, av protokollen for persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen og prioritert for tiltak i OSPAR-konvensjonen. Sjøfartsdirektoratet har foreslått strengere krav til utslipp til luft fra skip i MARPOL-konvensjonen. Byggteknisk forskrift stiller krav til maksimalt partikkelutslipp fra nye lukkede ildsteder for vedfyring. Kravene reduserer ikke utslippene av dioksiner direkte, men ettersom nye ildsteder har bedre virkningsgrad enn eldre ildsteder behøves mindre brensel for å oppnå samme varmeavgivelse.

4.4.3 Heksaklorbenzen (HCB)

Klima- og forurensningsdirektoratet har anslått utslippene av HCB til omkring åtte kilo i året, hovedsakelig som små utslipp fra industri eller avfallsforbrenningsanlegg.

Det er funnet forhøyde konsentrasjoner av HCB i sediment og fisk nær enkelte industrikilder, for eksempel i Frierfjorden[3].

HCB er tungt nedbrytbart i vann, jord og luft og bioakkumuleres. Stoffet er klassifisert som giftig for akvatiske organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet. HCB kan forårsake kreft. Kronisk eksponering kan føre til skader på sentralnervesystemet, lever, lunger og milt[3].

Heksaklorbenzen er forbudt internasjonalt via Stockholm-konvensjonen, omfattet av protokollen for persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen, omfattet av Rotterdam-konvensjonen og er prioritert for tiltak i OSPAR-konvensjonen.

4.4.4 Klorerte alkylbenzener (KAB, målt som EOCl)

KAB er tungt nedbrytbart, akkumuleres i og er giftig for akvatiske organismer. Den eneste kjente utslippskilden av KAB i Norge slipper ut omkring 0,02 tonn i året[2]. På grunn av utslippene ble KAB funnet i sediment, fisk, blåskjell og krabber i Kristiansandsfjorden på 1980-tallet. Tilførslene til Kristiansandsfjorden er nå redusert. Det er ikke målt KAB andre steder i Norge[3].

4.4.5 Klorparafiner, kortkjedete (C10 – C13; SCCP)

Bruk av kortkjedede klorparafiner i Norge er opphørt og nåværende norske utslipp antas å være små. Det kan finnes utslipp via sigevann fra deponier som følge av tidligere bruk i produkter som maling, rustbeskyttelse og smøremidler, eller som mykner og brannhemmer[1]. Kortkjedete klorparafiner er også påvist i fugelim i isolerglassruter som ble produsert i perioden 1976 til 1986[15].

Kortkjedete klorparafiner er funnet i luft, vann, akvatiske organismer, matvarer og morsmelk. Kortkjedete klorparafiner er påvist i sedimenter i Barentshavet, i ferskvannsfisk på Bjørnøya og i luft i arktiske områder[3]. Inntak via mat vil trolig være den viktigste eksponeringsveien for mennesker, men tilstedeværelse i inneluft og husstøv kan også være av betydning[16].

Kortkjedete klorparafiner er meget giftige for akvatiske organismer. Stoffene er tungt nedbrytbare og bioakkumuleres. Akkumuleringen er størst ved lang kjedelengde og høy kloreringsgrad.

Bruk av stoffblandinger og produkter med innhold av kortkjedete klorparafiner er forbudt i Europa. Kortkjedete klorparafiner er omfattet av protokollen for persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen og foreslått inkludert i Stockholm-konvensjonen. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk.

4.4.6 Klorparafiner, mellomkjedete (C14 – C17; MCCP)

Utslipp av mellomkjedete klorparafiner er først og fremst knyttet til bruk som mykner eller brannhemmer i polyester og PVC plast, tette- og fugematerialer, maling eller i smøremidler til metallbearbeiding. Mellomkjedete klorparafiner brukes antagelig ikke i norsk produksjon, men forekommer i importerte produkter. Basert på en antagelse om at norsk omsetning tilsvarer omsetningen generelt i Vest-Europa vil årlig norsk bruk av mellomkjedete klorparafiner i produkter tilsvare rundt 540 tonn[1]. Det er også påvist mellomkjedete klorparafiner i fugelim i isolerglassruter som ble produsert i perioden 1976 til 1986[15].

Mellomkjedete klorparafiner er påvist i sigevann og avløpsvann[3] og i stikkprøver av sedimenter nær skipsverft og skraphandleranlegg.

Mellomkjedete klorparafiner er tungt nedbrytbare stoffer som bioakkumuleres. Stoffene er klassifisert som meget giftige for akvatiske organismer. Det er begrensede kunnskaper om virkningsmekanismene for disse stoffene. Inntak via mat vil trolig være den viktigste eksponeringsveien for mennesker, men tilstedeværelse i inneluft og husstøv kan også være av betydning[16].

Det er ikke iverksatt virkemidler mot bruk av mellomkjedete klorparafiner i produkter, men stoffene har vært prioritert for utfasing av norske myndigheter. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk.

4.4.7 Pentaklorfenol (PCP)

Pentaklorfenol ble tidligere brukt som treimpregneringsmiddel, beskyttelsesmiddel mot insekter og slimbekjempningsmiddel i papirindustrien[3]. Bruk av pentaklorfenol i produkter opphørte før 1995. Pentaklorfenol kan forekomme i importerte produkter fra land utenfor EØS-området, men mengdene er ikke kjent[1].

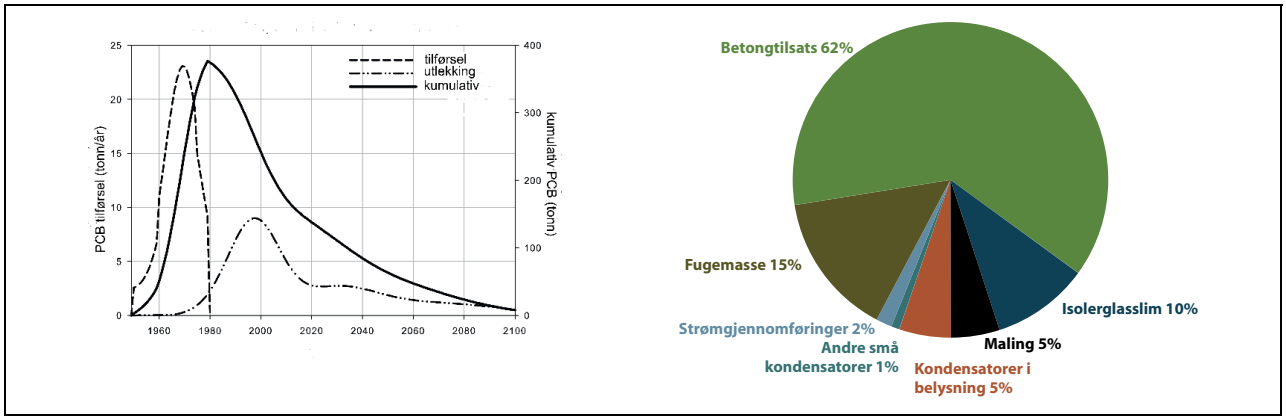
Det er ikke registrert utslipp av betydning i Norge de siste årene. Stoffet fordamper lett og transporteres gjennom atmosfæren. Det avsettes trolig en del PCP i norsk miljø som følge av langtransport. I Arktis er PCP funnet i luft, ferskvann, sjøvann, is og fisk[3].

Pentaklorfenol er meget giftig ved innånding, hudkontakt og svelging. Stoffet er tungt nedbrytbart og bioakkumuleres. Pentaklorfenol er kreftfremkallende, gir leverskader, samt skader på nervesystem og immunsystem. Pentaklorfenol har også vist seg å kunne påvirke utviklingen av nervesystemet hos nyfødte.

Produktforskriften inneholder forbud mot pentaklorfenol i konsentrasjoner over 0,1 vektprosent. Tekstiler og lær skal ikke innholde mer enn 5 ppm av stoffet. Stoffet er også forbudt som biocid. Pentaklorfenol er omfattet av Rotterdam-konvensjonen og har blitt foreslått inkludert i protokollen for persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen.

4.4.8 Polyklorerte bifenyler (PCB)

Polyklorerte bifenyler (PCB) forekommer stort sett i blandinger av opptil to hundre strukturelt ulike stoffer (kongenere) som har ulikt antall og ulik plassering av kloratomer. Bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980. Stoffet ble tidligere brukt i blant annet transformatorer, kondensatorer, fugemasser, isolerglassruter og elektriske og elektroniske produkter, visse typer papir, lim, maling, murpuss, betong og asfalt[17].



Figur 4.1 Forventet tid for utfasing av PCB til venstre og gjenværende PCB i bygg og anlegg til høyre; hentet fra[18, 19].

De viktigste kjente nasjonale kildene for gjenværende PCB er bygninger fra perioden 1940-1980, forurensede masser og sedimenter og olje i strømgjennomføringer og små kondensatorer (i blant annet lysarmatur og hvitevarer). Totalt regner man med at det finnes om lag 180 tonn gjenværende PCB i eksisterende bygningsmasse[1]. Figur 4.1 viser fordeling av gjenværende PCB i bygg og anlegg per 2008 og forventet tid for utfasing av PCB i stående bygningsmasse. Slik figuren viser vil PCB fortsatt utgjøre et avfallsproblem i flere tiår fremover. Endret klima med større nedbørsmengder og regn kan øke utlekkingen av PCB fra bygg, men omfanget er usikkert. Langtransport via luft er en viktig spredningsvei for PCB, også i global målestokk. I områder med kaldt klima vil forbindelsene kondensere og avsettes.

Nivåene av PCB i miljø og i mennesker er på vei ned i den vestlige verden, men det finnes betydelige mengder i miljøet til tross for at produksjon og bruk ble forbudt internasjonalt for 30 år siden. Over halvparten av kostholdsrådene i norske fjorder skyldes høye PCB-nivåer, blant annet i torskelever. Mattilsynet har gitt et generelt kostholdsråd om å begrense inntak av fiskelever fra saltvannsfisk, samt innført kostholdsråd for enkelte fiskearter i Mjøsa. Såkalte dioksinliknende PCB bidrar i stor grad til den samlede dioksinbelastningen i Mattilsynets og Nasjonalt folkehelseinstitutts risikovurderinger. I Arktis er det funnet forhøyde PCB-nivåer i arter på toppen av næringskjeden, som polarmåke, polarrev og isbjørn, samt i rovfuglegg[3]. Det er funnet PCB i inneluft, blant annet i danske boliger, skoler og barnehager. Noen målinger hadde verdier som lå 1000 ganger høyere enn bakgrunnsnivået[20].

PCB er tungt nedbrytbart, har høy fettløselighet og biomagnifiseres. Ettersom PCB biomagnifiseres er mennesker og rovdyr spesielt utsatt. PCB kan overføres til neste generasjon via opplagsnæring i egg, via morkaken til fosteret og via morsmelk til spedbarn. Opptak hos mennesker skjer hovedsakelig gjennom næringsinntak. Høykonsumenter av for eksempel fet fisk og marine pattedyr er særlig utsatt[12]. Mange PCBer eller metabolitter av PCBer er såkalte hormonforstyrrende stoffer på grunn av likheter i den kjemiske struktur med hormoner og fordi de kan påvirke enzymene som er involvert i hormon-metabolisme. Eksponering for PCB kan føre til svekket immunforsvar og kan skade nervesystemet, gi leverkreft, skade forplantningsevnen og fosteret og ha negativ innvirkning på menneskets læringsevne og utvikling[3, 12]. Selv i lave konsentrasjoner har PCB kroniske giftvirkninger både for landlevende og akvatiske organismer. PCB har blitt knyttet til reproduksjonsforstyrrelser hos sjøpattedyr, blant annet ringsel i Østersjøen.

PCB er forbudt internasjonalt gjennom Stockholm-konvensjonen, omfattes av protokollen for langtransport av persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen og Rotterdam-konvensjonen. I Norge er det satt frister for utfasing av ulike PCB-holdige produkter. For PCB-holdige lysarmaturer gikk fristen for utfasing ut henholdsvis 1. januar 2008 for innvendige armaturer og 1. juli 2008 for utvendige armaturer. For PCB-holdige strømgjennomføringer var fristen for utfasing 1. januar 2010. Det er innført returordninger for PCB-holdige isolerglassruter. I dag samles kasserte PCB-holdige ruter for destruksjon i regi av Ruteretur. Det er betydelig usikkerhet knyttet til hvor mye PCB de innsamlede vinduene tilsvarer, men mengden er anslått til omkring to til tre tonn ren PCB[21]. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk. Avfall med over 50 mg/kg PCB er definert som farlig avfall.

4.4.9 Triklorbenzen (TCB)

Triklorbenzen (TCB) ble tidligere brukt som løsemiddel for farger til tekstilfarging, som korrosjonshindrende middel og som tilsetningsstoff til PCB i transformatorer og store kondensatorer[3]. I 2007 ble det brukt ca. 0,4 tonn av TCB i forskningslaboratorier, hvorav Klima- og forurensningsdirektoratet har anslått at ca. 0,1 tonn ble sluppet ut til miljøet[1]. Mindre utslippskilder kan være husholdninger, forbrenningsanlegg og industri.

TCB kan transporteres med luftstrømmer. Det foreligger lite data om forekomst av TCB i luft, vann og jord i Norge[3]. TCB er akutt og kronisk giftig for akvatiske organismer, persistent og bioakkumuleres. Det er innført et europeisk forbud mot TCB.

4.4.10 Tetrakloreten (PER)

PER brukes til tekstilrensemiddel (31 tonn i 2007) og metallavfetting (5 tonn i 2007). Stoffet importeres fra utenlandske produsenter til bruk i norske renserier.

Utslippene av PER ble anslått til 36 tonn i 2007[1]. Anslagene kompliseres av at det ble omsatt store mengder PER før stoffet ble avgiftsbelagt i 2000 og at disse lagrene fortsatt benyttes. En antatt utslippsreduksjon skyldes at mange renserier har skiftet ut gamle PER-maskiner med nye lukkede tekstilrensemaskiner eller gått over til alternative rensemetoder. I følge renseribransjen er det grunn til å tro at alle PER-maskinene vil være skiftet ut innen 2020. PER-holdig avfall er klassifisert som farlig avfall. Statistisk sentralbyrå har anslått at det var 137 tonn slikt avfall på avveie i 2007[1]. Informasjon fra renseribransjen tyder på at dette anslaget er for høyt.

Lokale kilder har antakelig størst betydning for forekomst i Norge, men atmosfærisk langtransport kan forekomme. PER er kreftfremkallende og giftig for akvatiske organismer. PER kan påvirke det sentrale nervesystemet, føre til døsighet og svimmelhet, og irritere huden[3].

Det ble innført avgift på omsetning av PER i 2000. Avgiften betales dersom andelen PER er over 0,1 vektprosent av produktets totale vekt og øker med produktets innhold av stoffet. Det er forbudt å omsette produkter som inneholder mer enn 0,1 vektprosent PER til vanlige forbrukere.

4.4.11 Trikloreten (TRI)

TRI er et flyktig stoff som brukes i metallavfettingsmidler, lim og enkelte andre produkter. TRI produseres ikke i Norge, men importeres.

Klima- og forurensningsdirektoratet har anslått utslippene av TRI til omkring 36 tonn i 2007. Hovedkilden er antatt å være bruk som metallavfettingsmiddel (31 tonn). Bruk i lim og andre produkter stod for de resterende utslippene[1].

Det er ikke data for forekomst av TRI i miljøet i Norge[3]. TRI er kreftfremkallende og kan skade arvestoffet. Det kan påvirke det sentrale nervesystemet, gi døsighet og svimmelhet, og irritere huden og øynene. Stoffet er tungt nedbrytbart og skadelig for akvatiske organismer.

TRI ble avgiftsbelagt i 2000. Avgiften betales dersom andelen TRI er over en vektprosent og øker med produktets innhold av stoffet. Samme år ble det også innført en refusjonsordning for levering av TRI holdig avfall. Refusjonsbeløpet i 2010 er på 25 kr/kg TRI. Det er forbudt å omsette produkter som inneholder mer enn 0,1 vektprosent TRI til vanlige forbrukere.

4.5 Bromerte organiske stoffer

Bromerte organiske stoffer er en fellesbetegnelse på organiske stoffer som inneholder brom bundet til et karbonskjelett. Det viktigste bruksområdet er som flammehemmere. Under sterk varmepåvirkning frigis bromradikaler som stopper kjedereaksjonen i forbrenningsprosessen. Det finnes i dag omkring 70 ulike bromerte flammehemmere på markedet[22]. De forskjellige stoffene har svært ulike egenskaper i forhold til fordeling, akkumulering og effekter. Ingen av stoffene fremstilles i Norge.

Beregnet bruk av fem prioriterte bromerte flammehemmere var 450 tonn i 2007. Av dette utgjorde TBBPA 293 tonn, deka-BDE 114 tonn og HBCD 43 tonn. Bruk av bromerte flammehemmere i elektronikk ble anslått til å utgjøre 340 tonn, mens bruk i transportmidler ble anslått til 65 tonn. Bruk i byggematerialer ble anslått til å utgjøre 45 tonn i 2007[1]. Plastbaserte isolasjonstyper som kan inneholde bromerte flammehemmere er cellegummi til isolasjon rundt rør, og polyetylenmatter til bruk for kuldeisolasjon i tunneler. Produktene tilføres det norske markedet via import.

Utslipp fra produkter med de fem bromerte flammehemmerne på myndighetenes prioritetsliste; penta-, okta- og deka-bromerte difenyletere (PBDE), heksabromsyklododekan (HBCD, også

forkortet HBCDD) og tetrabrombisfenol A (TBBPA) ble anslått av Klima- og forurensningsdirektoratet til 2,4 tonn i 2007. Dette innebærer at utslippene ble mer enn femdoblet fra 1995 til 2007[1]. Den største kilden er antatt å være faste bearbeidede produkter. Andre antatte utslippskilder er kommunalt avløp, anlegg for nedmaling av metallholdig avfall (shredderanlegg) og sigevann fra avfallsdeponier[23]. Produksjon av isolasjonsmaterialer for eksport medførte anslåtte utslipp av HBCD til vann på 0,4 kilo i 2008[2]. Statistisk sentralbyrå har anslått at omkring 1 000 tonn plast fra elektrisk avfall med innhold av bromerte flammehemmere var på avveie i 2007[1]. I dag leveres hoveddelen av isolasjonsplater og cellegummiavfall sammen med restavfallet fra bygg- og anleggsplasser til tross for at dette kan være farlig avfall[15].

I Norge er det funnet til dels høye nivåer av bromerte stoffer i blant annet fisk i Mjøsa og i sedimenter og marine organismer ved Ålesund[24]. Det er også funnet bromerte forbindelser i blodprøver fra mennesker og i morsmelk[25]. Eksponering for PBDE skjer hovedsakelig via husstøv, avdampning fra elektrisk utstyr og via næringsinntak. Fordelingen mellom disse kildene er ikke klarlagt, men mye tyder på at PBDE-innhold i husstøv kan være av stor betydning[12].

I en fersk undersøkelse ble det analysert for 14 nye bromerte flammehemmere i lodde, ærfugl, polarlomvi, krykkje, ringsel, fjellrev, og isbjørn på Svalbard. Forbindelsen TBB (tetrabrombenzoat) ble påvist i alle artene, mens forbindelsene BEHTBP (tetrabromftalat) ble funnet i fem av sju arter. Dette viser at stoffene langtransporteres. En sammenligning av fettvektskonsentrasjonene av TBB og BEHTBP mellom artene indikerte at TBB kan biomagnifiseres, mens BEHTBP ikke ser ut til å ha denne egenskapen. Tre andre stoffer; BTBPE (tribromfenoksyetan), DBDPE (dekabromdifenyletan) og TBP (tribromfenol), ble påvist i prøvene, men i lavere konsentrasjoner[26, 27]. En rekke av stoffene er påvist i Arktis.

Penta-BDE er tungt nedbrytbart, bioakkumuleres og er hormonforstyrrende. Stoffet er derfor klassifisert som helseskadelig og miljøskadelig. Okta-BDE er klassifisert som reproduktivitetstoksisk og fosterskadelig. Deka-BDE kan gi skade på nervesystemet. Deka-BDE kan brytes ned til de mer giftige forbindelsene, for eksempel okta-BDE. HBCD er tungt nedbrytbart, akkumuleres i og er giftig for akvatiske organismer. TBBPA er også tungt nedbrytbart og er hormonforstyrrende. TBBPA kan trolig brytes ned til bisfenol A i miljøet[3].

For mange bromerte flammehemmere er det lite kunnskap om giftighet, økotoksisitet og eventuelle hormonforstyrrende effekter. Det er nylig utarbeidet en rapport som samlet tilgjengelig vitenskapelig informasjon om 21 nye bromerte forbindelser. 12 av de 21 undersøkte forbindelsene, samt ytterligere to forbindelser, ble vurdert som aktuelle for videre undersøkelser og overvåking i norsk miljø[28].

Det ble innført forbud i produktforskriften mot penta-BDE og okta-BDE i 2002 og mot deka-BDE i 2008. Forbindelsene er omfattet av Stockholmkonvensjonen. Penta-BDE og okta-BDE er dessuten omfattet av protokollen for persistente organiske miljøgifter under LRTAP-konvensjonen. HBCD er foreslått innlemmet i Stockholm-konvensjonen og LRTAP-konvensjonen, samt foreslått regulert i EUs kjemikalieforordning (REACH). Produkter med innhold av over 0,25 vektprosent av de fem prioriterte bromerte flammehemmerne klassifiseres som farlig avfall. Det er innført produsentansvar og returordninger for elektronikk og kasserte kjøretøy. I forbindelse med avfallshåndtering av elektronikk stilles det krav til utsortering av kretskort og plast som kan inneholde bromerte flammehemmere. For kjøretøy stilles ikke tilsvarende krav. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk.

4.6 Perfluorerte organiske stoffer

Perfluorerte organiske forbindelser (PFC) er en stoffgruppe som består av flere hundre stoffer. De fleste PFCer har både lipofile og hydrofile (vann- og fettavvisende) egenskaper og brukes derfor særlig til å danne glatte overflater som er vann-, fett- og smussavvisende. Noen av stoffene virker også flammehemmende[29]. Det er ikke produksjon av perfluorerte stoffer i Norge. Stoffene tilføres det norske markedet via importerte kjemiske og faste bearbeidede produkter. Kunnskapen om de ulike stoffenes bruksområder og mengder er sterkt varierende og det er begrenset kunnskap for mange forbindelser. Noen forhold er likevel klare i forhold til antatt viktige brukesområder for perfluorerte forbindelser (tabell 4.1).

To av de perfluorerte stoffene, PFOS (perfluoroktylsulfonat) og PFOA (perfluoroktylsyre), står på myndighetenes prioritetsliste. Oppmerksomhet på egenskapene til PFOS og PFOA har ført til økt bruk av andre perfluorerte forbindelser (boks 4.2).

Tabell 4.1 Antatt viktige bruksområder for perfluorerte forbindelser[30].

Bruksområde	Funkjson
Fremstilling av polymerer som teflon eller GoreTex	Råmateriale
Fremstilling av transistorer og fotovoltaiske halvledere	Varmevekslingsmedium
Løsemiddel	Reaksjonsmedium for industrielle prosesser
Forsegling av hydraulikksystemer	Teflonlignede pakningsmaterialer
Brannskum	Benyttes til å danne en hinne over brannbare væsker i klasse B brannskum
Militær drift av radar- og sonaranlegg	Kjølemedium
Motorolje, girolje, hydraulikkolje, osv.	Smøremiddel
Skismøring	Smøremiddel
Papir	Bestrykning av blanke overflater for smussavvisning Impregnering mot vann ved bruk i matvareemballasje
Antigrafittimidler	Slippmiddel
Polish og voksprodukter	Poleringsmiddel for lakk, glass osv. for eksempel til bil og båt, samt gulvvoks, osv.
Laboratorier og medisinsk utstyr	Teflon og teflonlignende deler
Tekstiler / allværsklær	Impregnering mot fukt og flekker
Maling	I malingstyper beregnet for særlig kraftig slitasje / værutsatte forhold, for eksempel i verfts- eller offshoreindustrien

Det er funnet perfluorerte forbindelser i sigevann fra avfallsdeponier og i kommunalt avsløpsvann[31, 32]. Langtransportert tilførsel av PFOA er tidligere anslått å utgjøre mellom 130 og 380 kilo i året[33]. Til sammenligning er utslipp fra produkter anslått å utgjøre omkring 15 kilo i året, fordelt på produktgrupper som tepper, maling og lakk. Årlig bruk av PFOA i produkter er anslått til 23 kilo. Usikkerheten i tallmaterialet er svært stor[1]. Nasjonale punktutslipp av PFOS antas å ha opphørt og lagre med PFOS-holdig brannskum er fjernet (men se kapittel 8.2). Tidligere bruk av PFOS i brannskum har imidlertid ført til høye konsentrasjoner av PFOS i grunn og sedimenter, blant annet ved brannøvingsfelt. I en undersøkelse fra 2008 ble det påvist svært høye konsentrasjoner av PFOS i jord rundt fire brannøvingsfelter[34].

Ulike perfluorerte forbindelser er påvist i betydelige konsentrasjoner i det nordiske miljø, blant annet i topp-predatorer i ferskvann og marint miljø[32]. Stikkprøver har vist høye verdier av ulike perfluorerte forbindelser i reker i Barentshavet, lever fra abbor, torskelever fra Oslofjorden og arktisk sjøfugl[24]. Det er nylig gjort en kartlegging av forekomst og nivåer av organiske miljøgifter i landlevende pattedyr, som rein, hjort, elg, rødrev, jerv, brunbjørn og gaupe. Konsentrasjonene av de perfluorerte forbindelsene overskred de tilsvarende nivåene av andre miljøgifter[37]. I en undersøkelse fra 2008 ble flyktige perfluorerte forbindelser påvist i åtte av ti luftprøver fra byområder. 8:2 FTOH dominerte i alle prøvene. Prøvene tatt innendørs var opptil 100 ganger høyere kontaminert sammenliknet med utendørsprøvene. PFOS ble også funnet i alle prøvene[13].

Eksponering for perfluorerte stoffer vil forekomme gjennom mat, inneluft, støv og drikkevann. I motsetning til de fleste andre kjente organiske miljøgifter, som akkumuleres i fettvev, bindes perfluorerte stoffer hovedsakelig til proteiner og akkumuleres i lever og blod[12].

Boks 4.2 Aktuelle perfluorerte stoffer

Perfluoralkylsulfonater er overflateaktive stoffer. I gruppen inngår blant annet PFOS (C8), PFHxS (C6) og PFBS (C4). PFBS og PFHxS er tatt i bruk som erstatningsstoff for PFOS i blant annet maling og til impregnering[35].

Perfluorerte syrer (PFCA) omfatter blant annet PFOA (C8) og den perfluorerte syren PFNA (C9). Mer flyktige perfluorerte forbindelser kan brytes ned til PFOA og PFNA. Dette antas å være en viktig årsak til global spredning av perfluorerte syrer[35]. PFNA er den dominerende perfluorerte syren i tekstiler. Det er ellers mangelfull kunnskap om PFNA i produkter og stoffblandinger i Norge.

Fluortelomersulfonater (FTS) som 6:2 og 8:2 FTS er overflateaktive forbindelser som brukes blant annet i rengjøringsprodukter, til overflatebehandling, og som erstatningsstoff for PFOS i brannslukkingsmidler[35]. FTS forbindelser kan brytes ned til perfluoralkylsulfonater i miljøet[36].

Fluortelomeralkoholer (FTOH) blir brukt til overflatebehandling (impregnering) og som intermediat i fluorpolymerindustrien. FTOH er også funnet i allværsjakker og tekstiler, der 8:2 FTOH dominerer[33]. FTOH kan nedbrytes til PFCA i atmosfæren og ved fotolyse i vann. For eksempel kan 4:2, 6:2, 8:2 og 10:2 FTOH brytes ned til PFOA og PFNA, og i noen grad PFCA med kortere karbonkjeder[35].

Perfluoralkylsulfonamider (FOSA) er et intermediat i produksjon av PFOS-relaterte forbindelser. FOSA er flyktig, kan langtransporteres og kan brytes ned til PFOS og PFCA i atmosfæren[35].

PFOS kan være skadelig for reproduksjon og er kreftfremkallende hos pattedyr. PFOS er giftig for akvatiske organismer. Stoffet kan binde seg til proteiner i blodet og kan akkumuleres i kroppen, først og fremst i lever. PFOS er tungt nedbrytbart, langtransporteres og er påvist i fugl, sjøpattedyr, landlevende og marine organismer, samt i mennesker over hele verden. Perfluoroktylsyre (PFOA) er giftig, kreftfremkallende og reproduksjonsskadelig hos pattedyr. Det er høyest konsentrasjoner av stoffet i fiskespisende rovdyr på toppen av næringskjeder. PFOA er tungt nedbrytbart og gjenfinnes også i miljøet og i mennesker over hele verden[33]. Metabolisering av 8:2 FTOH i rotte gir PFOA, noe som indikerer at funn av PFOA i humant blod kan skyldes eksponering for flyktige FTOH forbindelser. 8:2 FTOH er også mistenkt for å kunne ha kreftfremkallende og reproduksjonsskadelige egenskaper[29]. For de fleste perfluorerte forbindelser er det begrenset kunnskap om eksponering og skadevirkninger på helse og/eller miljø. Lengden av de perfluorerte karbonkjedene og typen funksjonell gruppe i enden av molekylet vil påvirke helse- og/eller miljøegenskapene[29]. Evnen til å bioakkumuleres synes å øke med lengden av karbonkjeden. Erstatning av langkjedede stoffer med mer kortkjedede varianter kan derfor medføre redusert miljørisiko[35].

PFOS ble forbudt brukt i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler fra og med 1. juli 2007. PFOS er videre tatt inn i Stockholm-konvensjonen og protokollen for langtransport av persistente organiske stoffer under LRTAP-konvensjonen. PFOS har vært på listen over prioriterte stoffer i OSPAR-konvensjonen siden 2003. PFOS er fremdeles tillatt brukt i galvanobransjen, som skumdemper ved forkromming, og til fotografisk belegg til film, papir og trykksaker. PFOA har lenge vært et prioritert stoff for norske myndigheter, men det er så langt ikke innført restriksjoner mot stoffet. USAs miljømyndigheter har inngått en frivillig avtale med industrien om at utslippene av PFOA fra produksjon og produkter skal reduseres med 95 prosent innen 2010 og 100 prosent innen 2015.

4.7 Alkylfenoler

4.7.1 Generelt om alkylfenoler

Alkylfenoler er molekyler som består av en benzenring med en karbonkjede. Stoffene er ikke like tungt nedbrytbare som klorerte, bromerte og fluorerte stoffer (halogenerte stoffer), men mange alkylfenoler har vist seg blant annet å ha hormonforstyrrende effekter.

4.7.2 Dodecylfenol med isomerer (DD-fenoler)

Data fra Produktregisteret viser at det ble brukt 0,5 tonn i 2007, trolig hovedsakelig i importert maling og lakk og som tilsetningsstoff i brensel og smøremidler[1]. Den reelle bruken kan være høyere da innhold i importerte faste bearbeidede produkter ikke registreres. Utslipp av dodecylfe-

nol og dets isomerer (DD-fenoler) er ikke kjent. DD-fenoler er lite nedbrytbare, bioakkumuleres og er giftige for akvatiske organismer[3]. Det er ikke iverksatt utslippsreduserende tiltak for DD-fenoler.

4.7.3 Nonylfenoler og oktylfenoler og deres etoksilater

Nonylfenoletoksilater og oktylfenoletoksilater er overflateaktive stoffer som tilsettes produkter som maling, lakk og rengjøringsmidler. Det ble benyttet 55 tonn nonylfenol og oktylfenol til maling og lakkprodukter i 2007. Dette tilsvarte omkring 80 prosent av den totale nasjonale bruken[1]. Importerte plastprodukter, tekstiler og smøreoljer kan også inneholde stoffene[38].

Utslippene av nonylfenoler og oktylfenoler i 2007 ble anslått til i underkant av to tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet. Stoffene tilføres miljøet i hovedsak via kommunalt avløpsvann og sigevann fra avfallsdeponier[1]. Nivåene i avløpsvann kan trolig forklares med innhold av stoffene i importerte tekstiler som håndklær og t-skjorter, som fremdeles er tillatt[39, 40].

Nonylfenoletoksilater og oktylfenoletoksilater brytes raskt ned til nonylfenoler og oktylfenoler. Disse stoffene har hormonforstyrrende effekter på fisk og kan gi skade på foster og forplantningsevne hos pattedyr[3].

Det er innført forbud mot nonylfenol og oktylfenol i produktforskriften. Forbudet gjelder ikke maling, lakk, smøreolje og faste bearbeidede produkter, som for eksempel tekstiler.

4.7.4 2,4,6 tri-tert-butylfenol (TTB-fenol)

Det registrerte forbruket i Produktregisteret har ligget stabilt på om lag ett tonn i året de siste årene, men tallene er usikre. TTB-fenol brukes for eksempel som tilsetningsstoff i brensel, drivstoff og smøreoljer[1]. Utslipp av TTB-fenol er ikke kjent i Norge. TTB-fenol er lite nedbrytbart, bioakkumulerende og giftig for akvatiske organismer[3].

4.7.5 Andre alkylfenoler

Petroleumsvirksomhet fører til utslipp av alkylfenoler via produsert vann, det vil si vann som følger med olje og gass opp fra reservoaret.

I 2008 ble utslippene av alkylfenoler i produsert vann anslått til 325 tonn for alkylfenoler med ett til tre karbonatomer i kjeden, 12 tonn for alkylfenoler med fire eller fem karbonatomer i kjeden og 0,2 tonn alkylfenoler med seks til ni karbonatomer i kjeden[11].

Det er gjort omfattende studier av utslipp av alkylfenoler fra produsert vann som viser at de kan være reproduksjonsforstyrrende hos fisk[41] og det er resultater som tyder på østrogeneffekter hos fisk nær plattformer[42].

4.8 Tilsetningsstoffer og råmaterialer i plast

4.8.1 Bisfenol A

Bisfenol A produseres ikke i Norge, men inngår som en polymeriserbar komponent i produkter som maling, lakk, fugefrie gulv og tannfyllingsmaterialer, innvendig lakk i hermetikkbokser og som restmonomer i importerte plastprodukter. Epoksy resin, som dannes ved reaksjon mellom bisfenol A og epiklorhydrin, brukes i norsk malingproduksjon. Registrert bruk i produktregisteret i 2007 var 28 tonn. Det antas at reell innførsel er høyere fordi restpolymer i importerte faste bearbeidede produkter ikke er inkludert.

Utslippene av bisfenol A i Norge er ikke kartlagt[1]. Stikkprøver i Norge har påvist bisfenol A blant annet i slam og sedimenter fra Mjøsa, Drammenselva, indre Drammensfjord og i sedimenter langs kysten. Stoffet er også funnet i fisk i de samme områdene og i blåskjell og torsk langs kysten[3, 43]. Da stoffet er relativt lett nedbrytbart indikerer høye nivåer i miljøet at det er pågående utslipp av et ikke ubetydelig omfang.

Utslipp eller forbrukereksponering for bisfenol A kan skje dersom restmonomerer er tilgjengelig i produkter. Dette varierer i ulike produkter på markedet. Utlekking av restmonomer fra plastprodukter som kan suges på, for eksempel tåteflasker og smokker, vil føre til at barn eksponeres. Det er vist at bisfenol A-monomer kan lekke ut fra resinbaserte tannfyllinger, som i stor grad erstatter kvikksølvholdige amalgam. På tross av at bisfenol A er vist å være et svakt østrogen antas konsentrasjonen i spytt å være så lav at risikoen for østrogen aktivitet fra bisfenol A-baserte resiner på kort sikt vil være ubetydelig. Mulige langtidsvirkninger er ikke klarlagt[44].

Bisfenol A har østrogene egenskaper og resultater fra en rekke studier tyder på at stoffet er hormonforstyrrende, utviklings- og reproduksjonsskadelig. Bisfenol A brytes forholdsvis lett ned i vann og akkumuleres i begrenset grad i akvatiske organismer[3]. Eksponering for konsentrasjoner som kan forekomme i miljøet er funnet å kunne gi skadevirkninger på sensitive organismer som am-

fibier, krepsdyr og skjell. Fisk påvirkes først ved høyere konsentrasjoner[45].

Bisfenol A har vært et prioritert stoff for norske miljømyndigheter. Foreløpig er det kun innført forbud mot stoffet i kosmetikk. Danmark har fra og med 1. juli 2010 innført et midlertidig forbud mot bisfenol A i matvareemballasje rettet mot barn opp til tre års alder[46]. Som følge av den danske beslutningen har EU-kommisjonen bedt EFSA, EUs mattrygghetsorgan, om en hastevurdering av de vitenskapelige argumentene som ligger til grunn for den danske vurderingen av bisfenol A[47].

4.8.2 Ftalater

Ftalater er en stoffgruppe som består av mange ulike stoffer, som hovedsakelig brukes som mykgjørere i plast (men også i kosmetikk, se kapittel 4.12). Ftalater produseres ikke i Norge, men kommer til Norge via import av produkter. Ftalater kan forekomme i myk PVC plast som brukes i for eksempel gulv- og takbelegg, kabler, syntetisk lær, skosåler, regntøy, leketøy, innpakningsmateriale og medisinsk utstyr. Ftalater finnes også i produkter som tettematerialer (fugemasse, fugeskum), lim, maling og lakk. DEHP forekommer i en rekke produkter og er også funnet i til dels høye prosentandeler i vanlige forbrukerprodukter som for eksempel importerte plastsko[48]. Omsetningsstatistikk for Vest-Europa korrigert for innbyggertall tilsier at det årlig norsk bruk av DEHP tilsvarer om lag 2000 tonn[1]. Bruken er vesentlig redusert de siste årene, i likhet med bruken av DBP (dibutylftalat) og BBP (butylbenzylftalat). Dette skyldes at disse stoffene har godt dokumenterte helse- og/eller miljøskadelige egenskaper og at bruk og omsetning har blitt underlagt regulering. I dag er andre ftalater, som DINP (di-isononylftalat) og DIDP (di-isododecylftalat), mest brukt. For eksempel brukes DEHP, BBP og DBP nesten ikke i gulvbelegg som produseres i dag, mens DINP finnes i nesten alle slike gulvbelegg, noen ganger i andeler opp mot 30 prosent[15].

Ftalater i plastprodukter er ikke kjemisk bundet. Dette fører til at stoffene kan lekke ut til omgivelsene fra produkter mens de er i bruk, eller som avfall. Ftalater er påvist i norsk miljø, blant annet i ferskvann, saltvann, avløpsvann, i luft og i organismer som blåskjell og fisk[3]. Tidligere var DEHP (dietylheksylftalat) den mest brukte ftalat i Europa og stoffet står på norske myndigheters prioritetsliste. Klima- og forurensningsdirektoratet har anslått utslippene av DEHP i 2007 til 120 tonn[1].

For barn vil leker være en betydelig eksponeringsvei for ftalater, mens for den generelle befolkningen er trolig inntak fra mat viktigst. Både barn og voksne eksponeres via inneluft på grunn av avdamping fra ftalatholdige produkter, for eksempel gulvbelegg. I en norsk undersøkelse fra 2007 ble de høyeste ftalatnivåene i inneluft funnet i et barnerom, ved to barneskoler, i en barnehage og i et datarom[49].

DEHP, BBP og DBP er klassifisert som reproduksjonsskadelige. Helseeffektene observert i forsøksdyr inkluderer skader på reproduksjon, både forplantningsevne og fosterutvikling. I senere år har det vært en økende bekymring for at enkelte ftalater kan være kreftfremkallende og/eller ha hormonforstyrrende effekter. DEHP er ikke spesielt tungt nedbrytbart i organismer og vil metaboliseres, men stoffet gjenfinnes likevel for eksempel i morsmelk. DBP og BBP er klassifisert som miljøskadelige siden stoffene er giftige for akvatiske organismer og hormonforstyrrende[3]. Det er begrenset kunnskap om nye ftalater som DINP og DIDP. Risikogrupper i forhold til DEHP er antatt å være små barn som eksponeres via barneleker, fostre som eksponeres fra mor (ved medisinsk behandling) og eksponering av for tidlig fødte og nyfødte barn via medisinsk utstyr. Risikovurderingene av ftalater er utført for enkeltstående ftalater. Det er lite kunnskap om mulige skadevirkninger som følge av eksponering for flere ftalater samtidig[12].

Det er innført forbud mot DEHP, DBP og BBP i EØS-området i leketøy og småbarnsprodukter dersom konsentrasjonen av stoffet i delene av produktet som er myknet er over 0,1 vektprosent, samt i kosmetikk. DEHP, BBP og DBP er også foreslått regulert i EUs kjemikalieforordning (REACH). I tillegg er det innført forbud i EØS-området mot leketøy og småbarnsprodukter som barn kan suge eller tygge på og som inneholder DINP, DIDP eller DNOP (di-n-oktylftalat). Avfall med konsentrasjon av DEHP og/eller DBP over 5000 mg/kg eller konsentrasjon av BBP over 2500 mg/kg er klassifisert som farlig avfall. Prøver som er foretatt viser at DEHP er brukt i nesten alt gulvbelegg som nå kasseres og at gulvbelegget må klassifiseres som farlig avfall[15]. Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og riving av byggverk.

4.9 Tensider

Utslippene av de prioriterte tensidene DSDMAC, DTDMAC og DHTDMAC i 2007 ble anslått til 1,1

tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet. Registrert omsetning i Norge var omkring 1,2 tonn, hovedsakelig knyttet til bruk i vaskemidler. Det er usikkerhet knyttet til import av bilpleieprodukter med innhold av tensider[1, 3].

DSDMAC, DTDMAC og DHTDMAC er tungt nedbrytbare i miljøet og giftige for akvatiske organismer og for bunnlevende organismer. Tensider spres til miljøet via kommunalt avløpsvann og akkumuleres i sedimenter og slam i elver, ferskvann og havneområder[3].

Lineære alkylbenzensulfonater (LAS) er en gruppe tensider som er giftig for vannlevende organismer og tungt nedbrytbar i anaerobe miljøer. Tensidene spres til miljøet ved bruk av slam. Forekomsten av LAS har vært synkende, men det er vekst i forbruket av flytende vaskemidler med LAS. Det er derfor nødvendig å følge nøye med på utviklingen i forekomst av LAS i tiden fremover og vurdere behovet for tiltak.

Bruk av ovennevnte tensider som tøymyknere i tøyskyllemidler er faset ut blant norske produsenter, blant annet som følge av et vedtak i OSPAR-konvensjonen. EUs vaskemiddelforordning, som trådde i kraft 1. januar 2008, innebærer at det er forbudt å bruke tensider som ikke brytes ned i miljøet. Forordningen er forventet å gi ytterligere utslippsreduksjoner.

4.10 Fosfororganiske flammehemmere

Fosfororganiske flammehemmere produseres ikke i Norge, men importeres både som råstoff og i ferdige produkter. Stoffene brukes som alternativ til bromerte flammehemmere og tilsettes for eksempel tekstiler og plastmaterialer for å hindre antenning. Bruk og utslipp av fosfororganiske flammehemmere i Norge er ikke kjent, men det er anslått at det antakelig brukes mer enn 500 tonn av stoffgruppen i Norge årlig. De to største bruksområdene i Norge er antagelig som flammehemmere i PVC plast og polyuretan. Flammehemmet PVC plast brukes for eksempel til taktekking, presenninger og overbygg. Stoffene benyttes også som mykner i enkelte polymerer og har utbredt anvendelse som tilsetningsstoff i hydraulikkoljer[30].

Fysisk slitasje av produkter som skumgummi, tepper, tekstiler og møbler, plastartikler og maling, lim og lakk gjør at fosfororganiske flammehemmere trolig vil være til stede i husstøv[14, 50]. De høyeste konsentrasjonene i luft er funnet i prøver tatt innendørs. I en undersøkelse fra 2008 var de målte konsentrasjonene av fosfororganiske flammehemmere i innendørs luft flere størrelsesordener høyere enn i utendørs luft[13]. Enkelte yrkesgrupper, for eksempel flyteknikere, vil kunne være utsatt for eksponering i arbeidsmiljøet på grunn av bruk i hydraulikkolje[30]. Fosfororganiske flammehemmere er videre påvist i avløpsvann og i sigevann fra avfallsplasser[31]. Tilstedeværelse av fosfororganiske flammehemmere i sedimentprøver tatt utenfor anlegg for nedmaling av metallholdig avfall (shredderanlegg) tyder på at restfraksjonen fra fragmenteringen (fluff) kan inneholde slike stoffer.

I nevnte undersøkelse fra 2008 ble flere fosfororganiske flammehemmere funnet i marine sedimenter og ferskvannssedimenter. Den mest vanligste forbindelsen i de fleste prøvene var TCPP (tris-kloroisopropylfosfat). TBP (tributylfosfat) og TCEP (tris-kloroetylfosfat) har blitt påvist i blåskjell i indre Oslofjord[13]. I en undersøkelse fra 2009 ble åtte fosfororganiske flammehemmere, blant annet TBP, TCEP, TCPP og TDCP (tris-dikloroisopropylfosfat), funnet i arktisk røye på Svalbard, mens det i lever fra sjøfugl ble det funnet sju fosfororganiske flammehemmere, deriblant TBP, TCEP og TCPP[51].

På oppdrag fra Miljøgiftsutvalget ble det utført en innledende kartleggingsstudie for fire fosfororganiske forbindelser; TCEP, TDCP, TBP og TCPP. Alle stoffene med unntak av TBP er klassifisert som tungt nedbrytbare. TCEP regnes som kronisk toksisk og er klassifisert som antatt reproduksjonstoksisk. Kronisk eksponering for TCEP, TDCP og TBP er vist å kunne ha nevrotoksiske effekter i dyreforsøk. De undersøkte fosfororganiske flammehemmerne vil ikke biomagnifiseres[30].

Det er ikke iverksatt tiltak for å stanse utslipp av fosfororganiske flammehemmere. Det er lite kunnskap om de ulike fosfororganiske forbindelsene som finnes i produkter, samt om eksponering for slike forbindelser i inneluft, arbeidsmiljø og ulike økosystem. Mulige skadevirkninger som følge av eksponering er også lite undersøkt.

4.11 Siloksaner

Siloksaner benyttes i en rekke produkter inkludert kosmetikk, fugemidler og andre byggevarer, maling og lim, vaske- og vedlikeholdsprodukter, skumdempingsmidler og papirbelegging. I kosmetiske produkter som deodoranter kan siloksaner utgjøre opp mot 40–60 %. Siloksaner fremstilles ikke i Norge, men importeres. Totalt ble det registrert årlig import av 535 tonn siloksaner/silikoner i Produktregisteret i 2007, hvorav ca. 350

tonn som tilsetningsstoff til maling, lim og trykksaker[52].

Dersom det antas at bruksmønsteret er omtrent det samme i Norge som i andre de nordiske landene, kan det anslås en total årlig omsetning på 2 500 til 3 000 tonn i Norge. Hvis dette er korrekt er det altså bare en brøkdel som registreres (se ovenfor). I tillegg kommer en ukjent mengde som importeres i faste bearbeidede produkter. På verdensbasis har bruk av siloksaner og silikoner økt med omkring seks prosent årlig de siste 10 årene. Det forventes en ytterligere økning innen for eksempel kosmetikk, industrimalinger og mikroelektronikk[52]. Siloksaner benyttes også i medisinske produkter i slanger til for eksempel intravenøs behandling, katetre og blodoverføring. Det er ikke funnet informasjon om mengder som benyttes i slike produkter. I Produktregisteret er det registrert en omsetning av D5 på litt over ni tonn i året, herunder i underkant av åtte tonn i rengjørings- og overflateaktive produkter og omkring ett tonn som tilsetningsstoff i brensel. Årlig omsetning av siloksaner i kosmetikk i Norge er anslått til 150–200 tonn og vil i hovedsak omfatte bruk av D5[52]. Kosmetikkprodukter med innhold av D5 tilføres markedet både via import og via norske produsenter.

Utslippene av de ulike siloksanene i Norge er ikke kjent. Siloksaner er påvist i sedimenter, slam, luft og i marine organismer (torsk). De sykliske siloksanene D4, D5 og D6 har vært dominerende. Nivåene er høyest nær tettbygde strøk og utenfor avløpsrenseanlegg[13]. Alle prøver fra Indre Oslofjord hadde målbare nivåer av D4, D5 og D6. De høyeste nivåene i sedimenter fra Indre Oslofjord ble funnet ved utløpet fra avløpsrenseanlegg[53]. D5 har også blitt funnet i polarmåker ved Bjørnøya[54]. Dette tyder på at forbindelsen kan langtransporteres.

D4 og D5 er lite nedbrytbare i vann, er giftige for akvatiske organismer og har egenskaper som kan føre til bioakkumulering. D4 er klassifisert som reproduksjonsskadelig. D5 er mistenkt for å kunne være kreftfremkallende. D6 er foreløpig mindre undersøkt enn D4 og D5[3, 55]. I en ny risikovurdering konkluderte kanadiske myndigheter med at D4 og D5 kan ha akutte eller langsiktige skadeeffekter på miljøet. Direkte eksponering, for eksempel via bruk av kosmetikk, ble ikke vurdert[56].

4.12 Stoffer i kosmetikk

4.12.1 Generelt om stoffer i kosmetikk

Kosmetikk og kroppspleieprodukter brukes til å rense, hindre lukter, parfymere eller for å endre eller bevare utseendet. Kosmetikk omfatter en rekke produktgrupper som sminke, parfyme, såpe, sjampo, tannkrem, solkrem, munnvann, bodylotion, etterbarberingsvann, deodoranter og kuldekremer.

Eksponering for virkestoffer i kosmetikk for mennesker skjer ved opptak gjennom kroppsoverflaten (hud, lepper) eller slimhinnene i munnhulen. Tilstedeværelse av kosmetiske stoffer miljøet kan også gi human eksponering. For eksempel kan vi eksponeres for stoffer i UV-filtre i solkrem når vi bader på strender om sommeren[57]. En rekke stoffer fra kosmetikk er påvist i miljøet, blant annet utenfor avløpsrenseanlegg[58, 59]. I en undersøkelse fra 2009 ble miljørisiko for åtte stoffer fra kosmetikk vurdert. Cetrimonium og dietylftalat (DEP) ble påvist i sediment, blåskjell og avløpsvann[60].

Noen stoffer i kosmetikk kan forårsake eksem, utslett, allergi, pigmentendringer, håravfall eller irritasjon av slimhinner[61]. Andre stoffer i kosmetikk vil kunne ha hormonforstyrrende virkninger, deriblant parabener. Bruk av antimikrobielle stoffer i kosmetikk er mistenkt for å kunne bidra til utvikling av antibiotikaresistens hos bakterier i miljøet[62, 63]. Det er begrenset kunnskap om eventuelle miljøeffekter av de fleste kosmetiske stoffer. Sentrale stoffer og stoffgrupper for kosmetikk er muskforbindelser, triklosan og parabener, samt siloksaner (se 4.11) og nanomaterialer (se 4.16).

Kosmetikklovgivningen innebærer at kosmetiske produkter som markedsføres ikke skal utgjøre en risiko for human helse ved normal bruk. Kosmetikkdirektivet inneholder en liste over stoffer som ikke kan inngå i kosmetiske produkter og en liste over stoffer som kun kan inngå i produktene under visse forutsetninger. Direktivet er under revisjon og den kommende forordningen vil samle direktivet og 55 senere endringer av dette i samme rettsakt. Mattilsynet er tilsynsmyndighet for kosmetikkforskriften som implementerer det europeiske kosmetikkdirektivet. Produktforskriften åpner for å regulere stoffer i kosmetikk på bakgrunn av miljøhensyn. Kosmetiske stoffer er også omfattet av EUs kjemikalieforordning (REACH) ved at de skal registreres med opplysninger om risiko for ytre miljø. Registreringen skal imidlertid ikke omfatte helserisikovurderin-

ger, da dette allerede følger av kosmetikkdirektivet. Klima- og forurensningsdirektoratet er tilsynsmyndighet for produktforskriften og REACH forskriften i Norge.

4.12.2 Syntetiske muskforbindelser

Syntetiske muskforbindelser brukes som alternativ til naturlige muskstoffer i kosmetikk og vaskemidler fordi de lukter godt. Det er indikasjoner på at nitromuskforbindelser, som muskxylen og muskketon, kan ha mer alvorlige miljøeffekter enn polysykliske muskforbindelser, som galaxolid og tonalid[3]. Forbruket av muskxylen i produkter er anslått til 0,4 tonn i året[1]. Det globale forbruket av muskxylen og andre nitromuskforbindelser sank med 60 prosent fra 1996 til 2000. I samme periode ble bruken av polysykliske muskforbindelser doblet[64]. Det er lite informasjon om bruk av muskxylen etter 2000, men det kan se ut som om bruken er redusert de siste årene[65].

Utslippene av muskxylen ble i 2007 anslått til 0,3 tonn. Utslippene skjer i hovedsak via kommunale avløp. I en nordisk undersøkelse fra 2004 ble de høyeste konsentrasjonene av polysykliske forbindelser funnet i avløpsslam. Galaxolid og tonalid ble funnet i høyest konsentrasjoner. Polysykliske muskforbindelser ble også påvist i enkelte prøver fra rev og blåskjell. Muskxylen og muskketon ble ikke funnet i de norske prøvene og bare unntaksvis i det øvrige nordiske materialet[66].

Muskxylen er klassifisert som meget giftig for akvatiske organismer. Stoffet er bioakkumulerende, tungt nedbrytbart og kreftfremkallende. Det er tegn til at metabolitter av muskxylen og muskketon kan være hormonforstyrrende. Når det gjelder polysykliske muskforbindelser er galaxolid klassifisert som miljøskadelig (giftig for akvatiske organismer)[3]. For øvrige polysykliske muskforbindelser finnes lite kunnskap om mulige skadevirkninger på helse og miljø.

Det er innført forbud mot bruk av tre nitromuskforbindelser (ambrette, tibetene, moskene) i kosmetikk. Det er videre innført konsentrasjonsgrenser for muskxylen og muskketon. Muskxylen er også foreslått regulert i EUs kjemikalieforordning (REACH). Det er ikke innført virkemidler mot polysykliske muskforbindelser.

4.12.3 Triklosan

Triklosan brukes som antibakterielt middel i kosmetikk, tekstiler og plastprodukter. Den største utslippskilden antas å være kosmetiske produkter, for eksempel tannpleiemidler og håndsåpe.

Utslipp av triklosan i Norge i 2007 ble anslått til 1,5 tonn[1], men tallene er usikre. Det antas at triklosan i hovedsak tilføres miljøet via kommunalt avløpsvann.

Triklosan er påvist i blant annet sedimenter, i kommunale deponier og i avløpsvann. Stoffet er også funnet i lave konsentrasjoner i blåskjell og torskelever[67].

Triklosan er tungt nedbrytbart og bioakkumuleres. Kombinasjonen av at stoffet er tungt nedbrytbart og har bakteriedrepende effekt kan føre til utvikling av resistente bakterier.

Vitenskapskomiteen for mattrygghet har konkludert med at bruk av triklosan i kosmetiske produkter innebærer en risiko for folkehelsen fordi bruken medfører risiko for utvikling av resistens overfor klinisk viktige antimikrobielle midler. Komiteen mente også at bruken også burde begrenses med utgangspunkt i økotoksikologisk kunnskap og at dagens regulering i kosmetikkdirektivet ikke er tilstrekkelig streng[68]. Det er fastsatt grenseverdier for bruk av triklosan i kosmetikkdirektivet. For såper og kosmetiske produkter som skylles av etter bruk er triklosan tillatt i konsentrasjoner opp til 0,5 prosent. I andre kosmetiske produkter er triklosan tillatt i konsentrasjoner opp til 0,3 prosent.

4.12.4 Parabener

Parabener brukes som konserveringsmiddel i opptil 80 prosent av alle kosmetikk- og kroppspleieprodukter. Parabener har antimikrobielle egenskaper, er lite allergifremkallende og har relativt lav toksisitet sammenlignet med andre konserveringsmidler. Det mest vannløselige parabenet, metylparaben, blir mest brukt, dernest parabener med etyl-, propyl- eller butylgrupper. Butylparaben har de beste antimikrobielle egenskapene, men blir minst brukt på grunn av lav vannløselighet[69].

Parabenene er ikke persistente, men potensialet for akkumulering i organismer som lever i vann er høyt (de bioakkumuleres effektivt, men brytes også raskt ned). Parabener tas opp gjennom huden og brytes ned i underhuden, men det mangler kunnskap om halveringstid. Enkelte parabener er østrogenlignenede. Butylparaben, som har den lengste sidekjeden, er det parabenet som har sterkest østrogenlignende effekt.

EUs vitenskapskomité for forbrukerprodukter og den norske vitenskapskomiteen for mattrygghet har konkludert med at metylparaben og etylparaben er trygge å bruke som konserveringsmidler i kosmetikk opp til den konsentrasjo-

nen som er tillatt. For propyl-, isopropyl, butyl- og isobutylparaben foreligger det ikke tilstrekkelig informasjon til å gjøre en tilsvarende vurdering[70, 71]. Vurderingene tar ikke hensyn til potensialet for eventuelle samvirkende effekter mellom ulike hormonforstyrrende stoffer. EUs kosmetikkdirektiv tillater at ovennevnte parabener anvendes i konsentrasjoner opp til 0,4 prosent hver for seg og 0,8 prosent som blandinger.

4.13 Legemidler

4.13.1 Generelt om legemidler

Legemidler er i utgangspunktet stoffer som har svært høy biologisk aktivitet og som det derfor bør være et mål å forhindre at slippes ut til miljøet i mengder som kan føre til skade. Legemidler vil også under noen omstendigheter kunne være giftige for pasientene, både dyr og mennesker, men dette vil ikke behandles her.

4.13.2 Humane legemidler

Humane legemidler vil slippes ut i naturen ved utskillelse av metabolitter eller det opprinnelige stoffet fra menneskekroppen, utslipp fra industribedrifter, helseinstitusjoner som sykehus og sykehjem, via sigevann fra avfallsdeponier eller ved at legemiddelrester havner i avløpsvann. Human bruk av antibiotika i Norge i 2008 utgjorde 46 tonn og bruken er økende. 90 prosent av all antibiotika til mennesker omsettes utenom sykehus. Dette betyr at utslippskildene er spredt og at avløpsvann vil være en viktig kilde for utslipp til miljøet. I 2008 var over 40 prosent av antibiotikabruken i Norge penicilliner[30, 72].

Humane legemidler er påvist i miljøet, særlig utenfor avløpsrenseanlegg[58, 59]. Nivåene vil være høyest nær tettbefolkede områder.

Humane legemidler skal ha effekter på mennesker ved lave konsentrasjoner. Det er derfor sannsynlig at de samme stoffene også vil kunne ha skadevirkninger på landlevende eller akvatiske organismer ved lave konsentrasjoner. Virkningsmekanismene vil ikke nødvendigvis være de samme som for mennesker. Uønskede effekter i miljøet kan være antibiotikaresistens, kreftfremkallende effekter, reproduksjonsskadelige effekter eller hormonforstyrrende effekter.

Østrogener som østradiol, etinyløstradiol og østriol og deres metabolitter har blitt fremhevet som de humane legemidlene som innebærer størst miljørisiko[73]. Men også andre aktive stoffer er miljørelevante, for eksempel karbamazepin, naproksen og propranolol[60]. Det er fremdeles store kunnskapshull knyttet til eksponering for legemidler, alene og i blanding, og eventuelle skadevirkninger i naturen. Tilstedeværelse av antibiotika i miljøet vil kunne føre til resistente bakterier, men antibiotikaresistens er trolig fortsatt et begrenset problem i Norge. Eventuelle andre skadevirkninger i miljøet ved kronisk eksponering for lave konsentrasjoner av antibiotika og metabolitter er lite kjent.

Godkjenning av legemidler er regulert gjennom legemiddelforskriften og harmoniserte EØS regler. Statens legemiddelverk godkjenner humane legemidler i Norge. Legemidler som er godkjent på europeisk nivå får automatisk tilgang til markedet i EØS-området. En søknad om godkjenning skal også inneholde vurderinger av legemiddelets potentielle risiko for miljøet, etter retningslinjer fra 2006 utarbeidet av det europeiske byrået for legemiddelvurdering[74]. Resultatet av miljørisikovurderingen er ikke avgjørende for nytte/risiko vurderingen av humane legemidler og vil ikke alene kunne stanse en eventuell markedsføringstillatelse. Ubrukte legemidler og legemiddelrester skal leveres inn for destruksjon. Apotekene har plikt til å ta imot ubrukte legemidler og legemiddelrester fra forbrukere. Apotekene sorterer slikt avfall og sender det tilbake til leverandør, som i sin tur har avtaler med destruksjonsanlegg.

4.13.3 Veterinærlegemidler

Bruk av veterinærlegemidler i akvakulturnæringen gir enten direkte utslipp til resipient eller via utskillelse fra fisk. Eksempler på midler som kan havne i miljøet er antibiotika, vaksinepreparater og lakselusmidler. Bruk av veterinære antibiotika til terapeutisk bruk hos oppdrettsfisk i Norge var omkring ett tonn i 2008. Torskeoppdrett står for 65 prosent av forbruket til tross for at laks- og ørretoppdrett utgjorde ca. åtte ganger så høy fiskeproduksjon i 2008[72]. Omsetningen av kjemiske midler mot lakselus økte fra ca. 0,2 tonn i 2008 til over fem tonn i 2009. Årsaken var at lakselussituasjonen forverret seg alvorlig høsten 2009. Økende resistens førte til at eldre midler som azametifos, diflubenzuron og teflubenzuron, som ikke har vært brukt på flere år, igjen ble tatt i bruk. Det største forbruket av midler til lakselusbekjempelse i 2009 var av teflubenzuron (2,4 tonn), diflubenzuron (1,5 tonn) og azametifos (1,5 tonn)[75]. Av andre akvakulturlegemidler ble det i 2009 brukt ca. 0,03 tonn midler mot innvollsorm, 0,5 tonn midler mot sopp og i overkant av tre tonn bedøvelsesmidler. Det største forbruket av et enkeltstoff var bru-

ken av bedøvelsesmiddelet trikainmesilat (metakain) som utgjorde 2,4 tonn[75]. Bruk av antibiotika i landbruket utgjorde 6 tonn i 2008, hvorav halvparten var penicillinpreparater[72].

Utslipp og bruk av antibiotika kan medføre resistensutvikling. Kjemiske lakselusmidler som teflubenzuron og diflubenzuron hemmer skallskiftet hos krepsdyr. Bruk av stoffene kan derfor representere en fare for bunndyrfauna og zooplankton utenfor anleggene. For veterinærlegemidler i landbruket er bruk av husdyrgjødsel og avrenning utslippskilder.

Godkjenning av veterinærlegemidler til bruk i akvakultur følger tilnærmet samme prosedyre som for humane legemidler, men for veterinærlegemidler er det anledning til å nekte markedsføringstillatelse på bakgrunn av preparatets miljørisiko. Det har vært eksempler på at høy miljørisiko har gjort at man har satt begrensninger på bruken av enkelte preparater.

Godkjenning av veterinærlegemidler i landbruket følger samme prosedyre som for veterinærlegemidler til bruk i akvakultur. Utvalget er ikke kjent med at bruk av veterinærlegemidler i norsk landbruk utgjør en miljørisiko som gir behov for nye tiltak.

4.14 Plantevernmidler

Plantevernmidler brukes for å bekjempe skadegjørere som sopp, insekter, snegl, midd eller ugress ved planteproduksjon, eller som vekstregulatorer. Omsetningen av plantevernmidler målt i aktivt stoff i 2009 var 581 tonn[76]. Med utgangspunkt i definisjonen i kapittel 2 vil noen plantevernmidler være miljøgifter*. Plantevernmidler spres i naturen ved bruk. Over tid vil derfor omsetning og forbruk av plantevernmidler føre til utslipp av samme volum.

Konsentrasjoner av plantevernmidler i miljøet kan variere fra time til time og det er vanskelig å beskrive nedbrytningshastighet, fordeling og dermed eksponering. De høyeste konsentrasjonene påvises ved nedbør kort tid etter sprøyting[77]. Tabell 4.3 viser antallet påvisninger av plantevernmidler i ferskvann i perioden 1995-2006 som overstiger nivåene som kan medføre akutte og kroniske skadevirkninger i akvatisk miljø, såkalte miljøfarlighetsgrenser. For plantevernmidler som brukes i Norge er det grunn til å tro at eventuelle skadevirkninger først og fremst vil være lokale.

Noen av stoffene som ble påvist er forbudte i Norge eller ikke lenger i bruk, for eksempel DDT, lindan, atrazin, dieldrin, klorfenvinfos, diazinon og permetrin. I slike tilfeller vil funnene trolig skyldes utvasking av rester i jord eller sediment som stammer fra tidligere bruk og/eller langtransport.

For noen plantevernmidler ligger deteksjonsgrensen for kjemisk analyse av stoffene over miljøfarlighetsgrensen**. Dette innebærer at eventuell overvåking ikke vil kunne detektere alle utslipp som kan være miljøskadelige. For eksempel er miljøfarlighetsgrensen for esfenvalerat 0,0001 µg/l mens bestemmelsesgrensen er 0,02 µg/l, det vil si 200 ganger høyere. Andre eksempler er insektmidlene lamdacyhalotrin og fenitrotion[77]. Det at slike stoffer ikke blir detektert i miljøet betyr derfor ikke at bruken av preparatet er problemfritt.

Den generelle kreftrisikoen blant bønder er lavere enn for befolkningen for øvrig. Dette gjelder særlig livsstilsrelaterte kreftformer. Gunstige levevaner, for eksempel lavt forbruk av tobakk, er nevnt som en mulig forklaring på dette. For enkelte, mer sjeldne krefttyper, er det moderat høyere forekomst i landbrukssektoren, også når det gjelder barn av norske bønder. Dette gjelder blant annet leukemi og muligens også hjernesvulst og testikkelkreft. Blant mistenkte årsaker til det særegne kreftmønsteret er risikofaktorer knyttet til foreldrenes arbeidsmiljø, hvor fokus har vært eksponering for organisk støv fra dyr eller vekster, gjødsel og plantevernmidler[78, 79, 80].

Pesticiddirektivet regulerer godkjenning av plantevernmidler som markedsføres innen EØS-området. Norge har imidlertid et ikke-tidsavgrenset unntak fra EUs regelverk for markedsføring av plantevernmidler i EØS-avtalen. I Norge blir plantevernmidler godkjent for bruk av Mattilsynet etter en vurdering av hvert enkelt produkt. Et plantevernmiddel blir godkjent for fem år om gangen og preparatet må etter en totalvurdering være bedre egnet, like godt egnet eller ha fordeler fremfor allerede godkjente midler til samme formål. Mattilsynet kan nekte ny godkjenning dersom det finnes

* Utvalgsmedlem Høstmark: «Stoffer i plantevernmidler som er aktuelle for vurdering i innenfor rammen av miljøgiftutvalgets mandat må oppvise miljøgiftegenskaper og utgjøre en alvorlig trussel mot helse og miljø. Toksisitet eller biologisk aktivitet alene er således ikke et kriterium i denne sammenheng».

** Utvalgsmedlem Høstmark: «Av de 24 stoffene i tabell 4.2 er det bare 11 som fortsatt er godkjent. Mange av de som ikke lenger er godkjent er tatt bort nettopp på grunn av påvisning i miljøet. Samtidig må det understrekes at påvisning i miljøet kort etter sprøyting ikke indikere at det er en miljøgift. Miljøfarlighetsgrensen (MF) det henvises til, er satt utfra stoffenes giftighet, og ikke deres miljøgiftegenskaper. En overskridelse av MF er således ikke en å forstå som et bevis på persistens eller bioakkumulasjon.»

Tabell 4.2 Funn av aktivt stoff fra plantevernmidler i overflatevann i perioden 1995-2006[77].

Gruppe	Aktivt stoff	Antall påvisninger	Antall påvisninger over MF i perioden
Ugressmidler	Metribuzin	374	79
	Linuron	138	20
	Propaklor	73	20
	Metamitron	99	2
	Aklonifen	20	4
	2,4 D	69	1
	Isopropturon	20	3
	Simazin	76	1
Soppmidler	Propikonazol	66	7
	Kreoksim	32	6
	Fenpropimorf	20	19
	Azoksystrobin	45	1
	Fluazinam	19	2
	Imazalil	1	1
Insektmidler	Klorfenvinfos	25	25
	Diazinon	11	11
	Azinfosmetyl	11	11
	Dieldrin	1	1
	Alfacypermetrin	2	2
	DDT	5	2
	Lindan	33	5
	Pirimikarb	13	4
	Esfenvalerat	1	1
	Permetrin	1	1

alternative preparat på markedet med bedre egenskaper for helse- og/eller miljø. Vanligvis ligger samme dokumentasjon og risikovurdering til grunn for myndighetenes beslutning i Norge og ellers i Europa. Per i dag har Norge et strengere regelverk enn Europa og kan fatte andre vedtak. For å stimulere til valg av preparater med lav risiko er det innført en avgift på plantevernmidler som er differensiert etter preparatenes helse- og miljøegenskaper. For hobbypreparater gjelder betydelig høyere avgift. Det er innført krav til autorisasjonsbevis for brukere av plantevernmidler. Ordningen innebærer at alle som ønsker å forhandle, kjøpe og/eller bruke plantevernmidler i yrkesmessig sammenheng må ha gyldig autorisasjonsbevis. Hobbydyrkere kan ikke få autorisasjon.

4.15 Biocider

4.15.1 Generelt om biocider

Et biocidprodukt inneholder ett eller flere aktive virkestoffer som gjør at produktet kan brukes til å forstyrre, uskadeliggjøre eller på noen annen måte forhindre virkninger av skadeorganismer. Biocider brukes i blant annet akvakultur, skipsfart, landbruk, industri, bygg- og anleggsvirksomhet og husholdninger. I følge Statistisk sentralbyrå er

biocidene med størst bruksomfang i Norge kobberforbindelser og kreosot- og antracenforbindelser. Disse stoffene er behandlet i kapittel 4.2.4 (kobber) og 4.3.1 (PAH). Tributyltinn- (TBT) og trifenyltinnforbindelser (TFT) behandles spesielt i kapittel 4.15.2.

Mange biocider har helse- og/eller miljøskadelige egenskaper siden det er nettopp stoffenes giftige egenskaper som gir ønsket effekt.

Biociddirektivet gir harmoniserte regler for godkjenning av biocider og biocidprodukter i EØS-markedet. Regelverket skal forenkle handelen av biocider og biocidprodukter mellom EØS-landene og forbyr biocider der det er en uakseptabel helse- og/eller miljørisiko tilknyttet bruken. Biociddirektivet innebærer at aktive stoffer i biocidprodukter må gjennom en risikovurdering av helse- og miljørisiko knyttet til ulike bruksområder. Stoffer som godkjennes føres opp i vedlegg til direktivet (positivlistene) og er tillatt for bruk i angitte produkttyper og/eller under forutsetning av det iverksettes risikobegrensende tiltak. Dersom et biocidprodukt er godkjent i ett EØS-land kan det godkjennes gjennom en forenklet søknad i øvrige EØS-land. I praksis betyr dette at et biocidprodukt som allerede er godkjent i et EØS-land i utgangspunktet også vil godkjennes i Norge.

4.15.2 Tributyltinn- og trifenyltinn forbindelser (TBT og TFT)

Tributyltinn (TBT) – og trifenyltinnforbindelser (TFT) er fremstilte tinnorganiske forbindelser. De har blitt brukt blant annet som biocid i bunnstoff. Stoffene finnes i importerte faste bearbeidede produkter, som tekstiler og trevarer.

Det er ikke registrert utslipp eller bruk av TBT og TFT i Norge etter 2003, med unntak av utslipp fra tidligere påført bunnstoff og små mengder TBT som er registrert i sigevann fra avfallsdeponier[1].

Som følge av tidligere bruk til bunnstoff på skip er det funnet miljøfarlige TBT-nivåer i grunn og sedimenter nær skipsverft og marinaer/småbåthavner. Sedimenter utenfor enkelte skipsverft er prioriterte områder for opprydning. Det er funnet forhøyde TBT nivåer i sedimenter nær trafikkerte havner og skipsleier[3, 81]. TBT og TFT er tungt nedbrytbare og vil bioakkumuleres. Forhøyde nivåer av TBT er blant annet funnet i blåskjell og purpursnegl. Både TBT og nedbrytningsproduktet DBT kan føre til dannelse av hannlige kjønnskarakteristika hos hunnsnegler, noe som kan medføre sterilitet og død[3]. Slike skader har vært funnet langs det meste av norskekysten. Tiltak for å redusere TBT-eksponering, deriblant forbud mot stoffet i bunnstoff, har medført at det nå er bedring i purpursnegl-populasjonene langs store deler av kysten.

Tinnorganiske forbindelser er ikke lenger tillatt til treimpregnering eller til annen biocidanvendelse. Det er vedtatt et internasjonalt forbud mot bruk av TBT som bunnstoff gjennom FNs internasjonale maritime organisasjon (IMO). Klima- og forurensningsdirektoratet har pålagt de mest forurensede verftene langs kysten å undersøke forurensningssituasjonen i sjøbunnen utenfor virksomhetene. Virksomheter som driver vedlikehold av skip har leveringsplikt for farlig avfall, for eksempel sandblåseavfall med TBT holdige malingsflak.

4.16 Produserte nanomaterialer

I det følgende omtales kun produserte nanomaterialer, men det finnes også nanomaterialer/partikler for eksempel i røyk og eksos. Nanomaterialer har strukturer som er mellom 0,1 og 100 nanometer. De kan deles inn i fire hovedkategorier: Partikler, tråder og rør, tynne belegg og filmer, samt større materialer med for eksempel porer i nanostørrelse[82]. Interessen for nanomaterialer skyldes at de har andre kjemiske og fysiske egenskaper enn når tilsvarende materialer inngår i større strukturer. Dette kan gi opphav til uønskede helse- og miljøeffekter[82]:

- Økt overflateareal, som innebærer at flere atomer er tilgjengelige til å reagere eller samvirke med andre forbindelser.
- Liten størrelse eller ujevnheter i overflateladning kan innebære økt mobilitet, herunder økt evne til å trenge gjennom huden, andre barrierer som cellemembraner eller langt ned i lungene.
- Nanomaterialer kan vise seg særlig stabile, noe som innebærer at de vanskelig kan brytes ned i organismer eller miljøet.

Blant de mest omtalte produserte nanomaterialene er C60-fulleren og karbonnanorør, som blant annet brukes i sportsutstyr, sterke og vanntette klær, bilindustrien, kosmetikk og betong. Karbonnanorør kan lede strøm og benyttes derfor også i elektronikk. Karbonpartikler ned til 10 nm brukes som tilsetningsstoff i gummi (dekk) og som fargestoff i trykkfarger og maling. Partikler av titandioksid og silisiumdioksid brukes i blant annet solkrem og UV-filtre. Titandioksidpartikler brukes også i maling, i produkter til behandling av tre og i selvrensende materialer, for eksempel i vinduer

Tabell 4.3 Forbrukerprodukter på det danske markedet med nanoteknologi[83].

Produktgruppe	Antall produkter med nanomaterialer
Kosmetikk og solkremer	65
Produkter til rengjøring og overflatebehandling	65
Sportsartikler	36
Bekledning	27
Produkter til bilpleie og biltilbehør	25
Elektronikk og datamaskiner	14
Produkter for personlig pleie	6
Andre produkter (maling, behandling av møbler, overflatematerialer osv.)	5

og byggevarer. Silisiumoksid brukes blant annet som fortykningsmiddel i maling, som tilsetning til betong og forsterkning av plast og gummi. Keramiske partikler av titandioksid og sinkoksid brukes også til å forsterke overflater, blant annet i sprekkfri maling, ripefrie briller, i stekepanner og kokekar for å hindre fastbrenning, keramisk belegg på solceller. Nanomaterialer av sølv har antibakteriell virkning og brukes blant annet i en del medisinske produkter, for eksempel plaster, forbindingssaker og kateter, i kjøleskap, vaskemaskiner, luftfilter og i klær som antilukt middel[82].

I 2007 utførte den danske Miljøstyrelsen en kartlegging av forbrukerprodukter på det danske markedet som inneholdt nanomaterialer. Kartleggingen omfattet ikke pesticider, biocider, legemidler, medisinsk utstyr og produkter tilknyttet matvareindustrien. Det ble totalt funnet 243 produkter med innhold av nanomaterialer (tabell 4.3). Det finnes ingen oversikt over bruk av nanomaterialer i Norge, men den danske kartleggingen gir grunn til å tro at omsetningen foreløpig er forholdsvis beskjeden.

Nanoteknologi er et nytt område når det gjelder helse- og miljøproblematikk. Det er ingen kunnskaper om nivåer av nanomaterialer i norske økosystem. Den økte bruken av materialer og produkter med belegg av nanosølv, for eksempel i sportstøy og vaskemaskiner, fører til at nano-sølvpartikler gjenfinnes i avløpsvann hvor de kan tenkes blant annet å påvirke biologiske renseanlegg.

Det er stor usikkerhet knyttet til nanomaterialers egenskaper og mekanismer bak eventuelle skader på helse og/eller miljø. Produserte nanopartikler har vist seg å kunne forårsake oksidativ stress, noe som kan skade cellemembraner, proteiner og DNA[82, 84]. Det er antatt at den største helserisikoen knyttet til eksponering for nanomaterialer i dag er knyttet til eksponering for nanomaterialer i arbeidsmiljøet, særlig eksponering via luft. Skadevirkninger er registrert ved eksponering for tilsvarende partikkelstørrelser i byluft og fra partikler i forbrenningsprosesser. Det er derfor sannsynlig at eksponering for nanomaterialer potensielt kan gi skadevirkninger i lunger/luftveier og i hjerte-karsystemet[85].

Forbrukere vil kunne eksponeres dersom nanomaterialer i produkter stoffene frigis under bruk. Produkter som brukes på, eller nær, kroppen, for eksempel kosmetikk, klær eller produkter der slitasje kan føre til nanomaterialer frigjøres til innemiljøet, vil kunne gi eksponering. Anvendelser i mat og tannpleieprodukter vil medføre eksponering via fordøyelsessystemet. EUs vitenskapskomité for forbrukerprodukter har påpekt stor variasjon i både eksponering og følsomhet innen befolkningen i sin vurdering av nanomaterialer i kosmetikk. Eksempel på særlig følsomme grupper er barn, eldre og personer med kroniske sykdommer og svekkelser i hud, lunger, hjerte-kar- og immunsystem[86].

Laboratorieforsøk har vist at noen nanomaterialer er toksiske, men det er liten kunnskap om nanomaterialers mobilitet og opptak i organismer i jord, vann og sedimenter[87]. C60-fulleren er en av de mest undersøkte nanomaterialene med hensyn på økotoksisitet. Det er blant annet påvist at eksponering for lave konsentrasjoner av C60-fulleren kan føre til oksidativ stress og enzymforandringer hos fisk[88]. Tilsvarende resultater er også funnet for nanomaterialer av sølv[89].

Nanomaterialer omfattes av europeisk kjemikalieregelverk på lik linje med tradisjonelle kjemiske stoffer og produkter. EUs vitenskapskomite SCENIHR (Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks) har konkludert med at hovedlinjene i dagens systemer for risikovurdering knyttet til helseaspekter er egnet til å identifisere eventuelle farer knyttet til eksponering for nanomaterialer. For vurdering av miljøeffekter er det større usikkerhet knyttet til om foreliggende metodikk er egnet. SCENIHR mener det er mangler i den kunnskap som er nødvendig for å foreta en tilfredsstillende risikovurdering for ytre miljø og at det er behov for endringer av dagens metodikk[9].

OECD har opprettet et arbeidsutvalg som skal se nærmere på ulike forhold knyttet til nanomaterialer, herunder test- og risikovurderingsmetoder. Det pågår også arbeid i regi av EU-kommisjonen når det gjelder vurdering og videreutvikling av testmetoder for vurdering av helse- og miljørisiko ved eksponering for nanomaterialer. Norge deltar i arbeidsgruppene.

Referanser kapittel 4

1. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Prioriterte miljøgifter. Status i 2007 og utslippsprognoser*. KLIF rapport nr. TA-2571/2010.
2. Klima- og forurensningsdirektoratet: *Norske utslipp*. Nettside: www.norskeutslipp.no
3. Miljøstatus i Norge: *Noen farlige kjemikalier*. Nettside: http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/
4. Batteriretur AS: Nettside: http://www.batteriretur.no/?pageid=125&newsitemid=120
5. Andersen, M. et al., 2009. *Kartlegging av miljøgifter i eksteriørmaling på bygninger i Midtbyen i Trondheim*. Norges Geologiske Undersøkelse. Rapport 2009.078
6. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009. *Utslipp av prioriterte miljøgifter i 2006*. SFT-rapport nr. TA-2482/2009.
7. EU-kommisjonen, 2009: *Regulation implementing Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council with regard to ecodesign requirements for non-directional household lamps*. Forordning (EF) nr. 244/2009.
8. EU-kommisjonen, 2009: *Regulation implementing Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council with regard to ecodesign requirements for fluorescent lamps without integrated ballast, for high intensity discharge lamps, and for ballasts and luminaries able to operate such lamps*. Forordning (EF) nr. 245/2009.
9. UNEP (the United Nations Environmental Programme), 2008: *The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport*, UNEP Chemical Branch, Geneve, Sveits.
10. Fjeld, E. et al., 2009. *Miljøgifter i ferskvannsfisk 2008*, Rapport utført av Norsk institutt for vannforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2544/2009.
11. Oljeindustriens landsforening, 2009. *Oljeindustriens Miljørapport 2009*.
12. Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2008. *Miljø og helse- en forskningsbasert kunnskapsbase*. Rapport 2009:2 (3. utgave 2008).
13. Green, N. et al., 2008. *Screening of selected metals and new organic contaminants 2007*. Rapport utført av Norsk institutt for vannforskning, Norsk institutt for luftforskning og Svenska miljöinstitutet for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2367-2008.
14. Herzke, D. et al., 2007. *A literature survey on selected chemical substances*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2238/2007.
15. Wormstrand, E. et al., 2009. *Videreutvikling av produsentansvaret*. Rapport utført av Norsas AS for Miljøgiftsutvalget. Desember 2009.
16. Fridén, U. et al., 2010. *Human exposure to chlorinated paraffins via indoor air and dust*. Rapport utført ved Universitetet i Stockholm, mars 2010.
17. Wærner, E. et al., 2010. *Lavkontaminert avfall – Fraksjoner som kan føre til utlekking av miljøgifter*. Rapport utført av Hjellnes Consult AS for Miljøgiftsutvalget. Februar 2010.
18. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009. *Handlingsplan for reduserte utslipp av PCB i 2009–2012*. Handlingsplan oversendt Miljøverndepartementet 9. juli 2009
19. Bergsdal, H., 2009. *Dynamic modeling and analysis of stocks and flows in building systems*. PhD. Norges tekniske og naturvitenskaplige universitet (NTNU): 2009:257. ISBN 978-82-471-1929-7
20. Jensen, A. et al., 2009. *Forundersøgelse: Forekomst af PCB i en- og tofamiliehuse*. Rapport utført for Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet. EBST saksnr. 09/02028.
21. Ruteretur AS, 2009. *Årsrapport 2008*.
22. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009. *Handlingsplan for reduksjon av utslipp av bro-*

merte flammehemmere. Oppdatert handlingsplan. November 2009
23. Schlabach, M. et al., 2002. *Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-1924/2002
24. Økland, T. og Skoog, K., 2008. *Polybrominated diphenyl ethers and Perfluorinated compounds in the Norwegian environment*. Rapport utført av Bergfald og Co AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT-rapport nr. TA-2450/2008
25. Odland. J. Ø. og Sandanger, T., 2007. *Bromerte flammehemmere i blod fra gravide kvinner i Bodø*. Rapport utført av Universitetet i Tromsø og Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2303/2007.
26. Sagerup, K. et al., 2010. *New brominated flame retardants in Arctic biota*. Rapport utført av Norsk Polarinstitutt, Norsk institutt for luftforskning og Akvaplan-NIVA for Klima- og forurensningsdirektoratet. KLIF rapport nr. TA-2630-2010.
27. Møskeland, T. et al., 2010. *Environmental screening of selected «new» brominated flame retardants and polyfluorinated compounds 2009*. Rapport utført av Det Norske Veritas, Norsk geoteknisk institutt, Universitetet i Umeå, Universitetet i Örebro og Molab AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. KLIF rapport nr. TA-2625/2010.
28. Harju, M. et al., 2009. *Current state of knowledge and monitoring requirements – Emerging «new» brominated flame retardants in flame retarded products and the environment*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning, Swerea IVF og Wania Environmental Chemist Corp for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2462/2009.
29. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2008. *Revidert handlingsplan – SFTs arbeid med perfluorerte forbindelser 2008–2009*. SFT rapport nr. TA-2395/2008.
30. Skoog, K. et al., 2010. *Nye miljøgifter – Litteraturstudie april 2010*. Rapport utført av Bergfald & Co AS på oppdrag fra Miljøgiftsutvalget. April 2010.
31. Eggen, T. og Möder, M., 2009. *Bestemmelse av utvalgte tradisjonelle og nye organiske miljøproblemstoffer i sigevann fra ISI avfallsfylling og i innløpsvann til VEAS*. Bioforsk rapport nr. 87 (Vol 4).
32. Kallenborn, R. et al., 2004. *Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment*. TeamNord rapport 2004:552. Rapport utført for Nordisk Råd.
33. Posner, S. et al., 2007. *PFOA in Norway*. Rapport utført av IPF Research for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2354/2007.
34. Amundsen, C. et al., 2008. *Screening of polyfluorinated organic compounds at four fire training facilities in Norway*. Rapport utført av Bioforsk Jord og miljø AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2444/2008.
35. Källqvist, T., 2006. *Litteraturstudie – Miljørisiko ved perfluorerte alkylstoffer*. Rapport utført av Norsk institutt for vannforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2267/2007.
36. Herzke, D. og Berger, U., 2006. *Kartlegging av perfluoralkylstoffer (PFAS) i utvalgte tekstiler*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2173/2006.
37. Polder, A. et al*., 2009. Screening of halogenated organic compounds (HOCs) in wild living terrestrial mammals in Svalbard, Norway and Northern Sweden*. Rapport utført av Norges veterinærhøyskole, Veterinærinstituttet, Norsk Polarinstitutt, Høyskolen i Hedmark og Universitetet i Tromsø for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2572/2009.
38. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2007. *Miljøgifter i produkter – Data for 2005*. SFT rapport nr. TA-2296/2007.
39. Høk, F. et al., 2007. *Handdukar med ett smutsigt förflutet*. Rapport fra Naturskyddsföreningen.
40. Prevodnik, A., 2008. *T-tröjor med ett smutsigt förflutet*. Rapport fra Naturskyddsföreningen.
41. Meier, S. 2007. *Effects of alkylphenols (C4-C7) on the reproductive system of Atlantic cod (Gadhus morhua)*. PhD. Universitetet i Bergen.
42. Scott, A.P. et al., 2006. *Assessment of oestrogen exposure in cod (Gadus morhua) and saithe (Pollachius virens) in relation to their proximity to an oilfield*, I: Hylland, K., Lang, T., Vethaak, A.D. (Red.). Biological effects of contaminants in marine pelagic ecosystems, s. 329-339.
43. Fjeld, E. et al., 2004. *Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter – bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan*. Rapport utført av Norsk institutt for vannforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet og Mattilsynet. SFT rapport nr. TA- 2006/2004
44. Michelsen, V., 2007. *Organic leachables from resinbased dental restorative materials*. PhD.

Universitetet i Bergen og Universitetet i Tromsø, 2007.
45. Oehlmann, J. et al., 2009. *A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. Philosophical Transactions* B. 27 July 2009 Vol. 346 No. 1526. 2047-2062. Theme Issue «Plastics, the environment and human health».
46. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2010. Nettside: http://www.fvm.dk/Default.aspx?ID=18486&PID=169609&NewsID=6011&Action=1
47. European Food Safety Authority, 2010. *Bisphenol A*. Nettside: http://www.efsa.europa.eu/en/ceftopics/topic/bisphenol.htm
48. Høk, F., 2009. *Kemikalier in på bara skinnet. Plastskor från hela världen*. Rapport utført av den svenske Naturskyddsföreningen.
49. Rakkestad, K. et al., 2007. *Phthalate levels in Norwegian indoor air related to particle size fraction. Journal of Environmental Monitoring*. Publisert på nett 7. september 2007.
50. Stapleton, H. et al., 2009. Detection of Organophosphate Flame Retardants in Furniture Foam and U.S. House Dust, *Environ. Sci. Technol.*, 2009, 43 (19).
51. Evenset, A., 2009. *Screening of new contaminants in samples from the Norwegian Arctic*, Rapport utført av Akvaplan-Niva, Norsk institutt for luftforskning og Norsk Polarinstitutt for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2510/2009.
52. Huse, A. og Aas-Aune, S., 2009. *Kartlegging av siloksaner – Kartlegging av bruk i Norge i 2008*. Rapport utført av Cowi AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2557/2009.
53. Schlabach, M. et al., 2007. *Siloxanes in the Environment in the Inner Oslofjord*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2269/2007.
54. Knudsen, L. et al., 2007. *Halogenated organic contaminants and mercury in dead and dying seabirds on Bjørnøya (Svalbard)*. Rapport utført av Norsk Polarinstitutt, Norges veterinærhøyskole, Veterinærinstituttet, Norsk Institutt for Luftforskning og Universitetet i Tromsø for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport TA-2222/2007.
55. Kaj, L. et al., 2005. Siloxanes in the Nordic Environment. TemaNord rapport nr. 2005:593. Rapport utført for Nordisk råd i 2005.
56. Environment Canada og Health Canada, 2009. *Proposed Risk Management Approach for D4 and D5*. Nettside: http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/challenge/batch2/batch2_556-67-2_rm.cfm
57. Langford. K. H. og Thomas. K., 2008. *Inputs of chemicals from recreational activities into the Norwegian coastal zone*. J. Environ. Monit. 10: 894–898
58. Møskeland, T. et al., 2006. *Kartlegging av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk*. Rapport utført av Det Norske Veritas for Klima- og forurensningsdirektoratet SFT nr. rapport TA-2156/2006.
59. Schlabach, M. et al., 2007. *Human and veterinary pharmaceuticals, narcotics, and personal care products in the environment*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning, Norsk institutt for vannforskning og Svenska Miljöinstitutet for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2325/2007.
60. Schlabach, M. et al., 2009. *Human and hospital-use pharmaceuticals, aquaculture medicines and personal care products. Environmental screening of selected organic compounds*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning, Norsk institutt for vannforskning og Svenska Miljöinstitutet for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-1046/2009.
61. Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2008. *Register for bivirkninger ved bruk av kosmetiske produkter. Nettside:* http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainArea_5661&MainArea_5661=5631:0:15,4510:1:0:0:::0:0&MainLeft_5565=5544:64326::1:5689:1:::0:0
62. Vitenskapskomiteen for Mattrygghet, 2009. *Quaternary ammonium compounds in cosmetic products*. VKM rapport 08-109.
63. Vitenskapskomiteen for Mattrygghet, 2010. *Chlorhexidine compounds in cosmetic products.* VKM rapport 09-106.
64. Peck, A. og Hornbuckle, K., 2006. *Environmental sources, occurrence, and effects of synthetic musk fragrances*. Journal of Environmental Monitoring, 2006, 8, 874-879
65. Dahl, F. og Husabø, G., 2008. *Muskxylen og muskketon i produkter*. Rapport utført av Deloitte AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2374/2008.
66. Mogensen, B. et al., 2004. *Musk Compounds in the Nordic environment*. Team Nord rapport 2004:503. Rapport utført for Nordisk råd.
67. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2007. *Konsekvensvurderinger av forslag til forbud mot miljøgifter i forbrukerprodukter*. Vedlegg til høringsbrev av 31. mai 2007 vedrørende for-

slag til forbud mot visse miljøgifter i forbrukerprodukter.
68. Vitenskapskomiteen for Mattrygghet, 2005. *Risk assessment on the use of triclosan in cosmetics*, VKM rapport 04/406-18.
69. Mattilsynet, 2006. *Ny risikovurdering av parabener i kosmetikk*. Nettside: http://www.mattilsynet.no/aktuelt/nyhetsarkiv/kosmetikk/ny_risikovurdering_av_parabener_i_kosmetikk_36980
70. Vitenskapskomiteen for Mattrygghet, 2006. *Risk assessment of parabens in cosmetics*. VKM rapport 04/408-24.
71. Scientific Committee on Consumer Products (SCCP) 2008. *Opinion on Parabens*, juni 2008
72. NORM/NORM-VET, 2008. *Usage of Antimicrobial Agents and Occurrence of Antimicrobial Resistance in Norway*. Tromsø / Oslo 2009. ISSN: 1502-2307.
73. Woldegiorgis, A. et al., 2009. *Retrospective environmental risk assessment of human pharmaceuticals in the Nordic countries 1997-2007*. TemaNord rapport 2009:587. Rapport utført for Nordisk råd.
74. European Medicines Agency, 2006. *Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use*. Committee for medicinal products for human use (CHMP).
75. Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2010. *Økt forbruk av midler mot lakselus i norsk fiskeoppdrett i fjor*. Nettside: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5565&MainArea_5661=5565:0:15,2675:1:0:0:::0:0&MainLeft_5565=5544:83066::1:5569:1:::0:0
76. Mattilsynet, 2010. *Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2005-2009*. Mattilsynet, Seksjon nasjonale godkjenninger. Februar 2010.
77. Ludvigsen. G. og Lode. O., 2008. *Oversikt over påviste pesticider i perioden 1995-2006*. Rapport utført av Bioforsk for Statens landbruksforvaltning. Bioforsk rapport Vol 3 nr. 14 2008.
78. Kristensen, P. et al., 1994. *Hva særpreger kreftforekomst i landbrukssektoren – en litteraturoversikt*. Norwegian Journal of Epidemiology 1994; 4: 74–78.
79. Kristensen, P. et al., 1996 a. *Cancer in offspring to parents engaged in agricultural activities in Norway: incidence and risk factors in the farm environment*. Int J Cancer 1996; 65: 39–50.
80. Kristensen, P. et al., 1996 b. *Incidence and risk factors of cancer among men and women in Norwegian agriculture*. Scand. J. Work Environ Health 1996; 22: 14–26.
81. Møskeland, T. og Nøland, S., 2004. *Forurensningssituasjonen i småbåthavner. Status, økologisk risiko, spredningsvurdering og tiltaksbehov*. Rapport utført av Det Norske Veritas for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2071/2004.
82. Teknologirådet, 2008. *Nanomaterialer, risiko og regulering*, Rapport nr. 2/2008.
83. Miljøstyrelsen, 2007. *Kortlægning af produkter der indeholder nanomaterialer eller er baseret på nanoteknologi*. Rapport nr. 81 2007.
84. Folkmann, J. et al., 2009. *Oxidatively Damaged DNA in Rats Exposed by Oral Gavage to C_{60} Fullerenes and Single-Walled Carbon Nanotubes*. Environ. Hlth. Perspect. 117: 703-708.
85. Johnsen, H. et al., 2010. *Miljøgifter og nanomaterialer i arbeidsmiljøet*. Rapport utført av Statens arbeidsmiljøinstitutt for Miljøgiftsutvalget. Mars 2010.
86. Scientific Committee on Consumer Products (SCCP), 2007. *Opinion on safety of nanomaterials in cosmetic products*. SCCP rapport 1147/07. 18. desember 2007.
87. Joner, E. et al., 2007. *Environmental fate and ecotoxicity of engineered nanoparticles*. Rapport utført av Bioforsk for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2304/2007.
88. Oberdörster, E., 2004. *Manufactured Nanomaterials (Fullerenes, C60) Induce Oxidative Stress in the Brain of Juvenile Largemouth Bass*. Environ Health Perspect 112:1058–1062 (2004).
89. Farkas, J. et al., 2010. *Effects of silver and gold nanoparticles on rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) hepatocytes*. Aquatic Toxicology, 96: 44-52.

Kapittel 5
Internasjonale muligheter og forpliktelser

Internasjonalt arbeid har vært og er stadig viktig for å oppnå et godt miljø i Norge. Mange helse- og/eller miljøproblemer er globale problemer som ingen land kan løse alene. I noen tilfeller er det etablert internasjonale avtaler, konvensjoner eller samarbeidsfora for at landene i fellesskap skal iverksette nødvendige tiltak. Eksempler på slike avtaler er Gøteborg-protokollen, som skal bidra til å redusere utslipp av gasser som kan føre til forsuring, overgjødsling og bakkenær ozondannelse. Regionale eller internasjonale fellestiltak mot miljøgifter har på mange felt vist seg svært vellykkede, som for eksempel avtalene om PCB, TBT og Montreal-protokollen, som bidro til å redusere utslipp av ozonnedbrytende gasser. Fordelen er at slike avtaler og regler virker globalt, og bidrar til reduksjon av miljøgifter både i produkter og/eller langtransportert forurensning.

5.1 Internasjonale konvensjoner

Miljøgifter er et globalt helse- og miljøproblem fordi mange av stoffene forflytter seg over store avstander via luft- og havstrømmer, og ved internasjonal handel. Derfor er det viktig med internasjonale avtaler som får tilslutning fra flest mulige land. Det er etablert en rekke internasjonale kjemikaliekonvensjoner som skal bidra til å redusere de globale utslippene av miljøgifter. Under alle konvensjonene skjer et kontinuerlig arbeid for å styrke forpliktelsene, blant annet ved å inkludere nye stoffer eller nye aktiviteter. I boks 5.1 beskrives noen viktige kjemikaliekonvensjoner.

På FNs møte om bærekraftig utvikling i Johannesburg i 2002 ble det vedtatt at kjemikalier innen 2020 skal produseres og brukes på en måte som reduserer skadelige effekter på helse og miljø. SAICM (Strategic approach to international chemicals management) er det internasjonale politiske initiativ for å følge opp dette. I februar 2009 ble det også vedtatt at det skal utarbeides en forpliktende og bindende global kvikksølvavtale. En slik avtale vil kunne bidra til globale utslippsreduksjoner og ha betydning for å redusere langtransport av kvikksølv til norsk miljø.

Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD) er en premissleverandør for utformingen av internasjonal kjemikaliepolitikk. Blant annet vil samarbeid gjennom OECD bidra til å fremskaffe og harmonisere metoder for å kunne vurdere kjemikaliers helse- og/eller miljøeffekter og til ensartet og mer effektiv utveksling av nøkkelinformasjon om kjemikalier.

Norsk engasjement kan påvirke utformingen av internasjonale avtaler for å redusere utslipp av miljøgifter i utlandet, så vel som i Norge, gjennom reduksjon av mengden miljøgifter som tilføres norsk miljø via importerte handelsvarer og langtransportert forurensning. I stortingsmelding nr. 19 (2002-2003) heter det at Norge ønsker å styrke de globale kjemikaliekonvensjonene[1].

I stortingsmelding nr. 14 (2006–2007) heter det at Norge skal være en aktiv og sterk talsmann og pådriver for en strengere internasjonal regulering av kjemikalier. I tillegg slår stortingsmeldingen fast at helse- og miljøfarlige kjemikalier skal være et prioritert område i bistandspolitikken og et område som gradvis skal bygges opp. En bistandspolitikk som også legger vekt på forsvarlig håndtering av miljøgifter og farlig avfall i utviklingsland kan bidra til at helse- og miljøproblemene reduseres i de delene av verden der problemene er størst[2].

5.2 WTO

Verdens handelsorganisasjon (World Trade Organization, WTO) ble etablert i 1995 etter en revisjon av GATT-avtalen (General Agreement on Tariffs and Trade). Verdens handelsorganisasjon har som mål å øke internasjonal handel ved å senke handelshindringer, tilby mekanismer for forhandling om handel mellom land, og å løse uenighet som angår handel. WTO har 153 medlemsland.

Tre grunnleggende prinsipper ligger til grunn for samarbeidet i WTO[3]:

Boks 5.1 Internasjonale kjemikaliekonvensjoner

OSPAR-konvensjonen (www.ospar.org)
Formålet med konvensjonen er å beskytte det marine miljø mot forurensning enten utslippene skjer til luft eller til vann. Konvensjon og er ratifisert av 15 land i tillegg til EU-kommisjonen, som representant for Den europeiske union. Partene har forpliktet seg til å arbeide for å stanse utslipp av prioriterte miljøgifter innen 2020. På lang sikt er målsettingen at konsentrasjonene av naturlig forekommende farlige stoffer skal tilbake til bakgrunnsnivå og konsentrasjonen av menneskeskapte stoffer så nær null som mulig.

Stockholm-konvensjonen (www.pops.int)
Stockholm-konvensjonen er opprettet for å beskytte helse og miljø mot persistente organiske miljøgifter (POP). Over 160 land har ratifisert konvensjonen siden den ble undertegnet i 2001. Konvensjonen innebærer forpliktelser til å fase ut de farligste POPene, blant annet PCB, DDT og dioksiner. I 2009 ble ytterligere ni miljøgifter inkludert i avtalen, blant annet PFOS, penta-BDE, okta-BDE, og lindan. Med dette omfatter avtalen 21 stoffer. På sikt vil flere POPer kunne bli innlemmet i konvensjonen.

Rotterdam-konvensjonen (www.pic.int/)
Rotterdam-konvensjonen skal hindre uønsket kjemikalieimport og dumping av farlige kjemikalier til land som har svake kontrollregimer og kjemikalielovgivning. Landene skal sende inn melding til konvensjonens sekretariat om stoffer de har forbudt eller strengt regulert. Dersom et stoff meldes inn av stater fra to av totalt sju ulike regioner, skal stoffet vurderes for oppføring på en liste som i dag omfatter 41 kjemikalier. Disse stoffene kan ikke eksporteres uten forhåndssamtykke fra importlandet. Konvensjonen stiller også krav til at partene ved eksport av kjemikalier de selv har forbudt, skal varsle importlandet om dette forbudet.

Basel-konvensjonen (www.basel.int)
Basel-konvensjonen ble opprettet for å unngå dumping av farlig avfall i utviklingsland. Formålet er å minimere avfallsgenerering og sikre miljømessig forsvarlig destruksjon av farlig avfall. Partene skal redusere transport av farlig avfall over landegrensene til et minimum, minimalisere mengde og giftighet på farlig avfall som er dannet, og sikre at forvaltningen av avfallet er miljømessig forsvarlig og skjer så nært kilden som mulig. Konvensjonen stiller strenge krav til melding, godkjenning og sporing av bevegelsen av farlig avfall over nasjonalgrenser, og inneholder et generelt forbud mot eksport eller import av farlig avfall mellom medlemsland og ikke-medlemmer.

LRTAP-konvensjonen (www.unece.org/env/lrtap/)
LRTAP-konvensjonen (Konvensjon om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning) innebærer at 51 land har forpliktet seg til å beskytte mennesker og miljø mot luftforurensning og så langt som mulig redusere og forhindre utslipp av langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger. Konvensjonen inneholder åtte protokoller, blant annet om tungmetaller og persistente organiske miljøgifter (POP). Tungmetallprotokollen forplikter partene til å redusere sine samlede årlige utslipp av kadmium, bly og kvikksølv til atmosfæren til 1990-nivå.

Århus-konvensjonen (www.unece.org/env/pp)
Århus-konvensjonen omhandler retten til miljøinformasjon, allmennhetens deltagelse i beslutningsprosesser og adgang til klage og domstolsprøving på miljøområdet. I Norge er Århuskonvensjonen implementert gjennom Miljøinformasjonsloven som trådde i kraft 1. januar 2004.

London-konvensjonen og MARPOL-konvensjonen (www.imo.org)
Den internasjonale maritime organisasjonen (IMO) er et FN-organ som er ansvarlig for tiltak for å fremme sikkerhet innen internasjonal skipsfart og å forebygge marin forurensning. Viktige initiativer i regi av IMO for å bekjempe havforurensning er London-konvensjonen (Overenskomst om bekjempelse av havforurensninger ved dumping av avfall og annet materiale) og MARPOL-konvensjonen (Den internasjonale konvensjon om hindring av forurensninger fra skip).

- Bestevilkårsbehandling, det vil si at varer og tjenester fra et medlemsland skal gis like gunstige vilkår som de samme varer og tjenester fra ethvert annet medlemsland.
- Forbud mot diskriminering av varer, det vil si at særbehandling av varer fra andre land i forhold til nasjonalt produserte varer skal skje gjennom toll. Når en vare fra et annet medlemsland først har ankommet markedet, er det forbud mot diskriminering av varen i form av intern beskatning, merking, kvalitetskontroll osv., sammenlignet med tilsvarende varer produsert nasjonalt.
- Generelt forbud mot kvantitative handelsrestriksjoner. Andre tiltak enn toll, skatter og avgifter er i utgangspunktet forbudt.

WTO-avtalen om tekniske handelshindringer nedfeller grunnleggende regler og prinsipper for å hindre tiltak som begrenser internasjonal handel. Med tekniske handelshindringer menes nasjonale forskrifter, standarder eller lignende som nedfeller obligatoriske produktegenskaper eller produksjonsmetoder, og således begrenser internasjonal handel. Avtalens artikkel 2.2 slår fast at medlemslandene i WTO i utgangspunktet ikke skal forberede, vedta eller innføre tekniske handelshindringer. Avtaleverket i WTO åpner likevel for unntak når det er nødvendig av hensyn til human helse, dyre- og planteliv eller miljø. Behovet for slike nasjonale tiltak må rettferdiggjøres med bakgrunn i tilgjengelig vitenskapelig dokumentasjon. Det stilles også krav til at tiltakene er egnet til å nå formålet og ikke er strengere enn nødvendig for å oppnå ønsket effekt. Avtalens artikkel 2.3 presiserer at tekniske handelshindringer ikke skal opprettholdes lenger enn nødvendig[4].

WTO skal bidra til dialog og forhandlinger mellom medlemslandene når det gjelder handel, for eksempel gjennom komiteen for tekniske handelshindringer. WTO kan ikke formelt oppheve vedtak som blir fattet i medlemslandene, men innføring av eventuelle norske tiltak som fører til handelshindringer vil kunne bli møtt med handelssanksjoner som rammer industrivirksomhet som er viktig for Norge, for eksempel toll på norske eksportvarer. Avgjørelser i WTO vil derfor kunne legge føringer på hvilke nasjonale tiltak mot miljøgifter som er mulige å gjennomføre, i den grad tiltakene kan føre til tekniske handelshindringer.

5.3 EØS-avtalen

5.3.1 EØS-avtalens ramme og gjennomslagskraft

EØS-avtalen regulerer samhandel og en del andre økonomiske forhold mellom EU og EFTA landene. Avtalen innebærer at EFTA landene som har sluttet seg til avtalen, har adgang til Det indre marked på lik linje med EU-landene. Dermed underordner de seg EUs regler om konkurranse og de fire friheter – fri utveksling av varer, tjenester, personer og kapital. Reglene om det frie varebytte består av en del grunnleggende regler og prinsipper som forbyr handelsrestriktive tiltak knyttet til import og eksport. Fra opprinnelig å ha vært et ikke-nevnt rettsområde, er miljøvern blitt et av de tunge rettsområdene innen EU.

Formelt er EØS-avtalen en folkerettslig traktat. I praksis har EØS-avtalen en gjennomslagskraft i norsk rett som går lengre enn for andre folkerettslige avtaler som Norge er en del av. Ved konflikt mellom norsk regelverk og bestemmelser som har sitt utspring fra EØS-retten, er det EØS-avtalen, eller gjennomført sekundærlovgivning, som vil få anvendelse fremfor den norske lovgivningen.

EØS-lovgivningen består av primærretten som uttrykkes i traktatene, herunder EØS-avtalen, samt av sekundærlovgivning. Primærretten angir de prinsipielle utgangspunktene for samarbeidet mellom medlemsstatene. Sekundærlovgivningen, som er forordninger og direktiver, gir en mer utdypende og ofte detaljert lovgivning innenfor de enkeltområdene som traktatene regulerer. Forordninger skal gjennomføres ordrett i nasjonal lovgivning for å sikre identiske regler. Direktiver medfører ulik grad av harmonisering av det nasjonale regelverket, avhengig av om de berører frihandel eller ikke.

EØS-retten griper inn i det nasjonale handlingsrommet også på miljøgiftsområdet. Hvilket handlingsrom norske myndigheter har til å innføre nasjonale tiltak mot miljøgifter vil avhenge av om det er innført harmoniserte EØS-regler på området eller ikke. Dersom det er innført harmonisert EØS-lovgivning vil det nasjonale handlingsrommet bero på en tolkning av sekundærlovgivningen som får anvendelse.

5.3.2 Utenfor det harmoniserte området

Kvantitative importrestriksjoner og tiltak med tilsvarende virkning er forbudt etter EØS-avtalens artikkel 11. Bestemmelsen omfatter alle handels-

hindringer som direkte eller indirekte kan påvirke samhandelen mellom landene i negativ retning, for eksempel innføring av nasjonale forbud, avgifter og lignende. Det kan imidlertid etter EØS-avtalens § 13 gjøres unntak. Bestemmelsen slår fast at forbudet i artikkel 11 ikke er til hinder for restriksjoner som er begrunnet ut fra hensynet til offentlig moral, orden og sikkerhet, vernet om menneskers og dyrs liv og helse, plantelivet, nasjonale skatter av kunstnerisk, historisk eller arkeologisk verdi eller industriell eller kommersiell eiendomsrett. Det følger videre av læren om de allmenne hensyn, som er utviklet i EU-domstolens praksis, at også andre samfunnshensyn, for eksempel miljøhensyn, kan begrunne bruken av en restriksjon.

Etter rettspraksis må et nasjonalt handelsbegrensende tiltak være egnet til å oppfylle de angitte formål for å være forenlig med EØS-avtalen. Dette er en vurdering av forholdet mellom det målet som medlemsstaten har, i dette tilfellet beskyttelse av helse- og/eller miljø, og det tiltaket som velges for å nå målet. Det hjelper ikke at medlemsstaten begrunner bruken av et tiltak i et legitimt formål, dersom tiltaket reelt sett ikke bidrar til at formålet oppnås.

I tillegg til å være egnet, må et nasjonalt tiltak være forholdsmessig for at det skal godkjennes under EØS-avtalen. Vurderingen av tiltakets forholdsmessighet er todelt. Det første spørsmålet i vurderingen er hvilket beskyttelsesnivå medlemsstaten kan legge seg på. Medlemsstatenes valg av beskyttelsesnivå har tradisjonelt sett vært overlatt til medlemsstatenes eget skjønn. Det sentrale i vurderingen av forholdsmessighet, er derfor medlemsstatens valg av tiltak for å nå dette målet. Dersom det er mulig å oppnå det ønskede formålet på flere måter skal det minst inngripende tiltaket velges. For eksempel vil avgiftsbelegging av et stoff være mindre inngripende enn et forbud. Generelt sett kan det sies at jo mer inngripende et nasjonalt tiltak er, desto snevrere blir handlingsrommet[5].

På områder som ikke er harmoniserte, kan altså norske myndigheter innføre tiltak som legger restriksjoner på handelen i EØS-området dersom:

- Tiltaket er begrunnet i EØS-avtalens artikkel 13 eller læren om de allmenne hensyn.
- Tiltaket ikke diskriminerer direkte eller indirekte etter nasjonalitet eller, for firma, på grunnlag av den medlemsstat der de er etablert.
- Tiltaket er egnet til å oppnå formålet med tiltaket.
- Tiltaket ikke går utover det som er nødvendig for å oppnå formålet.

Føre var-prinsippet står sentralt når man skal vurdere norske myndigheters adgang til å regulere miljøgifter utenfor det harmoniserte området. At føre var-prinsippet er relevant i saker som gjelder beskyttelse av miljøet, følger av fortalen til EØS-avtalen niende ledd. Norske myndigheter kan gjennomføre tiltak på miljøgiftsområdet basert på føre var-prinsippet, selv om det ikke kan bevises at det faktisk foreligger en risiko for skade. Dette forutsetter likevel at tiltaket skal bøte på en helse- og/eller miljørisiko, at norske myndigheter har sannsynliggjort risikoen og dokumentert denne ved vitenskapelig forskning og at tiltaket møter kravene til egnethet og forholdsmessighet[5].

5.3.3 Innenfor det harmoniserte området

Harmonisering innebærer at det gjennom sekundærlovgivning, som forordninger og direktiver, er fastsatt felles regler i EØS-området på et angitt felt. De harmoniserte reglene erstatter den nasjonale lovgivningen i de enkelte medlemslandene, og fastsetter et felles regelverk som EØS-medlemsstatene er forpliktet til å gjennomføre i sin nasjonale lovgivning. Formålet er at man skal møte de samme krav i alle landene, og unngå forskjellig lovgivning som kan påvirke samhandelen negativt. Harmoniseringsgraden varierer ved at det for noen deler av sekundærlovgivningen stilles krav om at medlemsstatene har identisk regelverk på et område, mens det for andre deler kun settes felles minstekrav.

Forordninger vil alltid innebære et identisk regelverk. For direktiver må det ved vurderingen av gjennomføringsforpliktelse og det nasjonale handlingsrom skilles mellom direktiver som fullt ut harmoniserer regelverket – harmoniseringsdirektiver – og direktiver der harmoniseringen kun strekker seg til å fastsette felles minstekrav – minimumsdirektiver. Innen for eksempel arbeidsmiljøområdet er det vanlig med minimumsdirektiver. Ut over de fastsatte minstekrav, vil statene her ha en viss skjønnsmargin for hvordan de nærmere regler bør være. På områder som kan påvirke fri flyt av varer og tjenester, som for eksempel regler om merking, godkjenning eller forbud for produkter, er det vanligere med harmoniseringsdirektiver. Direktivteksten kan være så klar og detaljert, at den nærmest må skrives ordrett inn i nasjonal rett.

Harmonisering innebærer at det er fastsatt absolutte regler innenfor direktivets virkeområde. Medlemsstatene har som utgangspunkt ikke anledning til å gi avvikende regler, hverken strengere eller lempeligere. Samtidig kan man heller ikke

påberope seg allmenne hensyn, for eksempel hensynet til beskyttelse av miljøet, for å innføre nasjonale tiltak som strider mot direktivets bestemmelser, med mindre direktivet selv gir åpning for å gjøre slike unntak. Direktivet vil fullt ut regulere forhold innenfor dets virkeområde, og er hjemlet i reglene om fri bevegelighet i EØS-avtalen. Minimumsharmonisering innebærer at det er adgang til å gi avvikende nasjonale reguleringer innad i hver medlemsstat. I hvilken grad det er adgang til å gi nasjonale regler, beror på en konkret tolking av det aktuelle direktivet. Adgangen til å avvike sekundærlovgivning for minimumsstandarder begrenses uansett av reglene om fri bevegelighet fastsatt i EØS-avtalen (kapittel 5.3.2).

5.3.4 EØS-rettslige skranker for nasjonal regulering av miljøgifter

Regulering av kjemikalier vil ofte skje i form av harmoniseringsdirektiver. Dette gjelder både produktreguleringer, for eksempel kosmetikkdirektivet, leketøysdirektivet og byggevaredirektivet, og reguleringer av stoffer og stoffblandinger, for eksempel REACH-forordningen, RoHS-direktivet og biociddirektivet. I slike tilfeller vil det ikke være mulig å påberope seg EØS-avtalen artikkel 13 eller allmenne hensyn som begrunnelse for et nasjonalt tiltak, når tiltaket ellers er regulert av sekundærlovgivningen. Det nasjonale handlingsrommet vil da ligge i rettsaktenes sikkerhetsklausuler. I den politiske debatten var fokuset i Norge lenge på muligheten for å vedta nasjonale strengere regler enn det som fremgår av EU-reguleringen. Ettersom miljøretten og kjemikalieregulering i EU er blitt betydelig utviklet, er oppmerksomheten i sterkere grad flyttet over på hvilke regler EU faktisk har vedtatt, og hvilken betydning miljørettslige prinsipper og formål i traktatgrunnlaget har.

Harmoniserte rettsakter inneholder gjerne sikkerhetsklausuler som innebærer at medlemslandene under visse vilkår kan gjøre midlertidige unntak fra rettsaktens bestemmelser. For eksempel fastsetter REACH-forordningens artikkel 129 en sikkerhetsklausul som gir adgang til å fastsette midlertidige tiltak mot et stoff som faller innenfor forordningens virkeområde, dersom dette er nødvendig for å beskytte helse og/eller miljø. Biociddirektivets artikkel 32 inneholder en sikkerhetsklausul som unntaksvis gir nasjonale myndigheter adgang til å fastsette restriksjoner på bruk og salg av biocidprodukter som man etter direktivet er forpliktet til å godkjenne, forutsatt at biocidproduktet utgjør en uakseptabel risiko for miljøet eller menneskers eller dyrs helse. RoHS-direktivet inneholder ingen eksplisitte sikkerhetsklausuler. Dette stenger likevel ikke for at føre var-prinsippet kan anvendes som et selvstendig grunnlag for midlertidige forbud[5]. Kosmetikkdirektivets artikkel 12 fastsetter en sikkerhetsklausul som gir nasjonale myndigheter adgang til å fastsette restriksjoner på kosmetiske produkter som oppfyller kravene i direktivet, men som likevel representerer en helsefare.

Det følger av sikkerhetsklausulenes ekstraordinære karakter at de kun legitimerer midlertidige tiltak som skal utredes nærmere, og hvor det eventuelt kan fastsettes permanente endringer i rettsaktene dersom det er grunnlag for dette. Nasjonale tiltak skal meldes til EU-kommisjonen og de andre medlemslandene, sammen med vitenskapelig og teknisk dokumentasjon som tiltaket bygger på. EU-kommisjonen vil avgjøre om tiltaket skal godkjennes eller om de nasjonale myndighetene må trekke tilbake tiltaket. Nasjonale myndigheter vil være bundet av kommisjonens vedtak.

I nyere EØS-lovgivning kan det for øvrig trekkes frem følgende tendenser:

- Direktiver erstattes av forordninger. Formålet er å sikre en totalharmonisering i medlemsstatene.
- Produsenter, importører og distributører får ansvar for å følge opp regelverkets bestemmelser, for eksempel ved å sørge for at produkter som settes ut i markedet er registrerte og godkjent for bruk i angjeldende produkter.
- Medlemsstatene får en kontroll- og håndhevelsesfunksjon i forhold til produsenter, importører og distributører.
- Alle avgjørelser om midlertidige eller permanente handlingsrom på områder som er harmonisert vil treffes av EU-organer etter innspill fra medlemsstatene.

Referanser kapittel 5

1. Storingsmelding nr. 19, 2002-2003. *En verden av muligheter*. Utenriksdepartementet 28. mars 2003.
2. Stortingsmelding nr. 14, 2006-2007. *Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid*. Miljøverndepartementet 15. desember 2006.
3. Skjelvik, J. og Aarhus, K., 1997. *Virkemidler overfor miljø- og helseskadelige stoffer*. ECON Senter for økonomisk analyse. Rapport nr. 2/97.
4. Verdens handelsorganisasjon (WTO), 1995. *Avtale om tekniske handelshindringer*. Endelige

rettsakter som følge av Uruguay forhandlingene 1986-1994.

5. Nordby, T, og Bakken, E., 2009. *Det EØS-rettslige handlingsrommet for nasjonal regulering av miljøgifter*. Rapport utført av Arntzen de Besche Advokatfirma AS for Miljøgiftsutvalget. Desember 2009.

Kapittel 6
Norsk kjemikalieforvaltning

6.1 Norsk kjemikalieforvaltning

Kjemikalier og produkter med innhold av miljøgifter brukes nær sagt over alt og av alle. Kjemikalieforvaltningen har derfor forankring innenfor flere politikkområder, blant annet miljøvern, arbeidsmiljøområdet, helse, sikkerhet, landbruk, industri og næringsliv. Ansvaret for oppfølging av norsk kjemikaliepolitikk er organisert delvis gjennom egne myndigheter for miljø, arbeidsmiljø og helse, og delvis gjennom sektormyndigheter som bestemmer kjemikaliepolitikken innenfor sine områder.

Kjemikalieforvaltningen er fordelt på mange departementer. Miljøverndepartementet har det overordnede ansvaret for at hensynet til det ytre miljø blir ivaretatt i kjemikaliepolitikken. Arbeidsdepartementet har ansvar for å bidra til å forebygge helseskader hos arbeidstaker som følge av kjemikaliebruk i arbeidslivet. Justis- og politidepartementet har ansvar for sikkerhetspolitikken og skal bidra til å forebygge brann og eksplosjoner, både i arbeidslivet og samfunnet forøvrig. Helse- og omsorgsdepartementet har et hovedansvar for å begrense skadevirkningene på befolkningens helse som følge av kjemikaliebruk, samt ansvar for godkjenning av legemidler. Landbruks- og matdepartementet har ansvaret for å minimere helse- og miljørisiko ved bruk av plantevernmidler. Fiskeri- og kystdepartementet har gjennom Kystverket ansvar for beredskap ved akutt forurensning.

Forsvarsdepartementet, Kommunal- og regionaldepartementet, Olje- og energidepartementet og Samferdselsdepartementet forvalter kjemikaliepolitikken innenfor sine områder og Finansdepartementet samt Nærings- og handelsdepartementet har innflytelse på økonomiske virkemidler med betydning for kjemikaliepolitikken. Utenriksdepartementet har betydning for Norges posisjon i forhandlinger om internasjonale avtaler.

6.2 Kjemikalieforvaltningen i Skandinavia

I Sverige og Danmark er ansvaret i kjemikaliepolitikken også fordelt på flere myndighetsorganer. I Sverige står Kemikalieinspektionen (KemI) i en særstilling når det gjelder oppgaver knyttet til å forebygge skader på mennesker og miljø fra kjemiske og biotekniske produkter. Naturvårdsverket har ansvar for den sentrale oppfølgingen av miljøpolitikken og et særlig ansvar for å samordne tilsynsaktiviteten. Arbetsskyddsstyrelsen har hovedansvaret for å iverksette tiltak knyttet til kjemikalier i arbeidsmiljøet, mens Yrkesinspektionen har ansvar for å føre tilsyn med hvordan arbeidsmiljølovgivningen blir etterlevd. I Danmark spiller Miljøstyrelsen den sentrale rollen i kjemikalieforvaltningen. Arbejdstilsynet har hovedansvaret for regulering av og tilsyn med kjemikalier i arbeidsmiljøet. I tillegg har Sverige og Danmark, som Norge, sektormyndigheter som forvalter kjemikaliepolitikken innenfor sine områder.

Det er mange likhetstrekk mellom organiseringen av kjemikalieforvaltningen i de tre skandinaviske landene. I Sverige og Danmark har man imidlertid samlet mer ansvar under de statlige myndighetene som har hovedansvar for det ytre miljøet enn det vi har gjort i Norge. For eksempel har Kemikalieinspektionen og Miljøstyrelsen også ansvaret for matvareemballasje, kosmetikk og godkjenning av plantevernsmidler, mens disse områdene i Norge forvaltes av Mattilsynet. I tillegg har Sverige skilt ut myndighetsorganet for kjemikalier fra den øvrige miljøvernforvaltningen.

6.3 Nasjonal, regional og lokal kjemikalieforvaltning

6.3.1 Nasjonale direktorater

Klima- og forurensningsdirektoratet har et overordnet ansvar for det ytre miljøet, herunder utslipp av miljøgifter. Produktregisterert er organisert under Klima- og forurensningsdirektoratet.

Direktoratet for arbeidstilsynet har et sektorovergripende ansvar for kjemikalier i arbeidsmiljøet, med unntak av petroleumsvirksomheten der Petroleumstilsynet har ansvaret for sikkerhet, beredskap og arbeidsmiljø. Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap har ansvar for brann- og eksplosjonsfarlige stoffer og et koordineringsansvar for å ivareta forebyggende og beredskapsmessige hensyn ved håndtering av farlige kjemikalier.

En rekke andre sentrale sektormyndigheter skal følge opp miljøgiftsområdet innenfor sine ansvarsfelt. I hvilken grad direktoratene skal prioritere miljøgiftsområdet avgjøres i tildelingsbrevet fra overliggende departement. Eksempler på sektormyndigheter som utøver en tilsynsfunksjon med betydning for utslipp av miljøgifter er Mattilsynet (plantevernmidler, kosmetikk og matvareemballasje) og Statens legemiddelverk (legemidler).

I tillegg har Tolletaten og Økokrim sentrale roller i norsk kjemikalieforvaltning. Tolletaten skal hindre ulovlig inn- og utførsel av varer og sørge for innbetaling av toll og avgifter. Økokrim er den sentrale enhet for etterforsking og påtale av økonomisk kriminalitet og miljøkriminalitet.

I følge Direktoratet for forvaltning og IKT er antall årsverk som brukes i direktoratene til miljøgiftsproblematikk relativt begrenset, sett i forhold til antallet virksomheter, stoffer og regelverksendringer med betydning for området. For eksempel brukes halvannet til to årsverk på Mattilsynets hovedkontor til tilsyn på kosmetikkområdet. For mange forvaltningsorganer utgjør oppgaver knyttet til regulering av kjemikalier kun en liten del blant andre store ansvarsområder[1].

Sentrale myndigheter ivaretar ulike samfunnshensyn og arbeider med ulike typer risiko. De prioriterer kjemikalier ulikt, har ulik ressurstilgang, er ulike med hensyn på kunnskap og kompetanse og står for ulike forvaltnings- og reguleringstradisjoner[2]. Dette gjør at ulike myndigheter vil kunne vurdere samme kjemikalie forskjellig. For eksempel har Klima- og forurensningsdirektoratet foreslått innføring av forbud mot bisfenol A i produkter. Mattilsynet har imidlertid ikke funnet grunn til å fremme tilsvarende forbud mot stoffet i smokker og tåteflasker. Det kan også oppstå tilfeller der det må gjøres avveininger mellom hensyn som trekker i ulik retning. For eksempel kan bruk av miljøgifter likevel være ønskelig av sikkerhetsmessige årsaker, blant annet for brannvern.

6.3.2 Fylkesmannen

Miljøvernavdelingen hos fylkesmannen har som sin hovedoppgave å omsette nasjonale mål til regionale mål og tiltak på miljøvernområdet. Beskrivelse av prioriterte områder fremgår av embetsoppdraget for fylkesmannen og tildelingsbrev fra Klima- og forurensningsdirektoratet.

Fylkesmannens ansvar på miljøgiftsområdet er først og fremst knyttet til avfallshåndtering og forurensning, med hjemmel i forurensningsloven, forurensningsforskriften og avfallsforskriften. Oppgavene innebærer blant annet:

- Gi utslippstillatelser til for eksempel avfallsdeponier, forbrenningsanlegg, større avløpsrenseanlegg og mindre virksomheter som ikke er forskriftsregulert.
- Føre tilsyn med at utslippstillatelser og bransjekrav etter forurensningsforskriften overholdes.
- Delta i nasjonale og regionale tilsynsaksjoner.

Fylkesmannen har som oppgave å legge inn data om miljøgifter og farlige kjemikalier i fylket i databasen Miljøstatus i Norge. Databasen skal inneholde oppdatert informasjon om miljøets tilstand og utvikling. Fylkesmannen skal også påse at kommunale og private virksomheter legger inn informasjon om grunnforurensning i fylket i databasen for grunnforurensningslokaliteter.

6.3.3 Kommuner

Kommunen er myndighetsorgan i henhold til forurensningsloven, avfallsforskriften, forurensningsforskriften og plan- og bygningsloven. Følgende oppgaver er gitt med hjemmel i dette regelverket:

- Tilsynsmyndighet for utslipp av sanitært avløpsvann fra små anlegg.
- Behandle saker som omhandler terrenginngrep i forurenset grunn (igangsettelser etter plan- og bygningsloven).
- Tilsynsmyndighet etter plan- og bygningsloven.
- Tilsynsmyndighet for forsøpling, herunder å motvirke fare for forurensning fra lagring av brukte gjenstander.

I tillegg kan kommunen stille krav til påslipp til offentlige avløpsnett etter forurensningsforskriften. Kommunen skal dessuten sørge for gode ordninger for avløp og forbruksavfall, sørge for tilstrekkelig beredskap mot akutt forurensning og legge

inn aktuelle data fra byggesaker i grunnforurensningsdatabasen slik at den holdes oppdatert.

I en del fylker uttrykker fylkesmannen årlig sine forventninger til kommunene i såkalte forventningsbrev. I noen av forventningsbrevene for 2009 fremkom det blant annet at kommuner med forurenset sjøbunn skal utarbeide, vedta og gjennomføre plan for opprydning i forurenset sjøbunn i havneområder og tilgrensende sjøområder og at kommunene skal bidra til kartlegging og tiltak for begrensning av miljøgifter i avløpsvann og slam, herunder kildesporing[1].

Utover de oppgaver og plikter kommunene er gitt direkte i lov, etter forskrift eller etter delegering fra Miljøverndepartementet, har de plikter på lik linje med andre eiere eller drivere av forurensende virksomhet. Dette gjelder eksempelvis der kommunen er eier av avfallsdeponier, avfallsforbrenningsanlegg eller renseanlegg for avløpsvann.

6.4 Samarbeid på tvers

Etablering av forpliktende og formaliserte samarbeid og felles prosjekter mellom helse-, miljø- og/eller arbeidsmiljømyndighetene og andre sektormyndigheter vil bidra til at man både utnytter spesialkompetanse på kjemikalieområdet og bransjekunnskapen som besittes av sektormyndighetene. Direktoratet for forvaltning og IKT utførte i 2001 en undersøkelse av organiseringen av oppgaver som utføres i departementenes underliggende etater for å redusere helse- og miljøfare ved kjemikalier. Blant de viktigste anbefalingene var å styrke samarbeidet og samhandlingen mellom ulike departementer, etater og kunnskapsorganisasjoner[2].

For å bedre samhandlingen og slagkraftigheten på kjemikalieområdet er det etablert ulike samarbeidsordninger mellom ulike departementer og etater. Det er etablert et samarbeidsforum for kjemikaliesaker mellom Miljøverndepartementet, Arbeidsdepartementet, Helse- og omsorgsdepartementet, Landbruks- og matdepartementet, samt tilhørende etater, der overordnede spørsmål knyttet til kjemikaliekontroll kan være tema. For å sikre en helhetlig tilnærming og lik praksis hva gjelder reaksjoner på lovbrudd er det etablert en felles tilsynsgruppe mellom Klima- og forurensningsdirektoratet, Direktoratet for arbeidstilsynet, Direktoratet for sikkerhet og beredskap og Petroleumstilsynet. Helsetilsynet og Mattilsynet deltar også regelmessig i tilsynsgruppen.

RAPEX-nettverket er et myndighetsnettverk for markedstilsyn med produkter. Nettverket skal ivareta behovet for hurtig informasjonsutveksling om farlige og potensielt farlige produkter i Europa. RAPEX-nettverket har deltakere fra Direktoratet for Samfunnssikkerhet og Beredskap, Direktoratet for arbeidstilsynet, Statens bygningstekniske etat, Mattilsynet, Sjøfartsdirektoratet, Klima- og forurensningsdirektoratet, Statens Strålevern, Vegdirektoratet og Politidirektoratet. Direktoratet for Samfunnssikkerhet og Beredskap er nasjonal kontaktmyndighet og har ansvar for informasjon til og fra EU-kommisjonen og ESA innenfor de fagområder som systemet dekker.

6.5 Tilsyn, kontroll og oppfølging av regelverksbrudd

Tilsyn, kontroll og reaksjoner ved brudd på lover og forskrifter er virkemidler det offentlige benytter for at myndighetskrav skal overholdes. Tilsynet er vanligvis risikobasert, det vil si at virksomheter der det er høy risiko for helse- og/eller miljøskade kontrolleres oftest. Dersom det avdekkes brudd på reglene kan myndighetene iverksette straffereaksjoner som bøter/tvangsmulkt eller ved de mest alvorlige overtredelsene politianmeldelse eller pålegg om omsetnings- eller produksjonsstans. Tilsyn på kjemikalieområdet utføres av ulike direktorater, fylkesmenn og kommuner.

I følge Direktoratet for forvaltning og IKT kan det synes som det generelt er høy terskel for, og lav forekomst av, politianmeldelser. I saker der tvangsmulkt er aktuelt, stopper saken gjerne ved varsel om tvangsmulkt[1]. For eksempel gjennomførte Klima- og forurensningsdirektoratet og fylkesmannen 1400 miljøtilsyn i 2009. Det ble gitt 470 varsler om tvangsmulkt hvorav 11 tvangsmulkter ble inndrevet. Klima- og forurensningsdirektoratet anmeldte åtte virksomheter til politiet for overtredelse på forurensningsloven. Fylkesmennene anmeldte fire virksomheter i 2009[3].

Myndighetene har de siste årene økt tilsynsomfanget. Antall årsverk til tilsyn i Klima- og forurensningsdirektoratet og Fylkesmannens miljøvernavdelinger tilnærmet doblet fra 2002 til 2006. Av tilsynsressursene ble om lag 50 prosent brukt til kjemikalie- og produktkontroll. Men til tross for økt tilsyn og kontroll oppdages jevnlig manglende overholdelse av regelverket. Små og mellomstore virksomheter, enten de er offentlige eller private, har ofte størst problemer med å overholde krav i lover og forskrifter[1]. Dette kan ha sammenheng med at en del slike virksomheter i liten grad har egne ansatte til administrasjon eller til å ivareta HMS-oppgaver.

Boks 6.1 Myndighetenes kontroll med helse- og miljøskadelige kjemikalier

I 2001/2002 foretok Riksrevisjonen en undersøkelse av myndighetenes kontroll med helse- og miljøfarlige kjemikalier. Her ble det blant annet påpekt at tilsynsetatene i for liten grad anmeldte selv alvorlige brudd på kjemikalieregelverket til politiet. Dette medførte at de allmennpreventive virkningene av tilsynsaktivitetene på kjemikalieområdet ikke var tilfredsstillende. I tilknytning til tilsyn med yrkesmessig bruk av kjemikalier het det at for høy terskel for anmeldelse ved regelbrudd er med på å svekke regelverkets betydning i arbeidet med å redusere risiko for helseskader ved bruk av kjemikalier i arbeidslivet[4].

Ved behandling av saken i Stortingets kontroll- og konstitusjonskomité uttalte komiteen at kontroll med helse- og miljøfarlige kjemikalier er avgjørende for å nå det langsiktige målet om at utslipp og bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier ikke skal føre til helseskader eller skader på naturens evne til produksjon og selvfornyelse. Videre mente komiteen at for å få mest mulig ut av ressursene som brukes, er det viktig at kontrollene rettes mot de områdene der det er størst risiko. Endelig sluttet komiteen seg til Riksrevisjonens forventning om at oppfølging av alvorlige regelbrudd ble styrket, og understreket viktigheten av at arbeidet med anmeldelser ble fulgt opp[5].

Riksrevisjonen følger opp forvaltningsrevisjoner tre år etter at sakene er behandlet av Stortinget. I 2005 merket Riksrevisjonen seg at tilsynet med kjemikalielovgivningen var styrket betraktelig og at det var blitt lagt til grunn en strengere praksis når det gjaldt sanksjoner ved regelverksbrudd. Samhandlingen mellom tilsynsetatene var også styrket[6].

Referanser kapittel 6

1. Direktoratet for forvaltning og IKT, 2010. *Gjennomgang av organiseringen av kjemikalieforvaltningen – Sammen for et giftfritt miljø?* Difi rapport 2010:6.
2. Direktoratet for forvaltning og IKT, 2001. *God Kjemi?* Statskonsult rapport 2001:01, 2001.
3. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Følger opp alle brudd på miljøkravene*. Nettside: http://www.klif.no/no/Aktuelt/Nyheter/2010/Mai-2010/Folger-opp-alle-brudd-pa-miljokravene-/?cid=35920
4. Riksrevisjonen, 2002. *Undersøkelse av myndighetenes kontroll med helse- og miljøskadelige kjemikalier*. Dokument nr. 3:9, 2001-2002.
5. Stortingets kontroll- og konstitusjonskomité, 2002. *Innstilling fra kontroll- og konstitusjonskomiteen om Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes kontroll med helse- og miljøfarlige kjemikalier*, Innstilling. nr. 21 (2002-2003).
6. Riksrevisjonen, 2005. *Riksrevisjonens oppfølging av forvaltningsrevisjoner behandlet av Stortinget*. Dokumentet nr. 3:1, 2005-2006.

Kapittel 7
Vurdering av sektorovergripende tiltak

7.1 Offentlig forvaltning

7.1.1 Betydning for utslippsmålet

Deler av offentlig forvaltning har oppgaver knyttet til utforming av nytt regelverk, tilsyn og kontroll med at regelverket følges, iverksettelse av reaksjoner dersom regelverksbrudd oppdages, samt veiledning og informasjon om regelverket. Det offentlige (staten, fylker og kommuner) kan eie eller drive virksomheter, og disse må da behandles på lik linje med andre virksomheter.

En effektiv forvaltning avhenger blant annet av klare, etterlevbare regler, tilstrekkelig kompetanse og ressurser. Det må være en sammenheng mellom forvaltningens ansvar for å utvikle og kontrollere etterlevelse av regelverket, forvaltningens myndighetsutøvelse og konsekvensene av regelverksbrudd. Dersom ikke forvaltningen ivaretar sine oppgaver på en tilfredsstillende måte vil heller ikke områdene forvaltningen er satt til å kontrollere fungere godt nok. Reaksjonene ved regelverksbrudd må ha en allmennpreventiv effekt, og være slik at det lønner seg å følge kravene i lover og forskrifter.

Pedagogiske virkemidler er relevante dersom mangel på informasjon, kompetanse og bevisstgjøring er problemet. Pedagogiske virkemidler er ikke relevant dersom det er viljen, mer enn evnen, til å etterleve regelverket som mangler. I slike tilfeller er effekten av reaksjoner ved regelverksbrudd viktigst, for eksempel økonomiske sanksjoner, inndragning av godkjennelser, politianmeldelser og straff. Særlig er fysiske kontroller og håndhevelse av det aktuelle regelverket viktig for å sikre etterlevelse.

7.1.2 Dagens kjemikalieforvaltning og behov for nye tiltak

Fylkesmennene og kommunene er tillagt et betydelig ansvar for gjennomføringen av kjemikaliepolitikken. Det er derfor viktig at det følges opp hvordan oppgavene som er delegert løses lokalt. Dette forutsetter at det er etablert tydelige kommunikasjonslinjer fra lokale og regionale forvaltningsnivåer opp til sentrale myndigheter og departementer, og motsatt.

På kommunalt nivå har Direktoratet for forvaltning og IKT beskrevet store forskjeller med hensyn til hvordan miljøgiftsarbeidet er organisert. Behovet for informasjon, veiledning og rådgivning er stort, særlig i de små kommunene, samtidig som fylkesmannen ikke greier å dekke behovet. Også kompetanse og kapasitet hos fylkesmannen er et problem, fordi miljøgiftsområdet består av et bredt spekter av sakstyper som skal dekkes av et fåtall personer[1].

Klima- og forurensningsdirektoratet, Direktoratet for naturforvaltning og fylkesmennene gjennomførte i 2008 en undersøkelse av kommunens myndighetsutøvelse på miljøområdet. Resultatene tydet på at kommunene har redusert innsatsen innen arbeidet med forurensninger og avfall både som forurensningsmyndighet og forurenser. Det ble funnet avvik på forsøplingsområdet i nesten 80 prosent av de undersøkte kommunene. Undersøkelsen viste at system for ansvarsfordeling, rapportering, tilsyn, avvikskontroll og opplæring ikke er på plass i de fleste undersøkte kommunene[2]. Endelig kan det synes som om vedlikehold av grunnforurensningsdatabasen ikke er prioritert verken hos fylkesmannen eller i kommunene, noe som gjør at databasen ikke gir et korrekt bilde[1].

Begge undersøkelsene viste at mange kommuner ikke forvalter sitt ansvar som miljømyndighet på en tilfredsstillende måte og at oppfølgingen er dårligst i små kommuner. Mange kommuner har ikke skaffet seg tilstrekkelig kompetanse eller ressurser. Dagens organisering synes ikke å føre til tilstrekkelig ansvarliggjøring av kommunene. Dette er lite tilfredsstillende da alle kommuner skal ivareta en rekke oppgaver med betydning for de nasjonale målene om et giftfritt miljø.

Dagens tilsynsvirksomhet skal være risikobasert. Det brukes i stor utstrekning tilsynskampanjer og aksjoner. Slike kampanjer og aksjoner vurderes generelt som vellykkete av tilsynene, som

også mener at bransjene er positive til denne formen for tilsyn. Antall årsverk til tilsyn og kontroll er tilnærmet doblet hos Klima- og forurensningsdirektoratet og fylkesmannens miljøvernavdelinger siden 2002. Omkring halvparten av tilsynsressursene ble brukt til kjemikalie- og produktkontroll. Informasjon utgjør en viktig del av tilsynskampanjene og aksjonene. Det er lagt mer vekt på spredning av og tilgjengelighet til god informasjon de senere årene, noe som synes blant annet gjennom opprettelse av flere nye nettsteder[1].

I følge Direktoratet for forvaltning og IKT er det et gjennomgående problem for flere tilsynsmyndigheter at små virksomheter i mindre grad enn større virksomheter følger eller har kunnskap om gjeldende regelverk. Det kan se ut som en del av tilsynsmyndighetenes svar på dette er å foreta tilpasninger i tilsynet, for eksempel ved at tilsynsbesøket i stor grad består av veiledning. Dette reiser spørsmål om rolleavklaring, tilsynsmetodikk og virkemiddelbruk overfor små virksomheter, og hvorvidt små og store virksomheter, som skal forholde seg til samme regelverk, behandles likt[1].

Varsel om tvangsmulkt anses av forvaltningen som et effektivt virkemiddel for utbedring av avvik som oppdages ved tilsyn. Det gis vanligvis romslige frister for utbedring av avvik. I saker der tvangsmulkt er aktuelt utbedres forholdene gjerne ved varsel om tvangsmulkt. Riksrevisjonens undersøkelse i 2002 viste at det skjedde omfattende brudd på kjemikalieregelverket, men at det sjelden endte i politianmeldelser. Det ble pekt på at den allmennpreventive virkningen av tilsynet ikke var tilfredsstillende[3].

I følge Direktoratet for forvaltning og IKT kan det ikke konkluderes med at man har en tilfredsstillende allmennpreventiv effekt av reaksjoner etter tilsyn[1]. For eksempel er omfanget av politianmeldelser fremdeles lavt. Økokrims statistikk over inntak av saker, etterforskningssaker og bistandssaker, fordelt på kategoriene forurensning, arbeidsmiljøkriminalitet, samt annen miljøkriminalitet, viser ingen klar tendens opp eller ned i perioden 2004–2008.

7.1.3 Aktuelle nye tiltak

Miljøgiftsutvalget har vurdert to tiltak rettet mot offentlig forvaltning:

- Styrket oppfølging av miljøgiftsområdet på kommunalt nivå.
- Felles praksis for tilsyn og sterkere reaksjoner.

7.1.4 Styrket oppfølging av miljøgiftsområdet på kommunalt nivå

Utvalget mener det er viktig at kommunene bygger opp, og opprettholder, et kompetansemiljø på miljøgiftsproblematikk. Målet må være å ha et tilstrekkelig robust kompetansemiljø til at kommunene fullt ut kan ivareta sitt ansvar i henhold til aktuelt lovverk. Det er viktig å ha et virkemiddelapparat overfor kommuneforvaltningen som sikrer at oppgavene blir utført.

Det må være god kommunikasjon og klare ansvarsforhold mellom sentrale myndigheter, fylker og kommuner. Måloppnåelse for kommunenes delegerte oppgaver på miljøgiftsområdet må i større grad evalueres, og Fylkesmennene trenger nok ressurser til å følge opp dette. Utvalget anbefaler at Miljøverndepartementet og Kommunal- og regionaldepartementet utreder hvordan oppfølgingen av miljøgiftsområdet kan styrkes på kommunalt nivå generelt, og i små kommuner spesielt.

Som et hastetiltak bør det opprettes formaliserte samarbeidsfora mellom fylkesmannen og kommunene. Etablering av interkommunale tilsynsenheter med oppgaver knyttet til miljøgiftsområdet kan også styrke kompetansen i kommunene, og bidra til bedre og mer effektiv oppfølging av miljøgiftsområdet. Kommunerevisjonen kan benyttes til å vurdere hvorvidt kommunene ivaretar sine forvaltningsoppgaver på miljøgiftsområdet på en tilfredsstillende måte. Hvis forvaltningen ikke er tilfredsstillende må kommunenes myndighetsoppgaver når det gjelder miljøgifter reduseres og overføres til andre forvaltningsorganer.

Utvalget mener at styrket oppfølging av miljøgiftsområdet i kommunene er viktig for at utslippsmålene skal nås. Tiltaket vil føre til kommuner som er mer bevisst sin egen rolle, mer offensive i sin myndighetsutøvelse og at miljøgiftsproblematikk settes høyere på dagsorden. Det antas at tiltaket i hovedsak kan gjennomføres via organisatoriske grep.

7.1.5 Felles praksis for tilsyn og sterkere reaksjoner

Det synes å være et gjennomgående trekk for flere tilsynsmyndigheter at små virksomheter byr på særskilte utfordringer, blant annet knyttet til manglende kompetanse og etterlevelse av regelverk. Det vil derfor være hensiktsmessig å ha en felles tilnærming overfor små virksomheter.

Et mulig tiltak kan være utarbeidelse av nasjonale retningslinjer som skisserer hvordan grense-

Tabell 7.1 Noen miljøgifter der langtransport bidro vesentlig til de nasjonale utslippene i 2007[4].

	Miljøgift	Anslått årlig tilførsel	Sammenligning med nasjonale utslipp
Langtransportert forurensning	Bly	83 tonn	Omkring en fjerdedel av de nasjonale utslippene
	Dioksiner	24 g*	Omkring like mye som de nasjonale utslippene
	Kadmium	3,5 tonn	Omkring dobbelt så mye som de nasjonale utslippene
	Kvikksølv	2,4 tonn	Over dobbelt så mye som de nasjonale utslippene

* TEQ (se kapittel 4.4.2)

oppganger mellom informasjon, veiledning og rådgivning bør utøves, særlig i forhold til små virksomheter.

De nasjonale retningslinjene kan også omfatte bruk av reaksjoner som tvangsmulkt, politianmeldelse, stans i arbeid som omfatter miljøgifter og omsetningsstans i ulike saker. I dag politianmeldes de alvorligste avvikene, men statistikken over reaksjoner fra tilsynsmyndighetene viser at terskelen for å politianmelde antagelig er for høy. Enkelte myndigheter har erfaring for at i virksomheter der tilsyn viser avvik, kan det en stund etter at avviket lukkes igjen avdekkes nye brudd på regelverket[1]. Dette tilsier bruk av sterkere reaksjoner, herunder også kortere frist før tvangsmulkt inndrives. Det er særlig viktig at det reageres strengt på gjentatte avvik. Det er nødvendig at myndighetenes reaksjoner har en allmennpreventiv effekt, og at det ikke lønner seg å ta en kalkulert risiko.

7.2 Internasjonalt arbeid

7.2.1 Betydning for utslippsmålet

Mange miljøgifter er tungt nedbrytbare og kan derfor transporteres over store avstander. For en del av de aktuelle miljøgiftene fører langtransportert forurensning til større tilførsler til norsk miljø enn nasjonale utslippskilder (tabell 7.1). I tillegg til stoffene i tabell 7.1 foregår langtransport av en rekke andre miljøgifter, deriblant andre metaller, en del bromerte flammehemmere, andre perfluorerte forbindelser og klorerte stoffer som PCB og DDT.

Mange miljøgifter innføres til Norge via importerte produkter. Oppnåelse av de norske utslippsmålene er dermed til en viss grad avhengig av utenlandske produsenter og internasjonalt regelverk.

7.2.2 Eksisterende internasjonalt arbeid og behov for nye tiltak

Norge deltar i det internasjonale arbeidet for å løse det globale helse- og miljøproblemet miljøgifter representerer[5, 6]. Det er eksempler på at små land som Norge kan få gjennomslag for sine synspunkter i internasjonale prosesser, så lenge kunnskapsgrunnlaget for forslagene er godt nok og initiativene kommer til rett tid.

Norge har foreslått og utredet et forbud mot den bromerte forbindelsen penta-BDE, som nå er inkludert i Stockholm-konvensjonen. Norge har også nominert den bromerte forbindelsen HBCD for inkludering i Stockholm-konvensjonen og POP-protokollen under konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (LRTAP-konvensjonen). Norge følger opp forslagene med å gjennomføre videre konsekvensutredninger. Norge har også arbeidet aktivt for en globalt bindende avtale om å redusere bruk og utslipp av kvikksølv så langt som mulig. På UNEPs styremøte i februar 2009 var det enighet om å forhandle frem en slik avtale, med tanke på å ha konvensjonen ferdig i 2013[7].

Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig nasjonal myndighet for oppfølging og gjennomføring av EUs kjemikalieforordning (REACH). Som en del av gjennomføringen pålegges nasjonale myndigheter å delta i arbeidet med å fastsette

underliggende krav til testing og risikovurdering, samt fremskaffe, kvalitetssikre og evaluere data og iverksette tiltak for å fase ut de farligste stoffene. Norge har levert bidrag i forbindelse med klassifisering og merking av stoffer og forslag til stoffer til kandidatlisten.

Tendensen i europeisk regelverksutvikling er at direktiver i større grad erstattes av forordninger for å sikre en harmonisering i medlemsstatene[8]. Økt harmoniseringsgrad vil kunne gjøre det vanskeligere å gjennomføre nye nasjonale virkemidler mot miljøgifter. Dette taler for styrking og høyere prioritering av forvaltningens internasjonale arbeid mot kjemikaliekonvensjonene og aktuelle EØS-regler. Når tiltak først er vedtatt vil de få betydelig større virkeområde enn ensidige norske tiltak.

7.2.3 Aktuelle nye tiltak

I forbindelse med Norges internasjonale arbeid har utvalget vurdert ett konkret tiltak:

- Styrking av Norges internasjonale kjemikaliearbeid.

Det er en sammenheng mellom Norges gjennomslagskraft i internasjonale prosesser og kunnskapen om miljøgifter som fremskaffes gjennom miljøovervåking og forskning. For eksempel kan dokumentasjon av at visse miljøgifter langtransporteres gi gode argumenter for at globale restriksjoner er nødvendig. Tiltak knyttet til forskning og miljøovervåking er behandlet i kapittel 9.1 og 9.2.

7.2.4 Styrking av Norges internasjonale kjemikaliearbeid

Utvikling og gjennomføring av internasjonale kjemikaliekonvensjoner og EØS-regler kan føre til at miljøgifter fases ut i flere land samtidig. Dette er viktig for å nå målet om utfasing innen 2020 siden miljøgifter tilføres norsk natur via luft- og havstrømmer, samt via importerte produkter. Gjennomslag for internasjonal eller europeisk regulering av ulike miljøgifter, for eksempel via EUs kjemikalieforordning (REACH), Stockholm-konvensjonen eller LRTAP-konvensjonen, vil derfor ha stor effekt både nasjonalt og globalt. En fordel med internasjonale restriksjoner, fremfor europeiske reguleringer, er at dette gjør det vanskeligere bare å flytte produksjonen flyttes utenfor EØS-området. Samtidig kan europeiske reguleringer være første skritt mot globale restriksjoner.

Fremskaffing av nødvendig kunnskapsgrunnlag for å kunne foreslå internasjonale og europeiske restriksjoner mot ulike miljøgifter er en omfattende oppgave. En styrking av forvaltningens internasjonale kjemikaliearbeid vil innebære at personalressurser og utredningsmidler til slike oppgaver prioriteres.

Det er vanskelig å redusere miljøgifter i faste bearbeidede produkter gjennom nasjonale tiltak. Norge bør ta initiativ innen det europeiske samarbeidsområdet for å begrense bruken av miljøgiftige brannhemmende stoffer. Bruken av slike stoffer er økende, og mye tyder på at det er en overforsiktighet overfor brann samtidig som det er manglende kunnskap om de miljøgiftige stoffene og risiko knyttet til bruken av disse.

7.3 Kunnskap

7.3.1 Betydning for utslippsmålet

Kunnskap og informasjon om miljøgifter er viktig for å bygge opp under andre tiltak og virkemidler.

Offentlige og private virksomheter må forstå sine plikter og rettigheter og ha nok kunnskap til å følge dem opp i praksis. I tillegg er kunnskap av betydning for at virksomheter kan utvikle og ta i bruk ny teknologi, produkter og løsninger som fører til reduserte utslipp og utfasing av miljøgifter.

Kunnskap hos og veiledning til forbrukere er en forutsetning for at de skal kunne fatte beslutninger i hverdagen og aktivt velge miljømessig gode produkter (som for eksempel miljømerkede produkter) og levere inn farlig avfall.

7.3.2 Dagens kunnskapsnivå og behov for nye tiltak

En rekke rapporter kan tyde på at kunnskapsnivået om miljøgifter generelt er lavt. Dette gjelder både private og offentlige virksomheter, forvaltning og forbrukere. Inntrykket har også blitt bekreftet på Miljøgiftsutvalgets offentlige høringsmøter og i møte med interesseorganisasjoner og bedrifter, der økt allmennkunnskap om miljøgifter har blitt trukket frem som et viktig tiltak.

Erfaringer fra blant annet kontroll og tilsyn med regelverket for helse- og miljøfarlige kjemikalier viser at særlig import- og detaljhandelen til dels har manglende kunnskap om mulig innhold av helse- og miljøfarlige stoffer i produktene som importeres og omsettes. Større importører av produkter som omfattes av dagens returordninger har vanligvis god kunnskap om miljøgifter. Hos mindre importører er det sannsynligvis mer varierende kunnskaper om miljøgifter og lite fokus på substitusjon. Når det gjelder fremstilling og im-

Boks 7.1 Prosessen som kan føre frem mot internasjonale restriksjoner mot miljøgifter

Prosessen frem til et internasjonalt forbud mot en miljøgift starter gjerne med at det utarbeides en nominasjonsrapport for det aktuelle stoffet. I rapporten beskrives stoffets egenskaper. Det må også underbygges hvorfor stoffet vekker bekymring, for eksempel ved informasjon om produksjon, bruk, spredning i naturen og påviste nivåer i økosystemer og/eller mennesker.

Neste skritt mot en internasjonal regulering er at det utarbeides en global risikoprofil, med mer dybdeinformasjon. En global risikoprofil er mer omfattende enn en nominasjonsrapport og må inneholde detaljert informasjon, for eksempel:

- Data knyttet til egenskaper som giftighet, persistens og bioakkumulerbarhet.
- Påviste nivåer av stoffet globalt.
- Skadevirkninger i miljøet og/eller i mennesker.
- Ulike lands regulering av stoffet.

Det siste dokument som må utarbeides i prosessen frem mot et globalt forbud er en såkalt «Global Management Evaluation». I dette dokumentet må det blant annet gjøres rede for global bruk og produksjon av det aktuelle stoffet, mulige substitusjonsmuligheter og en vurdering av forventet effekt og kostnader ved utfasing.

Underveis i prosessen vil det være kommentarrunder på dokumentene, noe som medfører at ny informasjon må innhentes fortløpende. Vanligvis vil det ta minst fire år fra prosessen starter til en internasjonal regulering kan innføres, men det kan ofte ta lenger tid.

port av faste bearbeidede produkter er regelverket mindre utviklet og kontrollen med deg langt vanskeligere enn for kjemiske produkter, da det ikke foreligger noen deklarasjonsplikt for faste produkter. Bare unntaksvis foreligger det informasjon om eventuelt innhold av miljøgifter. Det gjør situasjonen ennå vanskeligere.

Tilsynsaksjoner i regi av Arbeidstilsynet og Klima- og forurensningsdirektoratet har også vist at pliktene etter produktkontrolloven kan være dårlig kjent hos brukere av stoffer og stoffblandinger, for eksempel i byggenæringen og i bilbransjen. Resultatene fra en tilsynsaksjon i 2010 viste at nær to av tre virksomheter i bilbransjen manglet tilstrekkelig oversikt over kjemikaliene de håndterer[9]. Tilsvarende tilsynsaksjon i byggenæringen i 2008 viste at nesten 60 prosent av virksomhetene manglet HMS-datablader for farlige kjemikalier på arbeidsplassen[10].

I en rapport fra Direktoratet for forvaltning og IKT fra 2008 fremgår det at befolkningens kunnskap om helse- og miljøfarlige stoffer bør bedres[11]. En stor del av befolkningen har behov for informasjon om mulige helse- og miljøskader og/eller om hvilke produkter som inneholder helse- og miljøfarlige stoffer. Nesten like mange har behov for informasjon om miljømerkene. For å bedre tilgangen til miljøinformasjon er det etablert et nettsted www.erdetfarlig.no. Nettstedet gir god informasjon om miljømerkede produkter, men gir ikke forbrukerrelevant informasjon om helse- og/eller miljøskadelige stoffer i konkrete produkter og produkttyper. Nettstedet er et samarbeid mellom Klima- og forurensningsdirektoratet, Mattilsynet, Stiftelsen Miljømerking, Forbrukerrådet og Grønn hverdag[12].

7.3.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert to tiltak for allmenn kunnskapsøkning om miljøgifter:

- Kunnskapsheving og teknologiutvikling i offentlige og private virksomheter.
- Kunnskapsheving i befolkningen.

Kunnskapsheving i offentlig forvaltning er behandlet i kapittel 7.1.

7.3.4 Kunnskapsheving og teknologiutvikling i offentlige og private virksomheter

Utvalget foreslår at det etableres et femårig kompetanseprogram i perioden 2012 til 2017. Hensikten vil være å øke kunnskapen om miljøgifter, å stimulere teknologiutvikling, bruk av best tilgjengelig teknologi og inngå avtaler mellom myndigheter og næringsliv om å fase ut miljøgifter.

Kompetanseprogrammet må etableres som et samarbeid mellom myndigheter og næringsliv. Programmet må omfatte virksomheter der kunnskapen om miljøgifter synes særlig svak. Dette omfatter særlig import-, engros- og detaljhandel, men også virksomheter som bruker slike kjemikalier og produkter i sin arbeidshverdag, for ek-

sempel bilbransjen og byggenæringen. Felles for disse bransjene er en stor andel små og mellomstore bedrifter der bransjeorganisasjonene vil være avgjørende for å få til en utfasing av miljøgifter. Virksomheter som fremstiller produkter der miljøgifter inngår må også omfattes av satsingen.

Kunnskapsoppbygging og -spredning er en forutsetning for at substitusjonsplikten i produktkontrolloven kan følges opp på en god måte. Kompetanseprogrammets teknologiutviklingsdel vil styrkes av at Innovasjon Norge prioriterer å stimulere virksomheter til miljøgiftssubstitusjon.

Følgende innsatsområder kan være relevante for programmet:

- Kompetansebygging om miljøgifter og aktuelle alternativer (teknologi og/eller praksis).
- Stimulere mer miljøriktige innkjøp ved utvikling og bruk av innkjøpsveiledere og/eller deltagelse i innkjøpsklubber.
- Samarbeid mellom næringsliv, myndigheter og miljømerking for å finne produktområder der utfasing av miljøgifter er mulig, og bruke denne kunnskapen til å inngå avtaler om utfasing av miljøgifter.

Etablering av et slikt program vil kreve et økonomisk og ressursmessig engasjement både fra det offentlige og det private næringsliv. Det vil være nødvendig med en reell og stor satsing dersom tiltaket skal ha den ønskede effekt.

7.3.5 Kunnskapsheving i befolkningen

Økt bevissthet om miljøgifter i så vel kjemiske som faste bearbeidede produkter er viktig for at forbrukere kan ta kunnskapsbaserte valg i dagliglivet. Press fra kunnskapsrike forbrukere kan bidra til å fase ut bruk av miljøgifter i produkter. Mange forbrukere har behov for bedre informasjon om innlevering og håndtering av avfall som kan inneholde miljøgifter, for eksempel rivingsavfall og legemiddelrester.

Utvalget foreslår at det etableres et samarbeidsorgan med formål å øke bevisstheten om miljøgifter i faste bearbeidede produkter og miljøgiftsholdig avfall hos forbrukere. Aktuelle deltakere vil være Klima- og forurensningsdirektoratet, Mattilsynet, Grønn Hverdag, Stiftelsen Miljømerking, Forbrukerrådet, miljøorganisasjoner, relevante bransjeorganisasjoner og kunnskapsinstitusjoner. Utvalget mener følgende oppgaver bør kunne være aktuelle for samarbeidsorganet:

- Samarbeid om informasjonskampanjer om gode miljøvalg i dagliglivet.
- Videreutvikling av nettsiden www.erdetfarlig.no, slik at det blir enklere for forbruker å identifisere konkrete produkter som innholder miljøgifter.
- Sikre kunnskap om innsamling av miljøgiftsholdig avfall.

Det er vanskelig å anslå den konkrete effekten av kunnskapstiltak rettet mot forbrukere. Det er likevel grunn til å anta at god allmennkunnskap om miljøgifter i samfunnet vil kunne ha en positiv effekt, for eksempel når det gjelder utfasing av miljøgifter i produkter og kosmetikk, samt innlevering av miljøgiftsholdig avfall. Etablering av et slikt samarbeidsorgan vil kreve offentlige midler, enten ved omprioriteringer eller økte bevilgninger.

7.4 Miljøgifter i arbeidsmiljøet

7.4.1 Betydning for utslippsmålet

Målet om at utslipp av miljøgifter skal stanses innen 2020 gjelder uavhengig av om utslippene fører til eksponering i arbeidsmiljøet, for befolkningen generelt eller i miljøet. Utvalget er bedt om vurdere utslippenes skadevirkninger. I den grad arbeidstakere eksponeres for miljøgiftsnivåer i sitt arbeidsmiljø som kan gi helseskade er dette bekymringsfullt og et område som bør prioriteres.

7.4.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Arbeidsgiver har ansvaret for å verne arbeidstakere mot skadelig eksponering for kjemikalier. Substitusjonsplikten er lovfestet i arbeidsmiljøloven og innebærer at det ikke skal brukes helsefarlige stoffer dersom de kan erstattes av stoffer som er mindre farlige for arbeidstakerne. Arbeidsgiver plikter også å ha et stoffkartotek i virksomheten med helse-, miljø- og sikkerhetsblader for alle kjemikalier som brukes i virksomheten.

I henhold til arbeidsmiljøloven skal arbeidsmiljøet være tilrettelagt slik at arbeidstaker er sikret mot ulykker, helseskader og særlig ubehag ved håndtering av kjemisk eller biologisk materiale. Arbeidsgiver har ansvar for å kartlegge forekomst av kjemikalier og deres iboende egenskaper, vurdere risiko for arbeidstakernes helse og sikkerhet forbundet med eksponering og sikre at tiltak gjennomføres for å forebygge eksponering for helseskadelige stoffer. Kartleggingen skal munne ut i en beskrivelse av risiko i virksomheten, med anbefaling om risikoreduserende tiltak.

På oppdrag fra Miljøgiftsutvalget har Statens arbeidsmiljøinstitutt vurdert stoffene på prioritetslisten med hensyn til bruksområder og forekomst i norsk arbeidsliv, kritiske helseeffekter ved eksponering, samt vurdering av eksponering. For følgende stoffer vurderer Statens arbeidsmiljøinstitutt at det kan finnes arbeidstakergrupper som kan utsettes for eksponering med risiko for helseeffekter[13]: PCB, PAH, mellomkjedete klorparafiner, trikloreten (TRI), tetrakloreten (PER), ftalater, Bisfenol A, dioksiner, arsen, bly, kvikksølv, kadmium, krom og nikkel.

Nanoteknologi kan føre til mer omfattende frigivelse av nanomaterialer til arbeidsmiljøet, med usikker helseeffekt. Arbeidsmiljøeksponering ved avfallshåndtering kan også bli mer omfattende i kommende år[13]. Det er gjennomført en undersøkelse for å kartlegge forekomsten av nanomaterialer i norsk arbeidsliv. Det er imidlertid kun en liten andel av antatte virksomheter som bruker nanomaterialer som har svart. Det kan også synes som om enkelte respondenter har vært selektive med hensyn til hvilke spørsmål de ønsket å svare på[14]. Det bør derfor arbeides videre med å kartlegge mulig eksponering for nanomaterialer som kan forekomme i arbeidslivet.

Siden arbeidstakere som utsettes for miljøgifter sannsynligvis er langt mer eksponert enn befolkningen i sin alminnelighet, vil det være lettere å oppdage helseskader ved eksponering i arbeidslivet enn ellers i befolkningen. Det vil derfor kunne være av betydning for tidlig å oppdage mulige helseskadelige effekter av miljøgifter å få en bedre oversikt over arbeidseksponering samtidig som de ansattes helse overvåkes.

7.4.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert ett tiltak rettet mot miljøgifter i arbeidsmiljøet, i tillegg til det generelle tiltaket om kunnskap:

- Kartlegging av miljøgiftseksponering av utsatte arbeidstakergrupper og gjennomføring av helseundersøkelser ved risiko for helseskade.

7.4.4 Kartlegging av miljøgiftseksponering av utsatte arbeidstakergrupper og gjennomføring helseundersøkelser ved risiko for helseskade

I følge Statens arbeidsmiljøinstitutts kartlegging vil enkelte arbeidstakergrupper utsettes for miljøgiftseksponering med risiko for helseeffekter. Dette kan skyldes at den aktuelle miljøgiften ikke lar seg fase ut, eller ved sekundæreksponering hvor stoffene fremkommer som forurensning eller utilsiktet frigjøring ved en bestemt arbeidsprosess. Sekundæreksponeringer kan forekomme ved oppvarming og bearbeiding av ulike behandlede overflater i støperier og smelteverk, ved sveising, termisk skjæring, termisk sprøyting, lodding eller sliping.

Sekundæreksponering for eksisterende og utfasede miljøgifter er en stor utfordring ved vedlikehold, demontering og opphugging av utfasede konstruksjoner, skip og skrapmetall innen olje og skipsindustrien. Ved sanering, resirkulering og sluttdisponering av ulike typer avfall kan det forekomme eksponering for miljøgifter i det aktuelle avfallet[13].

Rapporten fra Statens arbeidsmiljøinstitutt går i liten grad inn på hvilke konkrete arbeidstakergrupper som kan utsettes for eksponering med risiko for helseeffekter. Derfor bør det etableres et samarbeidsprosjekt mellom arbeidsgiver- og arbeidstakerorganisasjonene, Direktoratet for arbeidstilsynet, Statens arbeidsmiljøinstitutt og Klima- og forurensningsdirektoratet for å utføre en kartlegging av eventuelle arbeidstakergrupper med risiko for helseskade på grunn av miljøgiftseksponering og kartlegging av eksponeringen.

Dersom det finnes arbeidstakergrupper som har risiko for høyeksponering for miljøgifter i arbeidsmiljøet vil en mer omfattende kartlegging gi grunnlag for risikoreduserende tiltak. Tiltak for å redusere eventuell eksponering i arbeidsmiljøet som kan gi helseskader er viktig.

En kartlegging vil kunne bygge videre på Statens arbeidsmiljøinstitutts innledende studie, og antas ikke å være særlig kostnadskrevende.

Referanser kapittel 7

1. Direktoratet for forvaltning og IKT, 2010. *Gjennomgang av organiseringen av kjemikalieforvaltningen – Sammen for et giftfritt miljø?* Difi rapport 2010:6.
2. Klima- og forurensningsdirektoratet, Direktoratet for Naturforvaltning og fylkesmannsembetene, 2009. *Kommuneundersøkelsen 2008 – Oppsummeringsrapport*. Rapport oversendt Miljøverndepartementet 24. august 2009.
3. Riksrevisjonen, 2002. *Undersøkelse av myndighetenes kontroll med helse- og miljøskadelige kjemikalier*. Dokument nr. 3:9, 2001-2002.
4. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Prioriterte miljøgifter. Status i 2007 og utslippsprognoser*. KLIF rapport nr. TA-2571/2010.

5. Stortingsmelding 58 (1996–97). *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for fremtida*. Miljøverndepartementet 6. Juni 1997.
6. Stortingsmelding nr. 14 (2006-2007). *Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid*. Miljøverndepartementet 15. desember 2006.
7. Stortingsproposisjon nr. 1 (2009-2010). *Proposisjon til Stortinget – for budsjettåret 2010*. Miljøverndepartementet 25. September 2009.
8. Nordby, T. og Bakken. E., 2009. *Det EØS-rettslige handlingsrommet for nasjonal regulering av miljøgifter*. Rapport utført av Arntzen de Besche Advokatfirma AS for Miljøgiftsutvalget. Desember 2009.
9. Arbeidstilsynet, 2010. Flere mangler etter kjemikalietilsyn i bilbransjen. Nettside: http://www.arbeidstilsynet.no/nyhet.html?tid=219766
10. Arbeidstilsynet, 2008. Fortsatt store mangler på informasjon om farlige kjemikalier. Nettside: http://www.arbeidstilsynet.no/nyhet.html?tid=97681
11. Direktoratet for forvaltning og IKT, 2008. *Helse- og miljøinformasjon – Befolkningens behov for informasjon om helse- og miljøfarlige stoffer*. DIFI rapport 2008:6
12. Klima- og forurensningsdirektoratet. *Er det farlig?* Nettside: www.erdetfarlig.no
13. Johnsen, H. et al, 2010. *Miljøgifter og nanomaterialer i arbeidsmiljøet*. Rapport utført av Statens arbeidsmiljøinstitutt for Miljøgiftsutvalget. Mars 2010.
14. Direktoratet for Arbeidstilsynet, 2010. *Kartlegging av produksjon, import og bruk av nanoteknologiske produkter i Norge*. Rapport utført av: Arbeidstilsynet, LO, Norsk industri, Statens arbeidsmiljøinstitutt og Klima- og forurensningsdirektoratet.

Kapittel 8
Vurdering av sektorvise tiltak

8.1 Landbasert industri

8.1.1 Betydning for utslippsmålet

Til tross for betydelige utslippsreduksjoner de siste årene finnes det fremdeles industrivirksomheter med betydning for de nasjonale utslippene. Utslippene fra norsk metallfremstilling representerer de største industriutslippene av flere miljøgifter[1].

Fremstilling av aluminium med nye metoder har tilnærmet fjernet PAH-utslipp, men ett verk med modifisert Søderbergteknologi har fortsatt et utslipp på ca. 9 tonn til luft. Et annet verk som benytter gjenvunnet aluminium har utslipp av 0,2 gram dioksin. De høyeste enkeltutslipp fra elektrolytisk fremstilling av ikke-jernholdige metaller til vann er av bly (0,5 tonn), kadmium (0,03 tonn), kobber (1 tonn) og krom (0,5 tonn) samt KAB til luft (0,02 tonn). Ett stålverk som benytter gjenvunnet jern og stål har utslipp av 0,6 tonn bly og 0,02 tonn dioksin til luft og et annet stålverk basert på ilmenittmalm har utslipp av 0,2 tonn bly. To silisiumlegeringsverk har utslipp av henholdsvis 0,3 og 0,1 gram dioksin. En sementprodusent har vannutslipp av bly og kadmium på henholdsvis 1,6 tonn og 0,05 tonn (disse opphører i løpet av 2012). Denne bedriften har også luftutslipp av 0,01 tonn kvikksølv. En annen sementprodusent har utslipp av krom, kvikksølv og dioksin til luft på henholdsvis 0,1 tonn, 0,01 tonn og 0,3 gram dioksin (som TEQ). Dioksinet er knyttet til at denne virksomheten også tar del i arbeidet med å destruere farlig avfall.

Den kjemiske industrien har også utslipp. Ett anlegg er største industrikilde til vannutslipp av kobber (6,4 tonn) og krom (1 tonn). Et annet anlegg fremstiller plastråstoff og har et luftutslipp på 7,6 tonn av det flyktige stoffet EDC – som er et mellomprodukt i prosessen. En produsent av styrenbasert isolasjon benytter den bromerte flammehemmeren HBCD i en råvare for styrenplast som utelukkende eksporteres i uekspandert form. Denne prosessen medførte et utslipp av 0,4 kilo HBCD i 2009.

8.1.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Utslippstillatelser etter forurensningsloven setter grenser for utslipp til luft, vann og jord fra ulike typer industrivirksomhet. Utslippstillatelsene fastsettes av Klima- og forurensningsdirektoratet for større industribedrifter, eller fylkesmannen for mindre industribedrifter. For mange virksomheter fastsettes utslippsgrensene med utgangspunkt i såkalte BREF dokumenter (Best technology reference documents) som angir hva som regnes som den beste tilgjengelige renseteknologi (Best Available Techniques – BAT) i henhold til EUs IPPC-direktiv.

Forurensningsloven åpner imidlertid for at forurensningsmyndighetene kan ta i betraktning også andre fordeler og ulemper enn de rent forurensningsmessige ved fastsettelse av utslippsgsrenser[2]. Dette medfører at utslippstillatelsene til samme type virksomhet kan ha ulike grenser – også i forhold til miljøgifter.

Fra og med 1. januar 2010 ble enkelttillatelser erstattet med standardkrav i forurensningsforskriften for asfaltverk, fiskeforedlingsbedrifter, forbrenningsanlegg med rene brensler, anlegg for kjemisk/elektrolytisk overflatebehandling, anlegg for mekanisk overflatebehandling og vedlikehold av metallkonstruksjoner (inkludert skipsverft) og produksjonsbedrifter for pukk, grus, sand og singel. Forskriftskravene erstattet flere hundre enkelttillatelser. Formålet med endringen var å sikre lik behandling av bedrifter som driver samme type virksomhet. I tillegg måtte bedrifter som ikke hadde hatt konkrete utslippskrav rettet mot seg begynne å etterleve eksplisitte miljøkrav.

Slik tabell 8.1 viser finnes det fremdeles store industrielle punktkilder for utslipp av miljøgifter. Bransjeorganisasjonen Norsk Industri utarbeider en plan for fremtidige utslippsreduksjoner for prosessindustribedrifter som er identifisert av Klima-

Tabell 8.1 Oversikt over industrielle utslipp, tonn/år (2009)*[1].

Stoff/Stoffgruppe	Antall kilder	Største industrielle enkeltkilde	Industriutslipp til luft og vann (summert)
Arsen (uorganisk)	55	0,13 (luft) 0,11 (vann)	0,68
Bly	78	0,6 (luft) 0,5 (vann)	4,50
Kadmium	61	0,03 (vann)	0,44
Kobber	106	6,4 (vann) 0,1 (luft)	10,6
Krom	82	0,1 (luft) 1,04 (vann)	2,64
Kvikksølv	51	0,02 (luft)	0,096
PAH (inkludert naftalen)	22	9 (luft)	18,53
EDC	1	7,6 (luft)	7,6
Dioksiner (g/år)	19	0,3 g (luft)	1,25 g
KAB	1	0,02 (vann)	0,02
HBCD	1	0, 4 kg (vann)	0,4 kg

* Utslipp fra avfallsvirksomheter, varmesentraler og nedlagte gruver inngår ikke.

og forurensningsdirektoratet. Det er ventet at planen vil tjene som et underlag for fremtidige utslippstillatelser til de berørte industribedriftene. Planen skal være ferdig i løpet av 2010. Norsk Industri har også igangsatt kartlegging av utslipp av miljøgifter fra verft, samt vurderer teknikker for oppsamling og behandling av vaskevann. Hensikten er å kunne utarbeide en veileder for praktisk etterlevelse av de nye kravene til skipsverft i forurensningsforskriften.

8.1.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert tre tiltak for å redusere utslippene fra landbasert industri:

- Prosessforbedringer i norsk industri.
- Oppgradering av skipsverft.
- Destruksjon med ressursutnyttelse av miljøgiftsholdig avfall.

8.1.4 Prosessforbedringer i norsk industri

Prosessforbedringer ved norske industribedrifter har ført til store utslippsreduksjoner de siste tiårene. Det er ikke realistisk å stanse alle utslippene av miljøgifter innen 2020, da dette i realiteten ville bety blant annet en avvikling av deler av norsk industri. Ytterligere prosessforbedringer ved de store punktkildene vil imidlertid være nødvendige for at utslippsmålet kan nås. Prosessforbedringer innebærer utvikling av ny renseteknologi, prosessendringer som følge av ny teknologi, driftsoptimalisering og valg av råvarer som gir lavere og tilnærmet null utslipp.

I første rekke vil nye prosessforbedringer ha betydning for de nasjonale utslippene av metaller, dioksiner og PAH (tabell 8.1). Det er viktig at myndighetene og næringslivet prioriterer prosessforbedringer hos virksomheter med utslipp til vannmiljø med liten grad av vannutskifting, for eksempel i fjorder, siden miljøgiftene lettere vil akkumuleres i sedimentene ved slike lokaliteter.

De økonomiske og administrative kostnadene som følger av utslippsreduksjoner ved enkeltbedrifter er blant annet avhengig av produksjonstekniske forhold, hvorvidt ny renseteknologi er kommersielt tilgjengelig og installasjonskostnader. Generelt vil industriens evne til å bære nye krav kunne henge sammen med at det gis tidsfrister som gjør det mulig å imøtekomme dem ved fremtidige utvidelser og/eller prosessendringer. Evnen til å finansiere utslippsreduserende tiltak kan variere kraftig mellom ulike virksomheter. Norsk industris plan for fremtidige utslippsreduksjoner

vil gi grunnlag for en bedre vurdering av tiltakenes effekt i forhold til økonomiske kostnader. Konsesjonsregulering har vært det viktigste enkeltvirkemiddelet for norsk industri og hovedårsaken til at man har oppnådd store utslippsreduksjoner for en rekke miljøgifter. I tillegg er både avgifter og frivillige avtaler benyttet. Utvalget bemerker at det er en forutsetning for at generasjonsmålet skal kunne nås at det ikke gis tillatelse til nye miljøgiftutslipp som utgjør en alvorlig trussel for helse og/eller miljø.

8.1.5 Oppgradering av verft

Reparasjon og vedlikehold av skip gir utslipp av miljøgifter mange steder langs norskekysten. Undersøkelser av havner og sedimenter rundt verft i Norge har vist at det er både historiske og aktive kilder til utslipp av ulike miljøgifter[3, 4]. Håndtering av gammel skipsmaling er et problem da denne kan inneholde PCB, klorparafiner, metaller og tinnorganiske stoffer (TBT) i relativt høye konsentrasjoner[5]. Spyling og sandblåsing på verftene vil kunne føre til utslipp av disse miljøgiftene. I tillegg må anlegget ha et effektivt oppsamlingssystem og eget renseanlegg for kontaminert vann, inklusive overflatevann. Det kan også være behov for opprydning i strandkantfyllinger ved verft langs kysten.

Det er nylig innført skjerpet regelverk for utslipp fra verftsindustrien. Den praktiske håndteringen av regelverket må innebære at prosessvann fra verftene samles opp eller renses, slik at utslipp av miljøgifter stanses. Det vil også være behov for tilsynsaksjoner for å kontrollere at regelverket overholdes. I en tilsynsaksjon i 2006 ble det avdekket brudd på regelverket ved 80 av 84 kontrollerte skipsverft, offshoreverft og mekaniske verksteder[6]. Det er i ettertid utarbeidet en egen forskrift for å imøtegå problemet.

8.1.6 Destruksjon med ressursutnyttelse av miljøgiftsholdig avfall

Bruk av avfallsressurser kan erstatte fossilt brensel i tilvirkningsprosesser samtidig som miljøgiftene destrueres. Norcems to sementfabrikker i Brevik og Kjøpsvik er blant de ledende i verden på å erstatte tradisjonelle, fossilt brensel med alternative avfallsbasert brensel. I 2007 ble det benyttet ca. 45 000 tonn farlig avfall i produksjonen, blant annet bildekk, impregnert trevirke og spillolje som brensel i sementproduksjonen, noe som erstatter ca. 25 000 tonn kull[7]. Miljøgifter i avfallet destrueres i tilvirkningsprosessen, bindes i sementklinken eller renses i røykgassen.

Et annet eksempel på destruksjon med ressursutnyttelse finnes hos Solør Bioenergi AS, som utnytter impregnert trevirke til energiproduksjon. Impregnert trevirke er miljøgiftsholdig avfall som kun kan brennes i godkjente spesialanlegg med omfattende rensesystemer. Asken fra forbrenningen er giftig og må leveres til spesialdeponi. Bedriften mottar i underkant av 30 000 tonn impregnert trevirke i året og har en produksjonskapasitet på over 50 GWh prosessdamp og elektrisitet[8].

Andre industribedrifter har også gjennomført forsøk med bruk av miljøgiftsholdig avfall i tilvirkingsprosessen. I 2007 ble det gjort forsøk med bruk av kreosotimpregnert trevirke som brensel og reduksjonsmiddel på én av ferrosilisiumovnene til Finnfjord AS. Kreosotvirke ble valgt ut fordi det inneholder stoffer som allerede inngår i prosessen. Ut fra målinger, analyser og beregninger som ble gjort var det ingen forhold som tilsa at bruk av kreosotholdig treflis i mengdene som ble benyttet ga økte utslipp av PAH eller metaller i forhold til bruk av ordinære råvarer som kull og koks. Konsentrasjonene av metaller i avgassen etter rensing var også lavere enn kravene for et ordinært avfallsforbrenningsanlegg[9].

Dette er gode eksempler på at norsk industri kan bidra til å utnytte avfallsressurser, samtidig som miljøgiftene i avfallet renses eller destrueres. Det bør kartlegges om avfallsfraksjoner med innhold av miljøgifter kan utnyttes og destrueres i flere norske industrivirksomheter. Tiltaket kan bidra til å skape en etterspørsel etter miljøgiftsholdig avfall som råvare og samtidig sikre en kontrollert sluttbehandling som forhindrer utslipp av miljøgiftene. For å få til en kontrollert sluttbehandling må det sikres en kostnadsfordeling som gjør at bedrifter som utnytter avfallet ikke får en netto økte kostnader.

8.2 Petroleumsvirksomheten

8.2.1 Betydning for utslippsmålet

Det største miljøgiftsproblemet på norsk sokkel antas nå å være utslipp av produsert vann, det vil si vann som følger med olje eller gass opp fra reservoaret. Med vannet følger stoffer som finnes naturlig i reservoarene og kjemikalier som er tilsatt i produksjonsprosessen. Produsert vann inneholder blant annet PAH og varierende mengder olje, metaller, organiske stoffer som alkylfenoler og BTEX (benzen, toluen, etylbenzen og xylen)

samt andre stoffer i relativt høye konsentrasjoner, slik som organiske syrer.

8.2.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Operatørene på sokkelen må søke om utslippstillatelse fra Klima- og forurensningsdirektoratet. Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten (rammeforskriften) stiller krav til at skade eller fare for skade på ytre miljø skal forhindres eller begrenses i tråd med miljølovgivingen. Det stilles krav til bruk av beste tekniske, operasjonelle eller organisatoriske løsninger, at føre var-prinsippet skal følges og at operatørene har en generell substitusjonsplikt når det gjelder faktorer som kan volde skade eller ulempe for miljøet.

I utslippstillatelsene fra Klima- og forurensningsdirektoratet fremgår total mengde stoff innenfor ulike kategorier som tillates sluppet ut eller tillates brukt, men ikke sluppet ut, innen hvert bruksområde (boks 8.1). Operatørene på norsk sokkel har ansvar for å sikre at kjemikalier som brukes eller slippes ut er testet med hensyn til stoffenes iboende økotoksikologiske egenskaper.

Stortinget har vedtatt mål om null miljøskadelige utslipp til sjø fra olje- og gassvirksomheten. Kjemikalier i sort og rød kategori er prioritert for utfasing på grunn av iboende miljøfarlige egenskaper. Det gis kun tillatelse til utslipp av kjemikalier i rød og sort kategori dersom det foreligger tungtveiende tekniske og sikkerhetsmessige hensyn. Fra 1997 til 2008 har utslippene av kjemikalier i sort kategori blitt redusert fra 228 tonn til to tonn. Utslippene av kjemikalier i rød kategori er redusert fra 3933 tonn til 15 tonn i samme periode[10]. Utslipp av kjemikalier i gul og grønn kategori tillates vanligvis i det omfanget som er nødvendig for gjennomføring av planlagt aktivitet. Utslippene av perfluorerte forbindelser fra tester, øvelser og hendelser med bruk av brannskum har av ukjent grunn ikke vært inkludert i bransjens utslippsstatistikk. Utslippene har vært betydelige og er ikke stoppet[11].

Det foregår i dag rensing av produsert vann før det slippes ut til sjø. Renseteknologien fjerner først og fremst dispergert olje. For de stoffene som er løst opp i vannet, for eksempel metaller, karboksylsyrer, lavmolekylære aromatiske forbindelser, fenoler og alkylfenoler, fungerer ikke dagens renseteknologi. Den maksimale konsentrasjonen i utslipp tillatt av Klima- og forurensningsdirektoratet er på 30 milligram dispergert olje per liter vann. Gjennomsnittlig konsentrasjon i 2008 var på 9,5 mg/liter. Total oljemengde som ble sluppet ut var omkring 1 400 tonn[10].

Reinjeksjon innebærer at produsert vann pumpes tilbake til det olje-/gassproduserende reservoaret for trykkstøtte til produksjonen. Det produserte vannet kan da erstatte annet vann som ellers ville ha blitt injisert, vanligvis sjøvann. Med injek-

Boks 8.1 Kriterier for fargekoding av kjemikalier i olje- og gassvirksomheten

Sort kategori omfatter stoffer som inngår i følgende lister:
- Prioritetslisten fra St.meld. nr. 21 (2004-2005).
- OSPAR List of Chemicals for Priority Action, jf. OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances.

I tillegg skal stoffer med følgende økotoksikologiske egenskaper klassifiseres som sorte:
- Stoffer som har både biodegradering BOD_{28} < 20 % og bioakkumuleringspotensial log P_{ow} > 5
- Stoffer som har både biodegradering BOD_{28} < 20 % og er giftig (LC_{50} eller $EC_{50} \leq 10$mg/l)
- Stoffer som er arvestoffskadelige eller reproduksjonsskadelige.

Rød kategori omfatter stoffer med følgende økotoksikologiske egenskaper:
- Uorganiske stoffer som er meget giftige (EC_{50} eller $LC_{50} \leq 1$ mg/l)
- Organiske stoffer med biologisk nedbrytbarhet BOD_{28} < 20%
- Organiske stoffer eller stoffblandinger som møter to av tre av de følgende kriterier:
  - Biologisk nedbrytbarhet, BOD_{28} < 60 %
  - Bioakkumuleringspotensial, log $P_{ow} \geq 3$ og molekylvekt < 700 eller
  - Akutt giftighet, EC_{50} eller $LC_{50} \leq 10$ mg/l

Gul kategori omfatter stoffer som ut fra de iboende egenskapene til stoffene ikke defineres som rød eller sort, og som ikke er oppført på OSPARs PLONOR-liste.

Grønn kategori omfatter stoffer på OSPARs PLONOR-liste, og antas ikke å ha miljøeffekt av betydning.

sjon av produsert vann menes at vannet deponeres i annet reservoar enn det olje / gassproduserende reservoaret. I 2008 ble det reinjisert eller injisert om lag 30 millioner tonn produsent vann, det vil si 14 prosent av den totale vannproduksjonen.

Rensing, injisering eller reinjisering har ført til utslippsreduksjoner av olje per enhet produsert vann. Likevel forventes de totale utslippene av produsert vann å øke frem mot 2012-2014, fordi andelen vann i forhold til olje og gass øker når feltene blir eldre. Etter dette forventes utslippene å gradvis reduseres frem mot 2030[12]. I 2008 utgjorde utslippene av produsert vann til sjø ca. 149 millioner tonn[10]. Prognosen for utslipp av produsert vann til sjø i 2013 er på ca. 175 millioner tonn[12].

8.2.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert ett tiltak for å redusere utslippene fra petroleumsvirksomheten:

- Injisering, reinjisering og rensing av produsert vann.

8.2.4 Injisering, reinjisering og rensing av produsert vann

Ved å injisere eller reinjisere en større andel av produsert vann vil petroleumsvirksomhetens utslipp til sjø reduseres. Utvikling og bruk av bedre renseteknologi vil redusere utslipp til sjø av dispergert olje og PAH. Det kan være tekniske og praktiske utfordringer knyttet til særlig injeksjon, men også reinjeksjon, av produsert vann. Årsaker til at injisering eller reinjisering ikke er gjennomført kan være for eksempel reservoarproblemer, manglende kapasitet i reservoaret, manglende tilgang til kraft eller lav beregnet effekt av tiltaket sammenlignet med kostnadene[12].

I 2008 rapporterte Oljeindustriens landsforening om utslipp til sjø av blant annet 48 tonn PAH, herunder 45 tonn naftalen. I tillegg ble det sluppet ut blant annet 1 800 tonn BTEX (benzen, etylbenzen, toluen og xylen), 325 tonn alkylfenoler (C1-C3) og over 30000 tonn organiske syrer[10]. På grunn av de store volumene produsert vann som slippes ut kan også stoffer som ellers ikke ville ha vært vurdert som miljøskadelige gi grunn til bekymring om skadevirkninger i miljøet. Studier viser at miljøgifter i produsert vann har potensial til å gi skadevirkninger i miljøet[13, 14, 15].

Oljedirektoratet, Statens strålevern og Klima- og forurensningsdirektoratet har anslått kostnadene knyttet til injeksjon og reinjeksjon av produsert vann på sokkelen. Kostnadene for injeksjon eller reinjeksjon ved de ulike feltene varierer. Gullfaks, Statfjord og Troll B og C er feltene som har de største utslippene av produsert vann og dispergert olje[12].

Forurensningsmyndigheten kan, med hjemmel i forurensningsloven, pålegge operatørene på sokkelen å injisere, reinjisere eller rense produsert vann. Et generelt pålegg om injisering eller reinjisering av produsert vann på sokkelen vil gi store kostnader for operatørene, og kan få uheldige fordelingseffekter på grunn av store variasjoner i tekniske muligheter og kostnader på de ulike feltene. Avgifter på utslipp av produsert vann eller bruk av frivillige avtaler mellom staten og operatørene på sokkelen kan være alternative virkemidler for gjennomføring av tiltaket.

8.3 Miljøgifter i kjemiske og faste bearbeidede produkter

8.3.1 Betydning for utslippsmålet

For en rekke miljøgifter er kjemiske og faste bearbeidede produkter den største utslippskilden. Miljøgiftene kan frigjøres under bruk eller ved avfallshåndtering, noe som kan føre til eksponering for miljø og mennesker. Basert på stoffgjennomgangen i kapittel 4 har utvalget valgt ut noen produktgrupper som bør prioriteres i arbeidet med å stanse produktrelaterte miljøgiftsutslipp og det har blitt skilt på faste bearbeidede produkter og kjemikalier (tabell 8.2 og 8.3). Tabellene skiller ikke mellom forbrukerprodukter og produkter rettet inn mot det profesjonelle markedet. Kosmetikk og medisinsk utstyr er ikke inkludert i tabellene, men behandles i kapittel 8.4 og 8.5.

8.3.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Produktkontrolloven hjemler substitusjonsplikten, som innebærer at helse- og miljøfarlige kjemikalier skal erstattes med mindre farlige alternativer dersom det kan skje uten urimelig kostnad eller ulempe. Loven pålegger virksomheter å vise aktsomhet og treffe rimelige tiltak for å forebygge og begrense helse- og/eller miljørisiko (aktsomhetsplikt). En forutsetning for å vurdere nødvendige tiltak, er at man har kunnskap om produktet eventuelt kan gi helse- og/eller miljøskade (kunnskapsplikt).

Formålet med produktforskriften er å forebygge at skadelige stoffer eller stoffblandinger skal medføre helse- og/eller miljøskade. Produktforskriften hjemler forbud mot produksjon, import

Tabell 8.2 Produktgrupper med faste bearbeidede produkter som kan inneholde miljøgifter.

Produktgruppe	Hovedrelevans for miljøgiftsområdet
Ammunisjon	Ammunisjon som brukes i Forsvaret kan inneholde bly, og i noen grad arsen
Batterier*	Elektroverktøy kan inneholde nikkel/kadmium batterier Større batterier og akkumulatorer inneholder bly
Byggevarer*	Cellegummi, til isolasjon rundt rør, og polyetylenmatter, til bruk i tunneler, kan inneholde bromerte flammehemmere Tettematerialer (fugemasse, fugeskum), kan inneholde blant annet mellomkjedete klorparafiner, ftalater og siloksaner Fugefrie gulv kan inneholde rester av bisfenol A monomer PVC-basert gulvbelegg kan inneholde ftalater PVC-plast og polyuretan kan inneholde fosfororganiske flammehemmere
Elektronikk*	Kretskort og kabler kan inneholde bromerte flammehemmere og ulike metaller Plasteksteriør kan inneholde stoffene omtalt under plastprodukter Sparepærer inneholder kvikksølv
Plastprodukter*	Ulike plastprodukter kan inneholde blant annet rester av bisfenol A-monomer, ftalater, mellomkjedete klorparafiner og varierende mengder metaller
Tekstiler, tepper, møbler osv.*	Fosfororganiske stoffer kan brukes som flammehemmer i for eksempel skumgummi, stoppede møbler osv. Importerte tekstiler kan inneholde nonylfenoler eller oktylfenoler
Transportmidler	Kretskort og kabler og tekstiler kan inneholde bromerte flammehemmere Plasteksteriør kan inneholde stoffene under plastprodukter

* Det er utviklet krav for å kunne merke produkter med offisielle miljømerker innenfor denne kategorien.

og omsetning av en rekke miljøgifter, samt produkter som inneholder miljøgiftene. Som regel er forbudene generelle, men det kan forekomme spesifiserte unntak for enkelte produktgrupper, bruksområder eller sektorer. Slike unntak kan gjelde for produktgrupper som medisinsk utstyr eller belysningsprodukter som sparepærer, bruksområder som brannhemming eller overflatebehandling, eller sektorer som forsvaret. Som følge av økt harmonisert regulering i EU, vil Norge for fremtiden i langt mindre grad kunne innføre ensidige reguleringer etter denne forskriften,

REACH (Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals) er EUs kjemikalieforordning og innebærer at produsenter og importører av kjemikalier må registrere alle kjemiske stoffer og stoffer i stoffblandinger til det europeiske kjemikaliebyrået (ECHA) når stoffene foreligger i mengder større eller lik ett tonn per år per produsent eller importør. Ved registrering skal det gis opplysninger om stoffets effekter, klassifisering og merking, sikkerhetstiltak ved bruk, tilknyttede risikoer og forslag til ytterligere testing. De farligste stoffene og stoffene som produseres eller importeres i størst mengder skal registreres først. For stoffer i faste bearbeidede produkter, som ikke er tiltenkt å frigjøres under normal bruk, gjelder ikke kravene til registrering. Men bruk av stoffet skal meldes til ECHA, som kan pålegge full registreringsplikt dersom bruken ansees å utgjøre en risiko for helse og/eller miljø, dersom stoffet forekommer over en gitt prosentandel, basert på gjenstandens totalvekt.

For å sikre kvaliteten på data og risikovurderinger, vurdere behov for ytterligere data, for eksempel ytterligere testing, informasjon om eksponeringsforhold og eventuelt behov for oppfølging og tiltak skal ECHA, sammen med nasjonale myn-

Tabell 8.3 Produktgrupper med kjemiske produkter som kan inneholde miljøgifter.

Produktgruppe	Hovedrelevans for miljøgiftsområdet
Brannskum	Klasse B brannskum kan inneholde perfluorerte stoffer
Vaske- og vedlikeholdsprodukter*	Rengjøringsmidler kan inneholde ulike muskforbindelser Flytende siloksaner og perfluorerte stoffer kan benyttes i polish og voks for lakkerte overflater (for eksempel bilvoks)
Smøremidler/-oljer	Motorolje, girolje og lignende kan inneholde DD-fenol, TTB-fenol, samt perfluorerte stoffer Militær parafin (såkalt JP8) kan inneholde perfluorerte stoffer (men det er ikke påvist at slike stoffer benyttes si norsk militær parafin) Mellomkjedete klorforbindelser benyttes i smøremidler ved metallbearbeiding Hydraulikk-, turbin- og kompressoroljer kan inneholde fosfororganiske flammehemmere, siloksaner og perfluorerte stoffer
Tannfyllingsmaterialer	Nye tannfyllingsmaterialer kan inneholde rester av bisfenol A-monomer
Tekstiler, tepper, møbler osv.*	Ftalater og perfluorerte stoffer benyttes til tekstilimpregnering Tetrakloreten (PER) benyttes til tekstilrensing
Treimpregneringsmidler*	Kreosot benyttes gjerne til næringsformål med ulike sikkerhetskrav Kobberholdige impregneringsmidler benyttes ofte til andre formål
Tøyskyllemidler*	Kan inneholde tensidene DSDMAC, DTDMAC og DHTDMAC

* Det er utviklet krav for å kunne merke produkter med offisielle miljømerker innenfor denne kategorien.

digheter, evaluere informasjonen i minst fem prosent av registreringsdokumentene for hvert mengdeområde. Medlemslandene kan foreslå stoffer for evaluering dersom det foreligger en mistanke om alvorlig helse- og/eller miljørisiko.

Kandidatlisten er en liste der de potensielt farligste stoffene oppføres. All bruk av disse stoffene skal meldes til ECHA. Kandidatlisten inkluderer:

- Stoffer som er kreftfremkallende, arvestoffskadelige og reproduksjonsskadelige (CMR) i kategori 1 og 2.
- Stoffer som er persistente, bioakkumulerende og toksiske (PBT) eller veldig persistente og veldig bioakkumulerende (vPvB).
- Hormonforstyrrende stoffer eller PBT/vPvB stoffer som ikke tilfredsstiller kriteriene, gir like stor grunn til bekymring med hensyn til helse og/eller miljø.

Stoffene på kandidatlisten blir vurdert med hensyn til om de skal underlegges godkjenningsordningen. Stoffer som krever godkjenning før omsetning og bruk, vil bli ført opp i forordningens vedlegg. I dag er 30 stoffer oppført på kandidatlisten. Sju stoffer behandles for tiden i EU-kommisjonen for oppføring på godkjenningslisten. Myndighetene kan også foreslå forbud mot spesifikke stoffer dersom det foreligger en uakseptabel risiko for helse eller miljø. Dette kalles restriksjon og skal utfylle godkjenningsordningen. I motsetning til godkjenningsordningen kan det også foreslås restriksjoner på stoffer i faste bearbeidede produkter som importeres fra land utenfor EØS-området.

Forskrift om klassifisering og merking av farlige kjemikalier (merkeforskriften) pålegger produsent, importør og forhandler å klassifisere og merke kjemikaliene de leverer. Kjemikaliene plasseres i ulike fareklasser avhengig av hvilken effekt de har og hvilke mengder farlige stoffer som finnes i produktene. Klassifiseringen får betydning for hvordan stoffene reguleres i annet regelverk, for eksempel i REACH-forordningen og kosmetikkdirektivet. Den norske forskriften implementerer den europeiske CLP-forordningen (Classification, Labelling and Packaging of substances and mixtures). Forordningen samsvarer med den globale anbefalingen for klassifisering og merking av

kjemikalier (GHS), som er utviklet for å skape felles kriterier for klassifisering og merking i FNs medlemsland.

Lov om offentlige anskaffelser pålegger statlige, kommunale og fylkeskommunale myndigheter og offentligrettslige organer å ta hensyn til livssykluskostnader, universell utforming og miljømessige konsekvenser ved planlegging av anskaffelser. I juni 2007 la regjeringen frem en handlingsplan for miljø- og samfunnsansvar i offentlige anskaffelser, med mål om at anskaffelser i offentlig sektor skal skje med et minimum av miljøbelastning.

Miljømerking er frivillige ordninger som viser at produkter oppfyller fastsatte miljø-, helse- og kvalitetskrav sertifisert av en uavhengig tredjepart. Det finnes to offisielle miljømerker for produkter; det nordiske Svanemerket og den europeiske Blomsten. Miljømerking forvalter disse miljømerkene i Norge. Det er utviklet krav for å kunne miljømerke en rekke produkter. Kjemikaliekravene er i hovedsak egenskapsbasert og de prioriterte miljøgiftene er derfor utelukket i miljømerkede produkter. For eksempel finnes det Svanemerket holdbart trevirke uten miljøgifter som fullgod erstatning for trykkimpregnert trevirke.

Avgifter på miljøgifter i kjemikalier håndteres av Tollvesenet som skal hindre ulovlig inn- og utførsel av varer og sørge for riktig deklarering, fastsettelse og innbetaling av toll og avgifter. Dagens system for avgiftsinnkreving er basert på selvdeklarering fra den avgiftspliktige. Generelt bør følgende kriterier være til stede for å kunne innkreve en avgift[16]:

– Avgiftsgrunnlaget må være klart. Varen må være skikkelig merket med varedeklarasjon, og det må fremgå mengdeinnhold av det enkelte stoffet som varen inneholder.
– Det er krav til stor grad av målenøyaktighet for å vite om et stoff/produkt skal avgiftsbelegges. Dette gjelder spesielt når det foreligger ulike satser per mengdeinnhold av et angitt stoff.
– Det må stilles krav til merking av produktene.

Slik det internasjonale regelverket er i dag, vil det være vanskelig å legge avgifter på faste bearbeidede produkter, da disse ikke følges av en innholdsdeklarasjon, men det vil være mulig å innføre avgifter på kjemiske produkter siden de har slik deklarasjon.

Til tross for stor oppmerksomhet de siste tiårene har det vist seg vanskelig å stanse utslippene av miljøgifter spesielt fra faste bearbeidede produkter. Dette skyldes blant annet at innføring av forbud mot ulike stoffer, både nasjonalt og internasjonalt, som regel er svært tidkrevende prosesser. Det finnes også eksempler på at miljøgifter som fases ut erstattes med nye stoffer med egenskaper som ennå ikke er like veldokumenterte og dermed vanskeligere å regulere. Endelig finnes eksempler på at aktsomhetsplikten, kunnskapsplikten og substitusjonsplikten i produktkontrolloven er svært ulikt praktisert i forskjellige næringer.

8.3.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert ett tiltak som vil bidra til å redusere utslippene fra produkter:

- Utfasing av miljøgifter i produkter.

Tiltak knyttet til internasjonalt arbeid (kapittel 7.2), kunnskapsheving (kapittel 7.3), forskning (kapittel 9.1) og miljøovervåking (kapittel 9.2) vil også være av betydning for produktområdet.

8.3.4 Utfasing av miljøgifter i produkter

Utfasing av miljøgifter i produkter vil være nødvendig for å stanse produktrelaterte utslipp. Produktgruppene i tabell 8.2 og 8.3 tilføres gjerne det norske markedet som importerte ferdigvarer, men tiltaket omfatter også norskproduserte varer, der råstoff til produksjonsprosessen importeres.

For en rekke miljøgifter vil utfasing av stoffene i produkter være det eneste tiltaket av betydning for å stanse de norske utslippene. Tiltaket vil være avgjørende for å kunne nå utslippsmålet. Skadevirkninger som følge av produktrelaterte utslipp avhenger av eksponeringsveier, virkningsmekanismer og hvem som eksponeres. Ut fra en generell vurdering av potensielle skadevirkninger bør følgende produktgrupper prioriteres i arbeidet med å fase ut bruk av miljøgifter:

– Produkter som inneholder tungt nedbrytbare stoffer som kan bioakkumuleres.
– Produktgrupper der sårbare grupper kan eksponeres direkte for den aktuelle miljøgiften, som for eksempel bisfenol A i tåteflasker og smokker.
– Produkter der miljøgiftene frigjøres under bruk slik at mennesker kan eksponeres for stoffene i inneluft, for eksempel bromerte flammehemmere i elektronikk, ftalater i gulvbelegg og mellomkjedete klorparafiner i tettematerialer.
– Produktgrupper med stort årlig omsetningsvolum og som bidrar til utslipp av flere miljøgifter, for eksempel byggevarer, elektronikk, tekstiler og plast.

Kostnadene ved å fase ut ulike miljøgifter i produkter vil avhenge av om det finnes fullverdige mer miljøvennlige alternativer kommersielt tilgjengelig. Kostnadsbildet vil derfor endres avhengig av hvilket stoff og bruksområde det er snakk om. Vista Analyse AS har utredet kostnadene ved å fase ut bruk av mellomkjedete klorparafiner, den bromerte flammehemmeren HBCD og den perfluorerte forbindelsen PFOA i produkter. Det er for eksempel anslått at inntil 75 prosent utfasing av mellomkjedete klorparafiner synes mulig til moderate kostnader, det vil si maksimalt 20 prosent kostnadsøkning[17].

Forbud med hjemmel i produktforskriften er et effektivt virkemiddel for å fase ut miljøgifter i produkter. Ulempen med forbud er at det kan være vanskelig å gjennomføre innenfor Norges internasjonale forpliktelser da særnorske forbud mot miljøgifter kan legge begrensninger på europeisk og internasjonal handel[18, 19]. Innføring av særnorske forbud vil også medføre økte kostnader knyttet til kontroll og prøvetaking av produkter ved import[17].

Avgifter kan også være effektivt i forhold til å fase ut miljøgifter i produkter. Avgiften kan legges på omsetningsleddet eller eventuelt på avfallsleddet som en gradert sluttbehandlingsavgift. En sluttbehandlingsavgift bør i så fall kun omfatte miljøfarlige stoffer i produkter som omfattes av returordninger for å forhindre en redusert grad av innsamling. EØS-lovgivningen harmoniserer ikke avgiftsnivået i de ulike landene, slik at man vil falle tilbake på primærretten[20]. En avgift på miljøgifter ved omsetning eller ved sluttbehandling må oppfylle kravene til egnethet og forholdsmessighet. Dersom en avgift legges på omsetningsleddet kan det oppstå praktiske utfordringer, da inndriving av avgiften betinger at produktene er merket og informasjon om miljøgiftsinnhold følger produktene ved import. Ved innføring av en gradert sluttbehandlingsavgift må det også avklares enkelte praktiske forhold, for eksempel knyttet til eksport av avfall til utenlandske behandlingsanlegg.

Produsenter og importører har plikt til å erstatte miljøgifter i sine produkter med mindre farlige stoffer der dette er mulig. For produktgrupper der det finnes norske produksjonsbedrifter vil bruk av frivillige avtaler mellom myndighetene og produsentene kunne være et alternativ til mer inngripende virkemidler som forbud og avgifter. Eksempler på slike bedrifter kan være norske produsenter av møbler, maling og norske treimpregneringsbedrifter. Bruk av frivillige avtaler kan også være hensiktsmessig der det er klart definerte bransjer og virksomheter som står for bruken av miljøgiftsholdige produkter. Eksempler på slike bransjer kan være:

- Brannskumleverandører, petroleumsvirksomhet og andre som benytter perfluorerte forbindelser.
- Tekstilbransjen som benytter impregnering med perfluorerte forbindelser.
- Renseribransjen som benytter tetrakloreten (PER).
- Vei- og anleggsbransjen, som benytter cellegummi (isolasjon rundt rør) og polyetylenmatter (tunnelisolasjon) med innhold av bromerte flammehemmere.
- Byggebransjen, som benytter er rekke kjemiske byggprodukt (lim, fugemasse, maling), bygningsplater, rør, gulvbelegg, isolasjon og andre materialer som kan inneholde flere av de prioriterte miljøgiftene

I tilfeller der det er utviklet krav for å miljømerke produkter vil disse kravene kunne legges til grunn ved utforming og inngåelse av avtalene. Det er for eksempel utviklet krav for miljømerking av maling, tekstiler, kjemiske byggprodukter, holdbart trevirke, batterier og renserier.

Forutsetningen for at substitusjonsplikten etter produktkontrolloven skal være effektiv, er at aktørene kjenner den og har tilstrekkelig kunnskap om alternative løsninger. En generell kunnskapsheving i de viktigste bransjene som byggebransjen og elektronikkbransjen vil derfor være avgjørende for å stanse utslippene av miljøgifter. Dette gjelder særlig hvis det kan kombineres med utvikling av kriterier for miljømerking av alternative produkter.

En annen måte å styrke substitusjon kan være å gi returselskapene i oppgave å tilbakeføre kunnskap til sine medlemmer om miljøgifter i produkter som kasseres. Gjennom miljøsanering av kasserte produkter hos avfallsbedrifter opparbeides gode kunnskaper om hvilke miljøgifter som finnes i produktene. Tilbakeføring av denne kunnskapen til produsenter og importører, vil gi disse kjennskap til spesifikke stoffer som bør kunne være gjenstand for substitusjon. Et slikt virkemiddel kan være særlig aktuelt med hensyn på returordningene for elektronikk og kjøretøy. Returselskapene kan også gis i oppgave å stimulere medlemmene til å miljømerke produktene sine.

Bruk av miljøkrav ved offentlige innkjøp kan stimulere til utfasing av miljøgifter i produkter. Det offentlige er en stor bestiller av ulike produkter, for eksempel gjennom departementer, direktorater, fylkeskommuner, kommuner, og etater som Veivesenet, Forsvaret, Forsvarsbygg og

Statsbygg. For byggenæringen er offentlig sektor så viktig at denne kundegruppens anskaffelsesstrategi påvirker hele næringen. Offentlige innkjøp av produkter uten miljøgifter vil ha stor effekt i markedet.

Husbanken er statens sentrale organ for gjennomføring av boligpolitikken og skal bidra til at det oppføres flere miljøvennlige boliger og bygninger, for eksempel gjennom kravene som stilles for tildeling av lån, tilskudd og kompetansemidler. Husbanken har vist evne til å komme i inngripen med store og små aktører i byggenæringen og har vært sterkt delaktig i å fremme oppføring av energieffektive og universelt utformede boliger, samt gi gunstige lån til Svanemerkede boliger.

8.4 Kosmetikk

8.4.1 Betydning for utslippsmålet

Mennesker eksponeres direkte for stoffer i kosmetikk ved at produktene kommer i kontakt med for eksempel kroppsoverflaten, øyne eller slimhinnene i munnhulen. Kosmetiske stoffer kan ha uønskede egenskaper, for eksempel knyttet til hormonelle effekter eller utvikling av resistens.

I hovedsak vil kosmetiske stoffer tilføres miljøet via kommunale avløp. For eksempel er utslippene av muskxylen og triklosan via kommunalt avløp anslått til henholdsvis 0,3 tonn og 1,5 tonn i 2007[21]. For de andre stoffene er ikke utvalget kjent med at det finnes utslippsestimater. Cowi AS har anslått årlig bruk av siloksaner i kosmetikk i Norge til mellom 150 og 200 tonn[22].

8.4.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Kosmetiske produkter er regulert av kosmetikkdirektivet, som harmoniserer reglene for godkjenning av kosmetiske stoffer. Direktivet inneholder en liste over stoffer som ikke kan inngå i kosmetiske produkter og en liste over stoffer som kun kan inngå under visse forutsetninger. Regulering av de ulike kosmetiske stoffene er omtalt i kapittel 4.12. Stoffer som er kreftfremkallende, mutagene eller reproduksjonsskadelige er i utgangspunktet forbudt i kosmetikk, men her kan det være unntak (avhengig av konsentrasjon).

Stoffene som er vurdert spesielt er syntetiske muskforbindelser, triklosan, sykliske siloksaner som D5 og ulike parabener.

8.4.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert ett tiltak for å stanse utslippene av miljøgifter i kosmetikk:

- Utfasing av miljøgifter i kosmetikk.

8.4.4 Utfasing av miljøgifter i kosmetikk

Den viktigste eksponeringsveien for mennesker når det gjelder helseskadelige stoffer i kosmetikk er via hud og slimhinner. Indirekte vil påføring av kosmetikk føre til at stoffene tilføres miljøet via avløpsnettet eller direkte (som for solkrem under bading). For å stanse utslippene er det derfor nødvendig å fase ut bruken av stoffene.

For triklosan og muskxylen er stoffenes skadelige egenskaper godt dokumentert, og det finnes kommersielt tilgjengelige alternativer til stoffene. For eksempel finnes tannkrem og håndsåpe uten innhold av triklosan. Istedenfor muskxylen vil andre luktstoffer kunne brukes som alternativ. De økonomiske kostnadene av å fase ut bruken av triklosan og muskxylen i kosmetikk kan derfor antas å være små. Polysykliske muskforbindelser benyttes som erstatning for muskxylen. Stoffene er påvist i miljøet, blant annet i enkelte prøver fra rev og blåskjell, men det er nødvendig med ytterligere kartlegging for å kunne fastslå omfanget av eksponeringen og eventuelle skadevirkninger. Kostnadene ved utfasing av slike polysykliske muskforbindelser er ikke kjent.

Kosmetiske produkter regnes som det største bruksområdet for siloksanforbindelsen D5 i Europa, men også andre siloksaner kan benyttes. Tidligere ble også D4 benyttet, men denne er i stor grad faset ut og erstattet med D522. Stoffenes egenskaper og eksponeringseffekter er foreløpig lite undersøkt. Kanadiske myndigheter har konkludert med at D5 kan gi akutte eller langsiktige skadevirkninger i miljøet. Kostnadene ved utfasing av D5 er ikke kjent, men det finnes tilgjengelige alternativer for enkelte bruksområder, for eksempel i solkrem.

Det er kjent at parabener kan være østrogenlignende. Det foregår prosesser, både nasjonalt og internasjonalt, for å avklare om propyl- og butylparaben trygt kan benyttes i kosmetikk. Utvalget mener at også metyl- og etylparabener bør undersøkes nærmere, særlig med tanke på eventuelle samvirkende effekter mellom ulike hormonforstyrrende stoffer.

En rekke andre stoffer i kosmetikk er påvist i miljøet. Stoffer som er forelått som miljømessig relevante er blant annet dietylftalat og cetrimonium, som er en antibakteriell forbindelse. Det er

imidlertid nødvendig med økt kunnskap om forekomst og eventuelle skadevirkninger før tiltak kan iverksettes.

Forbud med hjemmel i kosmetikkforskriften (helse) eller produktforskriften (ytre miljø) vil være effektivt for å fase ut miljøgifter i kosmetikk. Særnorske forbud kan neppe gjennomføres innenfor Norges internasjonale forpliktelser da kosmetikkdirektivet er en del av det harmoniserte regelverket for godkjenning av kosmetiske stoffer innenfor EØS-området.

Avgifter på kosmetiske stoffer med veldokumenterte helse- og/eller miljøskadelige egenskaper vil være et alternativt virkemiddel for utfasing. Da det er krav til at alle innholdsstoffer i kosmetiske produkter skal deklareres burde det være praktisk mulig å innføre en differensiert avgift etter innhold av forhåndsdefinerte stoffer. En eventuell avgift på utvalgte kosmetiske stoffer må oppfylle kravene til egnethet og forholdsmessighet for å kunne gjennomføres innenfor EØS-avtalen.

Frivillige avtaler kan være egnet i tilfeller der det finnes norske produsenter eller importører som dominerer det norske markedet og med tilstrekkelig beslutningsmyndighet med hensyn til hvilke produkter som markedsføres i Norge. Eksempler på slike produkter kan være tannkrem med innhold av triklosan eller solkrem med innhold av D5. Svanemerket stiller strenge helse- og miljøkrav til kosmetikk, og triklosan, parabener og siloksanene D4 og D5 kan ikke inngå i slike produkter. Økt tilbud av Svanemerket kosmetikk kan bidra til at miljøgifter fases ut og gjøre det enklere for forbrukere å kunne ta miljøriktige valg.

8.5 Helsesektoren

8.5.1 Betydning for utslippsmålet

Med helsesektoren menes helseinstitusjoner som sykehus og sykehjem, samt bruk av legemidler hos forbruker. Utvalget har også vurdert eksponering for stoffer i medisinsk utstyr som brukes på helseinstitusjoner. Utvalget har ikke vurdert effekter på human helse for stoffer i legemidler.

I hovedsak tilføres humane legemidler miljøet via kommunalt avløp. Den største kilden for tilførsel til avløpsnettet er via menneskekroppen, men også ubrukte legemidler kan havne i avløpsnettet. I tillegg kan legemidler tilføres miljøet via sigevann fra deponier eller fabrikkutslipp.

Det har vært antatt at østrogener i legemidler innebærer størst miljørisiko. Forekomst av andre legemidler har også blitt foreslått som miljømessig relevant. Tilstedeværelse av antibiotika i miljøet kan føre til utvikling av resistente bakterier.

8.5.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Godkjenning av legemidler er en del av det harmoniserte regelverket gjennom EØS-avtalen. Eventuell miljørisiko er med i den nytte/risiko vurderingen som gjøres ved godkjenning, men eventuell oppfølging av miljørisiko blir ikke spesifisert. Det svenske Läkemedelsverket har foreslått at ytre miljø bør telle med som vurderingskriterium, slik som for veterinærpreparater[23].

Apotekene har plikt til å ta imot ubrukte legemidler og legemiddelrester for destruksjon. Apotekene sorterer avfallet og sender det tilbake til leverandøren, som i sin tur har avtaler med destruksjons- og forbrenningsanlegg.

Det er kjent at medisinsk utstyr som brukes på helseinstitusjoner kan inneholde ftalater, for eksempel DEHP, noe som kan føre til at spesielt sårbar del av befolkningen blir eksponert.

8.5.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert fire tiltak rettet mot helsesektoren:

- Vurdering av miljørisiko fra legemidler.
- Økt innlevering av ubrukte legemidler til destruksjon.
- Reduksjon av legemiddelnivået i avløpsvann fra større helseinstitusjoner.
- Utfasing av miljøgiftsholdige stoffer i medisinsk utstyr.

I tillegg vil økt kunnskap om legemidler i miljøet være relevant for helsesektoren (kapittel 9.2).

8.5.4 Vurdering av miljørisiko fra legemidler

Utskillelse av legemidler og legemiddelrester fra menneskekroppen er en stor kilde til tilførsler av legemidler til miljøet. Det kan derfor oppstå en konflikt mellom behov for et stoff som legemiddel og effekt av det samme stoffet i miljøet. Resipienter utenfor avløpsrenseanlegg er områder der det kan forventes de høyeste nivåene av legemidler og metabolitter av legemidler.

Det er usikkerhet knyttet til mulige skadevirkninger av legemidler i miljøet. Økt kunnskap er nødvendig for å kunne underbygge eventuelt behov for utfasing av enkelte legemidler.

Godkjenningen av legemidler er harmonisert i EØS-området, og det åpnes ikke for særnorske re-

striksjoner. Aktuelle virkemidler må derfor i stor grad baseres på frivillighet. For eksempel kan nordiske myndigheter gi Nordisk miljømerking ansvaret for å utvikle miljømerkingskrav for legemidler. Dette vil føre til at lege og pasient enkelt kan finne ut hvilke preparater medfører høyest miljørisiko og velge ut fra dette såfremt det finnes alternativer. Det er viktig at Norge aktivt støtter det svenske initiativet om å endre godkjenningskriteriene for legemidler slik at miljørisiko teller med i den nytte/risikovurderingen som gjøres.

8.5.5 Økt innlevering av ubrukte legemidler til destruksjon

Legemidler kan slippes ut til miljøet ved at ubrukte legemidler og legemiddelrester slippes på kommunalt avløpsnett eller havner i restavfall. Økt innlevering av legemiddelrester til apotekkjedene for destruksjon vil derfor bidra til lavere utslipp og eksponering i miljøet. I og med at de største tilførslene av legemidler til miljøet sannsynligvis skjer ved utskillelse fra menneskekroppen vurderes dette tiltaket til å ha en forholdsvis liten effekt i forhold til de nasjonale utslippsmålene.

Det har vært iverksatt flere informasjonskampanjer for å motivere forbrukere til å levere inn ubrukte legemidler og tilrettelegge for enkle returordninger, for eksempel ved introduksjon av nye returposer. Erfaringer fra kampanjene tyder på at de fører til betydelig mer retur enn vanlig.

En arbeidsgruppe som ble nedsatt av Helse- og omsorgsdepartementet i 2008, mente at apotekene er godt egnet som arena for formidling av offentlig helserelatert informasjon. Retur av legemidler ble nevnt som mulig tema for en informasjonskampanje[24]. En slik kampanje bør gå over tid for å bidra til varig adferdsendring hos forbrukere. Kampanjen bør kunne gjennomføres uten store kostnader.

8.5.6 Reduksjon av legemiddelnivåer i avløpsvann fra større helseinstitusjoner

Bruk av legemidler ved helseinstitusjoner, som sykehus og sykehjem, medfører utslipp til miljøet via avløpsnettet[25]. På grunn av høy pasienttetthet ved slike institusjoner kan det også forventes til dels høye legemiddelnivåer i avløpsvannet. Virksomhetene omfattes av det generelle forurensningsforbudet i forurensningsloven. Det er viktig med gode rutiner for håndtering av ubrukte legemidler og legemiddelrester for å unngå ulovlige påslipp til avløpsnettet.

Påslipp av legemidler til avløpsnett fra helseinstitusjoner som følge av utskilling via menneskekroppen påvirkes ikke av gode rutiner for håndtering av legemiddelrester. For helseinstitusjoner der høy pasienttetthet fører til spesielt høye legemiddelnivåer i avløpsvannet vil oppsamling eller rensing redusere utslippene.

8.5.7 Utfasing av miljøgiftsholdige stoffer i medisinsk utstyr

Helsesektoren benytter medisinsk utstyr som dialyseposer og poser til intravenøs behandling. Slike produkter er vist å kunne inneholde PVC-plast som er myknet med ftalater, for eksempel DEHP. Utfasing av potensielt helseskadelige ftalater i medisinsk engangsutstyr vil hindre at risikogrupper som fostre, via medisinsk behandling av den gravide mor, og for tidlig- og nyfødte barn, eksponeres. Det finnes kommersielt tilgjengelig alternativer til bruk av slike stoffer i medisinsk engangsutstyr, blant annet Svanemerkede produkter[26].

Også siloksaner benyttes i medisinske produkter, som for eksempel slanger til intravenøs medisinering og blodoverføring/blodgiving. Det er ikke funnet informasjon om mengder siloksaner som brukes til slike formål[22]. Perfluorerte forbindelser kan benyttes i teflonlignende deler i medisinske applikasjoner. Bruken kan føre til at stoffene tilføres avløpsvann fra sykehus og sykehjem[27].

8.6 Avfalls- og gjenvinningsbransjen

8.6.1 Betydning for utslippsmålet

Produkter med høyt innhold av miljøgifter blir som oftest farlig avfall når produktets levetid er omme. I dag genereres det omtrent en million tonn farlig avfall i Norge hvert år, hvorav om lag 65 000 tonn gikk til ukjent behandling i 2008[28]. Farlig avfall som ikke samles inn og/eller ikke håndteres riktig fører til utslipp av miljøgifter. Elektronisk avfall, kasserte kjøretøy og bygg- og anleggsavfall er eksempler på fraksjoner som kan inneholde miljøgifter. Det er behov for nye tiltak for å samle inn de mest miljøfarlige avfallsfraksjonene (tabell 8.4).

I tillegg genereres store mengder avfall som er lavkontaminert med miljøgifter. Det er viktig med god miljøsanering og utsortering av farlig avfall for å hindre at miljøgiftsholdige komponenter blandes med restfraksjoner. Dette er blant annet relevant for gammel, påført eksteriørmaling, som kan inneholde PCB og metaller som bly. Sigevann fra deponier inneholder også miljøgifter som tilfø-

Tabell 8.4 De mest miljøfarlige avfallsfraksjonene i 2007[21].

Avfallstype	Generert (tonn)	Registrert innlevert (tonn)	Ukjent håndtert (tonn)	Andel med ukjent håndtering (%)
Kvikksølvholdig EE-avfall	15,1	8,3	5,5	36
Kvikksølvholdige lysstoffrør og sparepærer	2 199	1 027	1172	53
Plast fra EE-avfall med bromerte flammehemmere	5 379	4 354	1025	19
Renseriavfall med PER	164	27	137	84
CCA-impregnert trevirke	18 900	18 493	407	2
Kreosot-impregnert trevirke	31 115	1 662	29453	95

res miljøet direkte eller via kommunalt avløp. For øvrig viser to utredninger utført for Miljøgiftsutvalget at det er stor usikkerhet om mengdene miljøgifter som finnes i ulike avfallsfraksjoner[29, 30].

I forbindelse med avvikling av offshoreinstallasjoner vil det være nødvendig å identifisere og håndtere ulike typer farlig avfall som kan inneholde både metaller og organiske miljøgifter. Det er derfor viktig at anleggene har en utforming som sikrer at slikt avfall blir forsvarlig håndtert uten fare for avrenning eller utlekking til grunnen. I tillegg må anlegget ha et effektivt oppsamlingssystem og eget renseanlegg for kontaminert vann, inklusive overflatevann.

8.6.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Selv om prioriterte miljøgifter i større eller mindre grad fases ut innen 2020 vil produkter med lang levetid medføre at avfallsnæringen vil ha et miljøgiftsproblem også i årene fremover. Tiltak for å håndtere og uskadeliggjøre miljøgiftene er nødvendige både ved forsert utfasing og ved naturlig utfasing ved utløpt levetid.

Avfallsforskriften inneholder bestemmelser om hvilke stoffer i avfallet og mengdene av dem som gjør avfall til farlig avfall, enten basert på klassifisering og merking av stoffer i avfallet eller spesifikke grenseverdier for stoffer som bromerte flammehemmere, PCB og benzo[a]pyren. Forskriften stiller krav til miljøsanering av avfall som kan inneholde miljøgifter og krav til ulike typer avfallsbehandlingsanlegg, for eksempel deponier og forbrenningsanlegg. For forbrenningsanlegg stiller avfallsforskriften utslippskrav basert på hva som defineres som beste tilgjengelige renseteknologi (BAT) i EUs IPPC-direktiv. Det ble innført forbud mot deponering av nedbrytbart avfall fra og med 1. juli 2009.

Produsentansvar er et virkemiddel for å overføre de økonomiske forpliktelsene for å behandle avfall fra sluttbruker til produsent av produktene. Produsentansvaret utøves normalt gjennom at bransjen etablerer et returselskap som er ansvarlig for innsamling og håndtering av avfallet. Returselskapet drifter en returordning for kasserte produkter som finansieres gjennom et vederlag som betales av produsenter eller importører som er medlem i selskapet. I dag finnes returordninger for kjøretøy, elektronikk, spillolje, batterier, dekk og PCB-holdige vindusruter. Dagens returordninger fungerer godt når det gjelder å sikre innsamling og forskriftsmessig behandling av kasserte produkter[29].

Kravene til miljøsanering kan variere mellom de forskjellige produktgruppene. For eksempel er det ikke krav om å fjerne plastdeler, kabelrester, kretskort, skum og tekstiler fra kasserte kjøretøy under miljøsaneringen, til tross for at komponentene inneholder blant annet bromerte flammehemmere. Anlegg for oppmaling av metallholdig avfall fra kasserte kjøretøy eller elektronikk (shredderanlegg) er identifisert som en utslippskilde for bromerte – og fosfororganiske flammehemmere[27]. Avfallsfraksjonen fra fragmenteringsprosessen («fluff») vil også inneholde miljøgifter, men overskrider ikke grenseverdiene for farlig avfall[30]. Disponeringen av dette avfallet vil etter deponiforbudet i større grad skje gjennom forbrenning, som destruerer flammehemmerne.

Ulike returselskap innenfor tilnærmet samme produktsegment organiserer utbetaling av kostnader knyttet til miljøsanering forskjellig. RENAS, som i hovedsak samler inn næringselektronikk, betaler sine behandlingsanlegg en fast sum per kilo behandlet avfall, men betaler i tillegg dokumenterte behandlingskostnader for alt utsortert farlig avfall. Dermed straffes ikke anlegg med ekstra kostnader som følge av høy utsortering av helse- og/eller miljøfarlige komponenter, men gis incentiv til høy utsorteringsgrad.

For mange produktgrupper med innhold av miljøgifter finnes det ikke returordninger. Eksempler på slike produktgrupper er fritidsbåter, isolerglassvinduer med innhold av klorparafiner, tyngre kjøretøy og campingvogner. Fritidsbåter vil på sikt kunne utgjøre et betydelig avfallsproblem[31]. For bygg- og anleggsavfall finnes heller ingen returordninger, men plan- og bygningslovens krav til avfallsplaner og miljøsanering skal bidra til at farlig avfall sorteres ut og leveres til godkjent mottak. Bortfall av kravet om innsending og godkjenning av avfallsplaner vil svekke mulighetene for å få til en tilfredsstillende gjenvinning og avfallshåndtering. Produktforskriften hjemler forbud mot å gjenbruke CCA- eller kreosotimpregnert trevirke. Forbudet gjelder ikke omsetning og gjenbruk av trevirke som er behandlet med kreosot før 1. juli 2003.

8.6.3 Aktuelle nye tiltak

Det viktigste tiltaket for å stanse utslipp av miljøgifter fra avfallsnæringen er å hindre at miljøgiftsholdig avfall oppstår. Avfallsindustrien kan i liten grad selv styre innholdet av miljøgifter i sine råvarer. Råvarer uten innhold av miljøgifter er derfor en viktig premiss for at virksomheten kan drives på en miljøvennlig måte. Utvikling av virkemidler som regulerer miljøgiftinnhold i produkter er ett av fire delmål i Klima- og forurensningsdirektoratets strategi for farlig avfall[32]. Videre må alt farlig avfall samles inn og komponenter med innhold av miljøgifter fjernes fra restavfallet. For å gjennomføre dette er kunnskap om miljøgifter i avfallet en forutsetning.

For avfallsnæringen har utvalget vurdert følgende tiltak:

- Økt innsamling av miljøgiftsholdig avfall.
- Bedre miljøsanering av miljøgifter i avfall.
- Prosessforbedringer ved shredderanlegg.
- Rensing av miljøgifter i sigevann fra deponier.

Boks 8.2 Operasjon Duppeditt

Småelektronikk er definert av myndighetene som en prioritert avfallsfraksjon for økt innsamling og riktig behandling[32]. For å øke kunnskapen i befolkningen om miljøgifter i småelektronikk og å bidra til økt innsamling av småelektronikk etablerte Klima- og forurensningsdirektoratet, Avfall Norge og returselskapene for elektroniske produkter en felles informasjonskampanje i november 2009 (Operasjon Duppeditt).

I en oppfølgende spørreundersøkelse svarte 34 prosent av de spurte at de hadde merket seg kampanjen. Undersøkelsen viste også at andelen som kastet småelektronikk i restavfallet var redusert fra 15 til 13 prosent og andelen som stuet bort småelektronikk i skuffer og skap var redusert fra 32 til 25 prosent. Andelen som kastet småelektronikk i containere ble redusert fra 10 til 6 prosent[33].

8.6.4 Økt innsamling av miljøgiftsholdig avfall

Økt innsamling av miljøgiftsholdige avfallsfraksjoner betyr mindre miljøgifter på avveie. Etter utvalgets syn bør følgende fraksjoner prioriteres for økt innsamling:

- Bygg- og anleggsavfall, for eksempel:
  - CCA- og kreosotimpregnert trevirke.
  - Plastbasert isolasjon med innhold av bromerte flammehemmere.
  - Isolerglassvinduer med innhold av klorparafiner.
  - PCB-holdig maling og fugemasse.
  - Eksteriørmaling med høyt innhold av metaller, for eksempel bly.
  - Gulvbelegg med innhold av ftalater, som DEHP, BBP og DBP.
- Produktgrupper som ikke omfattes av eksisterende returordninger, for eksempel:
  - Fritidsbåter.
  - Tyngre kjøretøy og campingvogner.
- Andre miljøgiftsholdige avfallsfraksjoner med høy andel på avveie:
  - Kvikksølvholdige lysstoffrør og sparepærer.
  - Kvikksølvholdig elektronisk avfall.
  - Plast fra elektronisk avfall med innhold av bromerte flammehemmere.
  - PER-holdig renseriavfall (statistikken for PER-holdig avfall på avveie bør gjennomgås).

Som et eksempel på effekt vises det til at det er anslått at ca. 80-100 tonn bromerte flammehemmere ble unndratt fra kontrollert innsamling eller ikke var underlagt spesifikke krav til utsortering i 2006. Det meste stammet fra EE-avfall. Andre årsaker er at komponenter med bromerte flammehemmere ikke fjernes ved miljøsanering av kasserte kjøretøy og at plastbasert isolasjonsavfall havner i restfraksjoner fra bygg- og anleggsaktiviteter[34]. Også for andre farlig avfallsfraksjoner er store mengder på avveie (tabell 8.4).

Organisert innsamling av produktgrupper som ikke er omfattet av eksisterende returordninger vil medføre økte kostnader knyttet til etablering av en organisert innsamling, miljøsanering og sluttbehandling. Kostnadene kan reduseres ved å utnytte allerede etablert infrastruktur for innsamling. For eksempel kan innsamling av isolerglassruter med innhold av klorparafiner inngå i Rutereturs oppgaver. Campingvogner og tyngre kjøretøy kan inngå i eksisterende returordning for kasserte kjøretøy. For fritidsbåter må det vurderes ulike muligheter for organisering av innsamling, mellomlagring, miljøsanering og sluttbehandling før en returordning kan innføres.

Tiltakskostnadene vil naturlig dekkes gjennom et vederlag som betales av returselskapets medlemmer. Vederlaget vil fordeles på et stort antall forbrukere ved et lite påslag i utsalgspris for nye produkter. Dette gjør at tiltaket vil få små konsekvenser for den enkelte.

For andre fraksjoner som allerede er omfattet av returordninger eller klassifisert som farlig avfall vil systemer for innsamling allerede i større grad være på plass. For slike produktgrupper kan det antas lavere tiltakskostnader. Dette gjelder for eksempel bygg- og anleggsavfall, kasserte kjøretøy, elektronisk avfall, kvikksølvholdig elektronisk avfall, kvikksølvholdige lysstoffrør og sparepærer, impregnert trevirke og PER-holdig renseriavfall.

For avfallsfraksjoner som småelektronikk og kvikksølvholdige lysstoffrør og sparepærer vil økt innsamling avhenge av bedre avfallssortering i husholdningene kombinert med mer effektive og brukervennlige innsamlingsordninger. Både informasjonskampanjer rettet mot husholdningene og innføring av panteordninger kan bidra til at innsamlingsgraden øker. Dette blir særlig viktig fremover da det kan forventes økt bruk av kvikksølvholdige sparepærer som følge av innføring av et europeisk forbud mot glødelamper fra og med 2012.

Panteordninger for småelektronikk og kvikksølvholdige sparepærer vil kunne møte på utfordringer knyttet til grensekryssende transport. Pantebeløpet må settes så høyt at det gir forbrukere et incentiv til å levere produktene, men ikke så høyt at det gis incentiv til å transportere slikt avfall til Norge fra våre naboland. Kommunen kan bidra til økt innsamling av farlig avfall fra husholdningene ved å gjennomføre innsamlingsaksjoner og ved å øke antallet miljøstasjoner der farlig avfall kan leveres.

For bygg- og anleggsavfall vil kravene til avfallsplan og miljøsanering i rivings- og rehabiliteringsprosjekter bidra til at farlig avfall samles inn. Oppfølging av regelverket bør styrkes, for eksempel gjennom mer tilsyn, samt økt egenkontroll og kvalitetssikring. Dette gjelder også vei- og anleggssektoren som vil håndtere avfallsfraksjoner som impregnert trevirke og isolasjonsmaterialer med mulig innhold av bromerte flammehemmere. Ved riving og rehabilitering kan informasjon fra kommunen i forbindelse med byggesaksbehandlingen om hvilke fraksjoner som kan oppstå og hvor avfallet kan leveres bidra til økt innsamling.

Det er innført en refusjonsordning for levering av TRI-holdig avfall (25 kr/kg TRI). En tilsvarende refusjonsordning for levering av PER-holdig renseriavfall kan bidra til økt innsamling av slik avfall. En refusjonsordning knyttet til PER-holdig avfall kan medføre økte kostnader.

Endring av produktforskriften slik at det ikke er lov å omsette trevirke som ble impregnert med kreosot før 1. januar 2003 vil føre til at slike produkter raskere fases ut fra markedet, og dermed reduserte utslipp av PAH.

8.6.5 Bedre miljøsanering av miljøgifter i avfall

Miljøsanering, via kartlegging, separasjon og forbehandling av miljøgifter i avfall sikrer at farlig avfall tidlig skilles fra restavfallsstrømmene. Dersom restavfall lavkontamineres med miljøgifter vil dette føre til spredning av miljøgifter over tid. For eksempel vil PCB-holdig maling og fugemasse som ikke skilles fra betongavfall gjøre at betongavfallet kontamineres. Dersom lavkontaminert betong brukes til fyllmasse vil PCB kunne lekke ut til miljøet over tid.

Utredninger Miljøgiftsutvalget har fått gjennomført har pekt på behovet for bedre miljøsanering av produkter som eksempelvis kjøretøy, elektronikk og bygninger. Dette er avfallsfraksjoner som kan inneholde miljøgifter som bromerte flammehemmere, ftalater som DEHP, BBP og DBP, klorerte parafiner, bisfenol A, siloksaner, og metaller[29, 30].

For kjøretøy vil krav til bedre miljøsanering innebære at blant annet kretskort, kabler og plast som kan inneholde bromerte flammehemmere sorteres ut og skilles fra restfraksjonen. Dette er tilsvarende krav som gjelder for elektronikkavfall. Bedre miljøsanering av kasserte kjøretøy vil trolig få små konsekvenser. I 2010 er vederlaget for deltagelse i Autoreturs retursystem 250 kroner per bil, eksklusive merverdiavgift. Konsekvensene for den enkelte må antas å bli begrenset fordi kostnadene fordeles på mange aktører.

For elektronikk vil en omlegging av de økonomiske incentivene til miljøsanering kunne øke andelen farlig avfall som sorteres ut. Dette kan gjennomføres ved å innføre krav til at avfallsbehandlere tilknyttet et returselskap skal ha betaling for dokumenterte behandlingskostnader for utsortert farlig avfall. En eventuell tiltakskostnad som måtte påløpe vil måtte dekkes inn ved et påslag i medlemmenes vederlag til returselskapene. For næringselektronikk ligger vederlaget som skal dekke innsamling og behandling av kasserte produkter i gjennomsnitt på tre promille av importverdien. For forbrukerelektronikk ligger vederlagene noe høyere[29]. En økning i returselskapenes kostnader antas å få begrenset betydning for hvert enkelt forbruker.

Deponering av shredderfluff kan føre til utlekking av metaller og organiske stoffer som bromerte flammehemmere[35]. Enkelte steder deponeres fremdeles shredderfluff, etter dispensasjon gitt av fylkesmannen fra forbudet om deponering av nedbrytbart avfall. Praksisen forventes å opphøre når dispensasjonene utløper, senest desember 2012. Mulige andre aktuelle sluttbehandlingsmetoder er for eksempel innstøping i betongkonstruksjoner eller destruksjon med ressursutnyttelse (forbrenning). Det er tekniske og avgiftsmessige problemer knyttet til forbrenning av fluff som må vurderes for å legge forholdene til rette for destruksjon med energigjenvinning. Det er mulig å sortere ut metaller og organiske miljøgifter fra shredderfluff for å gjøre fraksjonen mer egnet til sluttbehandling, ved hjelp av avansert sorteringsteknologi.

Endelig er det behov for å bedre kartlegge miljøgiftsinnhold i ulike avfallsfraksjoner. Eksempler på aktuelle fraksjoner kan være maling, gulvbelegg, isolerglassvinduer, pipeløp og brannavfall. I tillegg bør mulig innhold av PCB i vei- og asfaltmaling kartlegges. Kostnadene for å gjennomføre slike prosjekter vil være små, anslagsvis mellom 100 000 til 500 000 kroner avhengig av hvilken fraksjon det er snakk om[30].

8.6.6 Prosessforbedringer ved shredderanlegg

Ved undersøkelser i 2007 ble det påvist enkelte bromerte flammehemmere i fluffen/lettfraksjonene fra fragmenteringsverk[35]. Undersøkelsen indikerte at kverning av bilvrak kan gi høyere innhold av bromerte flammehemmere enn kverning av blandet metallavfall. Bedre miljøsanering av kjøretøy kan bidra til redusert innhold av bromerte flammehemmere i avfallet, for eksempel ved demontering av elektronikk på biloppsamlingsplass.

8.6.7 Rensing av miljøgifter i sigevann fra deponier

Alle deponier produserer sigevann. Vannmengdene er normalt årstidsavhengig og vil variere med vanninnhold i avfallet som deponeres, nedbør og eventuell annen tilførsel av vann fra omgivelsene. Det er krav til at alle deponier skal ha systemer for oppsamling av sigevann og analyseprogram for dette, slik at behovet for rensing skal kunne vurderes fortløpende.

Sigevann fra deponier kan tilføres innsjøer og marint miljø direkte eller via kommunale avløpsnett. I dag slippes omtrent halvparten av sigevannet fra deponert avfall urenset til resipient. Av den andre halvparten renses det meste sammen med kommunalt avløp, mens en mindre del renses i eget anlegg[36]. Innholdet av miljøgifter i sigevann gjenspeiler bruken av de samme stoffene i produkter gjennom de siste tiårene. Dette inkluderer alt fra metaller til nye miljøgifter som bromerte flammehemmere, kort- og mellomkjedete klorparafiner og perfluorerte stoffer[37].

Biologisk rensing i luftet lagune med biodam/sedimentering eller aktivslamanlegg er den vanligste behandlingsmåten for sigevann fra deponier både i Norge og internasjonalt. Forventet renseeffekt i slike renseanlegg vil kunne være opp mot 90 prosent for kvikksølv, bly, PAH, DEHP og enkelte bromerte forbindelser til ca. 50 prosent for arsen, kadmium, nonylfenol og PCB og 30 prosent for PFOS. Mer avansert rensing, for eksempel ved bruk av omvendt osmose (membranfiltrering) vil kunne gi enda bedre resultater, det vil si over 95 prosent for de fleste stoffene[37]. Mengden miljøgifter som lekker ut via sigevann ikke er kjent. Ettersom sigevann inneholder de fleste kjente miljøgifter vurderes tiltaket som viktig for å nå utslippsmålet.

Ved samme sigevannsmengde gir bruk av luftet lagune som renseteknologi lavest kostnader. Blant de dyreste behandlingsmåtene er membran-

Tabell 8.5 Miljøgifter der utslipp via kommunale avløp eller avløpsslam bidro til de nasjonale utslippene i 2007 med 5 prosent eller mer[21].

Miljøgift	Årlig utslippsmengde (tonn)	Andel av totale nasjonale utslipp
Kadmium	0,11	6 %
Kvikksølv	0,085	8 %
DEHP	25	21 %
Nonyl- og oktylfenol	1,8	90 %
Muskxylen	0,25	100 %
Tensider*	1,1	100 %

* DTDMAC, DSDMAC, DHTMAC

filtrering. Rensekostnadene ved bruk av luftet lagune med sedimentering som rensemetode ble anslått til 8,50 kroner per kubikkmeter sigevann av Hjellnes Consult AS i 2006[37]. Dette tilsvarer en årskostnad på 255 000 kroner for et deponi på 100 dekar med en naturlig avrenning på 300 mm/år. Rensekostnadene ved bruk av membranfiltrering som rensemetode ble anslått til ca. 27 kroner per kubikkmeter sigevann. Dette utgjør en årskostnad på 810 000 kroner for et tilsvarende deponi.

8.7 Vann- og avløpssektoren

8.7.1 Betydning for utslippsmålet

Avløpsvann frakter miljøgifter fra en rekke utslippskilder ut i miljøet. Miljøgifter i avløpsvann går urenset til resipient utenfor avløpsrenseanleggene eller skilles ut partikulært og spres via bruk av slam. Avløpsvann vil inneholde legemidler, kosmetikk, metaller og forskjellige organiske miljøgifter. For noen miljøgifter bidrar utslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg og avløpsslam til en betydelig del av de nasjonale utslippene (tabell 8.5). Slam fra avløpsrenseanlegg er også vurdert til å være den største nasjonale utslippskilden for bromerte flammehemmere fra avfallssystemet[34].

8.7.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Avløpsvann inneholder miljøgifter fra en rekke kilder, som industri, helseinstitusjoner, forurenset grunn, avfallsdeponier, produkter og husholdninger[38]. På oppdrag fra Miljøgiftsutvalget har Vista Analyse AS sammenlignet kostnadene ved å rense miljøgifter i kommunale avløpsrenseanlegg med kostnadene ved å rense miljøgifter ved kilden. For noen kilder, som kvikksølvavleiringer i ledningsnettet ved tannklinikker, vil det være mest kostnadseffektivt å rense utslippene ved kilden. For andre kilder, som sigevann fra deponi, gir ikke dataene noen entydig konklusjon om hva som er mest kostnadseffektivt. Tiltakskostnadene vil avhenge av faktorer som renseteknologi, rensegrad, nivåene av farlige stoffer og om utslippene av flere stoffer kan reduseres samtidig ved den enkelte kilden[17]. I tråd med prinsippet om at forurenser skal betale mener utvalget det bør arbeides videre med å redusere tilførsel til kommunalt avløpsvann ved utslippskildene. Gjenbruk av slam som jordforbedringsmiddel er miljømessig og ressursmessig viktig, særlig med tanke på de begrensede fosfatreserver verden har.

Forurensningsmyndigheten gir utslippstillatelse og fastsetter vilkår for påslipp til avløpsnett. Forurensningsforskriften inneholder krav til at oljeholdig avløpsvann fra bensinstasjoner, vaskehaller for kjøretøy, motorverksteder, bussterminaler, verksteder og anlegg for understellbehandling med vaskeplass, smørehall, servicehall eller lignende skal passere sandfang og oljeavskiller eller lignende renseinnretning før det slippes på avløpsnettet. Oljeinnholdet i avløpsvannet skal ikke overstige 50 mg/l. Avfallsforskriften setter krav til at områder for lagring av kasserte kjøretøy skal være utstyrt med fast, ugjennomtrengelig dekke på passende areal med oppsamlingsløsning eller sandfang og oljeutskiller.

I henhold til forurensningsforskriften kan kommunen stille krav til påslipp til offentlig avløpsnett i tillegg til eventuelle utslippskrav fastsatt av statlig forurensningsmyndighet. Kommunen kan blant annet fastsette krav til innhold i, og mengde av, avløpsvann som slippes på kommunalt

Boks 8.3 Risikovurdering av avløpsslam som jordforbedringsmiddel

Vitenskapskomiteen for mattrygghet har utført en risikovurdering av avløpsslam som jordforbedringsmiddel. Vurderingen omfattet sju uorganiske stoffer (kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber og krom), organiske stoffer (ftalater, oktylfenoler- og oktylfenoletoksylater, nonylfenoler og nonylfenoletoksylater, linære alkylbenzensulfonater (LAS), PCB og PAH), samt enkelte legemidler.

Hovedkonklusjonen var at konsum av mat som er dyrket i jord tilsatt avløpsslam ikke utgjør noen signifikant helserisiko for de vurderte stoffene. Men det bør arbeides for å redusere innholdet av miljøgifter ytterligere for å unngå akkumuleringer i jorda. Det er mulig at mennesker som kun spiser grønnsaker dyrket på slamført jord får i seg mer kadmium og kobber enn de beregnede tolerable inntaksverdiene, men sannsynligheten for et slikt scenario ble ikke nærmere vurdert.

Bruk av avløpsslam kan medføre risiko for jordøkosystemet. Oktylfenol, nonylfenol og linære alkylbenzenesulfonater (LAS) var de stoffene i risikovurderingen som ble vurdert til å nå konsentrasjoner som overskrider beregnede ikke-effektsnivåer for jord. Stoffene brytes raskt ned i jord og de høyeste konsentrasjonene nås rett etter hver tilførsel av avløpsslam. Modellen som ble brukt indikerte at man vil kunne se en økning av metallene kadmium, kvikksølv, kobber og sink ved bruk av avløpsslam over tid.

Det er lite sannsynlig at antibakteriell resistens vil utvikles i avløpsvann fra slamrenseanlegget, i avløpsslammet eller i jord som følge av bruk av avløpsslam som jordforbedringsmiddel. Et unntak kan være mulig utvikling av resistens til fluorokinolonet ciprofloxacin i jord på grunn av langtidspersistens og begrenset mobilitet av slike forbindelser i jord[41].

Risikovurderingen rettet seg mot helserisiko ved konsum av mat dyrket på arealer der slammet er benyttet og betydning for jordøkosystemet. Konsekvenser som følge av spredning av miljøgifter i miljøet ble ikke vurdert. En rekke relevante stoffer var heller ikke inkludert i vurderingen, for eksempel bromerte flammehemmere, bisfenol A og perfluorerte stoffer.

I en studie utført av Aquateam AS ble stoffene ovenfor funnet i avløpsslam i varierende konsentrasjoner ved en rekke lokaliteter. Nivåene av perfluorerte stoffer i slam fra Gardermoen lå betraktelig høyere enn i tidligere undersøkelser fra andre norske og svenske anlegg. Dette skyldtes sannsynligvis tilførsel av brannskumrester fra brannøvelser på Oslo lufthavn[42].

nett. I særlige tilfeller kan kommunen også stille krav til renseeffekt.

Forurensningsforskriften stiller krav om analyse av kun uorganiske miljøgifter i avløpsvannet for renseanlegg over 20 000 personekvivalenter (pe). For avløpsrenseanlegg over 50 000 pe skal det også analyseres for for en del organiske miljøgifter som bromerte flammehemmere, PAH, PCB, DEHP og nonylfenol. Forskrift om gjødselvarer av organisk opphav inneholder terskelverdier for metaller i slam som skal brukes som gjødselvare. Det stilles ikke tilsvarende krav til innhold av organiske miljøgifter.

Erfaringer viser at stoffreguleringer i produktforskriften fungerer, også når det gjelder å redusere innholdet av miljøgifter i avløpsvann og slam. For eksempel er innholdet at nonylfenol og nonylfenoletoksylater i norsk slam redusert betraktelig siden 2002, da det ble innført forbud mot stoffet i en rekke produkter. Dagens nivåer i avløpsvann kan trolig forklares med innhold av stoffene i importerte tekstiler som håndklær og t-skjorter[39, 40].

Rammedirektivet for vann som er implementert i Norge gjennom vannforskriften, har som hovedmål å sikre god miljøtilstand i vassdrag, grunnvann og kystvann. Direktivet stiller krav til at det gjennomføres tiltak mot forurensning av vann i henhold til en liste over prioriterte kjemiske stoffer. Dette innebærer at det må iverksettes overvåkingstiltak for å kartlegge tilstanden i vannforekomstene. Resipienter like utenfor avløpsrenseanlegg er lokaliteter der det kan forventes at overvåking og eventuelt iverksettelse av tiltak for å forbedre miljøtilstanden vil være nødvendig.

8.7.3 Aktuelle nye tiltak

I og med at avløpsvann betraktes som en resipient er det først og fremst tiltak utenfor vann- og avløpsektoren som vil gi redusere utslipp fra avløpsrenseanleggene og forbedret slamkvalitet.

Utvalget har vurdert følgende tiltak som aktuelle for å redusere miljøgiftsinnholdet i avløpsvann:

- Rensing av miljøgiftsholdige påslipp til kommunalt avløpsnett.
- Fjerning av miljøgiftsholdige avleiringer i avløpsnettet.

I tillegg vil en rekke andre tiltak være relevante for dette målet, deriblant prosessforbedringer i norsk industri (kapittel 8.1.4), utfasing av miljøgifter i kosmetikk (kapittel 8.4.4), økt innlevering av ubrukte legemidler til destruksjon (kapittel 8.5.5), reduksjon av legemiddelnivåer i avløpsvann fra større helseinstitusjoner (kapittel 8.5.6), rensing av miljøgifter i sigevann fra deponier (kapittel 8.6.7), forsert opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning (kapittel 8.12.4) og økt innsamling av ulike avfallsfraksjoner (kapittel 8.6.4 og 8.6.5).

8.7.4 Rensing av miljøgiftsholdige påslipp til kommunalt avløpsnett

Ulike typer virksomheter fører til miljøgiftsholdige påslipp til avløpsnettet. Eksempler kan være bruk av brannskum med innhold av perfluorerte stoffer ved brannøvingslokaliteter, eller påslipp fra virksomheter som har utslippstillatelse til kommunalt avløpsnett. Innholdet av metaller og organiske miljøgifter (PCB) i prøver av sandfang viser at disse kan være viktige aktive forurensningskilder[43]. Maling peker seg ut som den viktigste PCB-kilden i stående bygningsmasse på grunn av forvitring og avflassing[44]. Mangelfull oppsamling av vaskevann/sand etter fasadevask kan også føre til at stoffer i maling slippes på avløpsnettet[30].

Konkretisering av krav til egenkontroll av påslipp, vedlikehold og rensing av sandfang og/eller oljeutskillere kan gi lavere påslipp av miljøgifter til avløpsnettet. Dette antas ikke å medføre vesentlig økte kostnader. Utvalget har ikke vurdert kostnadene ved innføring av rensekrav som går utover dagens forpliktelser i henhold til eksisterende utslippstillatelser eller det generelle forurensningsforbudet i forurensningsloven.

8.7.5 Fjerning av miljøgiftsholdige avleiringer i avløpsnettet

Sedimentert slam i avløpsnettet kan inneholde miljøgifter. Dersom det forurensede slammet ikke fjernes vil miljøgiftene lekke ut til miljøet via avløpsvannet. For eksempel er det kjent at avleiret slam i avløpskanaler tilknyttet tidligere utslippskilder har inneholdt høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere[45]. Det er grunn til å anta at avleiringer i avløpsrør og kummer tilknyttet brannøvingsfelter vil kunne inneholde PFOS, på grunn av tidligere bruk av PFOS-holdig brannskum.

Et godt undersøkt eksempel på forurensede avleiringer i avløpsnettet er forekomst av avleiret kvikksølv i interne ledningsnett ved tannklinikker. Basert på erfaringer fra Sverige er det anslått at ca. 0,4 tonn kvikksølv finnes i ledningsnettet i tannklinikkene på landsbasis[46]. Frigivelse av kvikksølv fra ledningsnettet er tidligere trukket frem som en viktig utslippskilde. Kvikksølvutslipp via kommunalt avløp ble anslått til å utgjøre 85 kilo i 2007, det vil si ca. åtte prosent av de nasjonale utslippene[21]. Sanering av internt ledningsnett ved tannklinikker vil altså være nødvendig for å stanse de nasjonale utslippene.

8.8 Landbruket

8.8.1 Betydning for utslippsmålet

Plantevernmidler brukes for å bekjempe skadegjørere som sopp, insekter, snegler eller ugress ved planteproduksjon, eller som vekstregulatorer. Omsetningen målt i aktivt stoff var 581 tonn i 2009[47]. Over tid vil utslipp til miljøet tilsvare omsetningen fordi plantevernmidler spres i miljøet ved bruk.

I tillegg til plantevernmidler benyttes det veterinærlegemidler i landbruket (kap 4.14.4). Totalsalget av veterinære antibiotika til terapeutisk bruk på landdyr i 2008 var i overkant av seks tonn[48]. I tillegg bidrar landbruket til mindre utslipp av biocider, for eksempel fra bruk av impregnert trevirke[49].

8.8.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Landbruks- og matdepartementet vedtar femårige handlingsplaner med tiltak for risikoreduksjon ved bruk av plantevernmidler i landbruket. I handlingsplanen for 2010 til 2014 heter det at norsk landbruk skal gjøres mindre avhengig av kjemiske plantevernmidler. Det skal satses på langsiktig kunnskapsoppbygging som kan bidra til å redusere bruk, og risiko ved bruk, av plantevernmidler og legges til rette for økt bruk av alternativer til kjemisk plantevern, som integrert plantevern og økologisk produksjon. Forekomst av plantevernmidler i norskprodusert mat, drikkevann og i miljøet, skal reduseres. Oversikten over

Tabell 8.6 Inndeling i avgiftsklasser for plantevernmidler[53].

Avgiftsklasse	Avgift	Karakteristikk av preparat
Avgiftsklasse 1	0,5 x basisavgiften	Lav helse- og miljørisiko
Avgiftsklasse 2	3 x basisavgiften	Lav helserisiko/middels miljørisiko, eller middels helserisiko/lav miljørisiko
Avgiftsklasse 3	5 x basisavgiften	Middels helserisiko/middels miljørisiko, eller lav helserisiko/høy miljørisiko, eller høy helserisiko/lav miljørisiko
Avgiftsklasse 4	7 x basisavgiften	Høy helserisiko/middels miljørisiko, eller Middels helserisiko/høy miljørisiko
Avgiftsklasse 5	9 x basisavgiften	Preparater med høy helse- og miljørisiko
Avgiftsklasse 6	50 x basisavgiften	Konsentrerte hobbypreparater
Avgiftsklasse 7	150 x basisavgiften	Bruksferdige hobbypreparater

forekomsten av rester av plantevernmidler i miljøet skal forbedres[50].

Gruppen som evaluerte handlingsplanen for 1998 til 2002 konkluderte med at det hadde vært en risikoreduksjon på minst 25 prosent i perioden. Gruppen som evaluerte handlingsplanen for 2004 til 2008 konkluderte med at målet om 25 prosent ytterligere risikoreduksjon ikke ble nådd og at potensialet for stor reduksjon i bruk og risiko, uten store økonomiske konsekvenser for bonden, var tatt ut i tidligere planperioder[51]. Dette kan tyde på behov for nye tiltak for å redusere risikoen fremover.

Regjeringen har som mål at 15 prosent av landbruksarealet, 15 prosent av det samlede husdyrholdet og 15 prosent av norske og importerte matvarer som omsettes i Norge skal være økologisk innen 2015. Det er lagt frem en egen handlingsplan med strategier og tiltak som skal stimulere til økt økologisk produksjon[52].

For å stimulere til bruk av plantevernmidler med lavest mulig helse- og/eller miljøbelastning er det innført ulike avgiftsklasser differensiert etter preparatenes helse- og miljøegenskaper (tabell 8.6). Hvert preparat plasseres i én av tre helseklasser og én av tre miljøklasser. Avgiften beregnes ved å multiplisere basisavgiften på 2,50 kroner med faktoren for den aktuelle avgiftsklassen. En økning av basisavgiften vil derfor innebære økt differensiering mellom avgiftsklassene.

Det er påvist en rekke plantevernmidler i miljøet i konsentrasjoner over såkalte miljøfarlighetsgrenser. Dette gjelder også preparater som ikke ligger i de øverste avgiftsklassene. For eksempel ligger preparatet Sencor WG i avgiftsklasse to til tross for at virkestoffet metribuzin ble påvist i miljøet 374 ganger i perioden 1995–2006 og at 79 påvisninger var over miljøfarlighetsgrensen. Preparatet Forbel 750 ligger i avgiftsklasse 3 selv om virkestoffet fenpropimorf ble påvist i miljøet 20 ganger i perioden 1995 til 2006, hvorav 19 av påvisningene oversteg miljøfarlighetsgrensen[54]. I inneværende handlingsplan for risikoreduksjon ved bruk av plantevernmidler varsler Landbruks- og matdepartementet en gjennomgang av avgiften[50].

Myndighetene bør vurdere plantevernmidlene som brukes og klargjøre hvilke aktive stoffer og hjelpestoffer som er miljøgifter.

Krav til autorisasjonsbevis for brukere av plantevernmidler ble innført 01.07.97[55]. Hobbydyrkere kan ikke få autorisasjon, men kan bruke preparater med lav helse- og miljørisiko.

Virkemiddelpakken i nasjonalt miljøprogram som bestemmes i landbruksoppgjøret kan brukes til å redusere bruk, og risiko ved bruk, av plantevernmidler. Virkemiddelpakken omfatter blant annet midler til særskilte tilretteleggings- og utviklingstiltak både innen økologisk landbruk og miljøvennlig konvensjonelt landbruk, samt egne midler til ulike informasjons- og utviklingstiltak[56].

Ø-merket brukes til markedsføring og profilering av økologiske matvarer. Ø-merkede produkter skal være produsert på en miljøriktig og bærekraftig måte. Alle som produserer økologiske matvarer må forholde seg til økologiforskriften.

Utvalget kjenner ikke til spesifikke virkemidler for å redusere bruk av veterinærlegemidler i landbruket eller bruk av biocider, for eksempel til

treimpregnering. Eventuelle skadevirkninger som følge av dette antas imidlertid å være små. Det er ikke vurdert nye tiltak for disse områdene.

8.8.3 Aktuelle nye tiltak

For å stanse utslippene av miljøgifter i landbruket har utvalget vurdert tre tiltak:

- Redusert bruk av plantevernmidler.
- Økt økologisk produksjon i de plantevernmiddelintensive landbruksproduksjonene.
- Bortfall av plantevernmidler til hobbybruk.

8.8.4 Redusert bruk av plantevernmidler

Et gunstig vekstskifte og dyrkningstekniske tiltak, gjennom satsing på integrert plantevern og utvikling av resistente kornsorter, vil bidra til mindre behov for kjemiske plantevernmidler og lavere helse- og/eller miljørisiko i landbruket. For eksempel kan forebyggende tiltak som god næringstilstand, tilfredsstillende drenering, god jordstruktur og optimal pH øke kornplantens evne til å konkurrere med ugras*. Styrt veksling mellom forskjellige midler mot frøugras med ulikt virkeområde for å unngå resistensutvikling vil være gunstig både med hensyn til risikoreduksjon og økonomisk resultat[57].

Vista Analyse AS har på oppdrag fra Miljøgiftsutvalget vurdert de økonomiske konsekvensene ved mindre bruk av kjemiske plantevernmidler i landbruket. Med utgangspunkt i en rapport fra Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning konkluderes det med at en 20 prosent reduksjon bør være mulig, blant annet dersom en tar sikte på å nå målene for økologisk produksjon og får til en mer optimal bruk av plantevernmidler. Ytterligere reduksjoner vil neppe være mulig uten at lønnsomheten påvirkes negativt[17]. Konklusjonene er i tråd med erfaringer fra Danmark der det er vist at det vil være økonomisk optimalt for landbruket med en liten reduksjon i bruk av plantevernmidler og at moderate reduksjoner i bruken vil kunne gjennomføres uten særlige merkostnader[58, 59].

Ytterligere differensiering av avgiften på plantevernmidler, for eksempel via et påslag i basisavgiften, kan bidra til mindre bruk av de farligste preparatene og øke lønnsomheten av å ta i bruk dyrkningstekniske tiltak. Større prisforskjeller kan også føre til at antall preparater som benyttes reduseres av økonomiske hensyn, noe som kan gi fare for resistensutvikling og fremvekst av flerårig ugress. Dessuten vil det sannsynligvis føre til økte kostnader for bonden, da potensialet for differensiering innfor dagens samlede avgiftsnivå er tatt ut.

I følge Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning vil et gunstig vektskifte og riktig agronomisk bruk av platevernmidler mest sannsynlig fungere bedre enn forbud eller ytterligere differensiering av avgiften for å fase ut de farligste preparatene[59]. Agronomiske eller administrative virkemidler, som for eksempel informasjons- og veiledningstiltak, dyrkningstekniske tiltak, autorisasjonsordninger og merkeordninger vil derfor være sentrale for å redusere bruken av kjemiske plantevernmidler. Slike virkemidler kan iverksettes til lave kostnader. For eksempel kan tema som riktig bruk av kjemiske plantevernmidler, integrert plantevern, alternative bekjempelsesmetoder og økologisk produksjon fokuseres sterkere i kursene for autorisasjonsbevis for brukere av plantevernmidler.

8.8.5 Økt økologisk produksjon i de plantevernintensive landbruksproduksjoner

I økologisk landbruk er kun et svært begrenset utvalg av kjemiske plantevernmidler tillatt. Økt andel økologisk landbruk vil derfor bidra til lavere helse- og miljørisiko i landbruket. Ved at dyrking av arter som innebærer bruk av plantevernmidler med høyest helse- og/eller miljørisiko prioriteres for økt økologisk produksjon, vil utslippene av miljøgifter fra landbruket reduseres mest.

Innenfor landbruket er risiko ved bruk av plantevernmidler størst i jordbruket. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning har beregnet at jordbruket bidro til ca. 95 og 72 prosent av total miljø- og helserisiko som følge av bruk av plantevernmidler, beregnet som gjennomsnitt for 2001 og 2003. Bruk av glyfosat i grøntanleggsektoren bidro i 2003 med ca. 17 prosent av den totale helserisikoen, men ubetydelig miljørisiko. Dette skyldtes at glyfosat brukes på arealer som mange personer er i kontakt med[57].

Innenfor jordbruket bidrar kornproduksjon til størst risiko, noe som har sammenheng med de store kornarealene der plantevernmidler benyttes. Soppbehandling og risdreping i potetproduksjon bidrar også stort innenfor det totale risikobil-

* Utvalgsmedlem Høstmark «Slutter seg til det som her sies om god agronomi, men ønsker å påpeke at deler av dagens jordbrukspolitikk – den såkalte kanaliseringspolitikken (husdyrhold, eng og beitedyrking forbeholdes i første rekke vest- og nordnorge) – nettopp utgjør det største hinderet for at man kan får et optimalt vekstskifte i jordbruket. Kanaliseringspolitikken leder trolig til økt behov for plantevernmidler, uheldig disponering av næringsstoffer og økt erosjon».

Tabell 8.7 Fordeling av risiko mellom ulike jordbruksproduksjoner[57].

Produksjon	Miljørisiko (%)	Helserisiko (%)
Korn	68	55
Potet	9	22
Jordbær og epler	4	7
Eng og beite	2	4
Grønnsaker (gulrot, kepaløk, hodekål)	1	3
Oljevekster	1	1
Øvrige	15	8
Sum	100	100

det. Et slående trekk er den lave risikoen knyttet til eng og beite, som utgjør 65 prosent av jordbruksarealet og over dobbelt så stort areal som kornproduksjonen. Dette skyldes at det brukes relativt beskjedne mengder plantevernmidler i denne produksjonen, og at de spres over et stort område noe som bidrar til å redusere risikoen (tabell 8.7).

Økt økologisk produksjon i korn- og potetproduksjon kan være viktig for å oppnå lavere helse- og miljørisiko. I følge Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning kan det kan være mulig å redusere risiko ved bruk av plantevernmidler i kornproduksjon og potetdyrking med 25 prosent uten av dette får store økonomiske konsekvenser[57]. Overgang til økologisk landbruk innenfor større deler av korn- og potetproduksjon kan medføre redusert lønnsomhet grunnet mindre avlinger, noe som vil kunne medføre behov for omprioriteringer innenfor landbruksavtalen*.

8.8.6 Bortfall av plantevernmidler til hobbybruk

Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning har beregnet at bruk av plantevernmidler i privathager bidro til ca. 0,5 og åtte prosent av den totale miljø- og helserisikoen, beregnet som gjennomsnitt for 2001 og 2003[57]. Bortfall av plantevernmidler til hobbybruk vil altså gi en liten effekt og den står ikke i forhold til konsekvensene for de enkelte hobbybrukerne.

8.9 Akvakultur

8.9.1 Betydning for utslippsmålet

Akvakulturnæringen bidrar i liten grad til utslipp av miljøgifter på prioritetslisten, men noe utslipp av veterinærlegemidler og store utslipp av kobber. Utslipp fra notimpregnering er hovedkilden til utslipp av kobber i Norge. I 2006 utgjorde utslippene 690 tonn, det vil si over halvparten av de nasjonale utslippene.

Omsetningen av kjemiske midler mot lakselus økte fra ca. 0,2 tonn i 2008 til over 5 tonn i 2009. Årsaken var at lakselussituasjonen forverret seg alvorlig høsten 2009. Antall lus i merdene økte og forekomsten av resistens og nedsatt følsomhet for de mest vanlige lusemidlene økte. Dette førte til at eldre midler som ikke har vært brukt på flere år, igjen ble tatt i bruk[60].

8.9.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Fylkesmannen har ansvaret for å gi tillatelse til etablering av anlegg for akvakultur. Fylkesmannen er også tilsynsmyndighet for fiskeoppdrettsanlegg. Mattilsynet håndhever regelverket knyttet til fôr og tilsetningsstoffer i fôr og vurderer bruken av legemidler opp mot betydning for mattryggheten.

Ved bruk av legemidler og kjemikalier skal det vises særlig aktsomhet for å unngå at midlene slipper ut til miljøet i henhold til akvakulturforskriften.

Statens legemiddelverk godkjenner veterinærpreparater til bruk i akvakulturnæringen. Det er lite kunnskap om nivåer av legemidler i miljøet i nærheten av oppdrettsanlegg og eventuelle skadevirkninger på akvatiske organismer. Enkelte kjemiske midler til bekjemping av lakselus som teflubenzuron og diflubenzuron hemmer skallskiftet hos krepsdyr. Bruk av stoffene kan derfor representere en fare for bunndyrfauna og krepsdyr[61].

Regulering av utslipp og rensekrav til notvaskerier trådde i kraft 1. juli 2005. Det er forbudt å slippe ut miljøskadelige kjemikalier i forbindelse med rengjøring, vask eller impregnering av hele eller deler av oppdrettsnøter. Avfall fra vaskeprosessen skal håndteres som farlig avfall dersom det

* Utvalgsmedlem Høstmark: «Utvalget står samlet i oppfatningen at bruk av plantevernmidler kan utgjøre en risiko for brukeren og for miljøet, men utvalgsmedlemmet anser at risikoen helt unntaksvis kan knyttes til plantevernmiddelets miljøgiftegenskaper. For øvrig vurderer utvalgsmedlem Høstmark så vel miljørisikoen og helserisikoen ved bruk av dagens plantevernmidler og av dagens bønder som lav».

inneholder mer enn 0,25 prosent kobberforbindelser. Fylkesmannen er tilsynsmyndighet for notvaskerier.

80 til 90 prosent av kobberet i notimpregneringsmiddelet lekker ut mens nøtene står i sjøen. Kun de resterende 10 til 20 prosent av kobberet samles opp når nøtene vaskes[62]. Utslippskravene til notvaskerier vil derfor ikke stanse kobberutslippene fra akvakulturnæringen. Det er påvist høye kobbernivåer i sedimentene og omfattende skader på det lokale økosystemet utenfor enkelte notvaskerier[63]. Utvalget er ikke kjent med tilsvarende kartlegginger utenfor oppdrettsanleggene, men det må kunne forventes forhøyde kobbernivåer i sedimentene også utenfor slike lokaliteter.

8.9.3 Aktuelle nye tiltak

For å stanse utslippene av miljøgifter i akvakulturnæringen har utvalget vurdert to tiltak:

- Mindre medisinering av oppdrettsfisk.
- Utfasing av kobber til notimpregnering.

8.9.4 Mindre medisinering av oppdrettsfisk

Bedre dyrehelse i akvakulturanlegg gir mindre behov for medisinering av oppdrettsfisk. For eksempel vil mindre lus i merdene føre til færre behandlinger med kjemiske lakselusmidler. Utslippene kan gi skadevirkninger i miljøet, blant annet på bunndyr og krepsdyr. En annen effekt av medisineringen kan være resistensutvikling for legemiddelet. Tiltaket vurderes å ha forholdsvis liten effekt i forhold til generasjonsmålet, men kan motvirke lokale skadevirkninger rundt oppdrettsanleggene.

Forebyggende tiltak som å sette ut samme generasjon fisk per tiltaksområde (generasjonsskille), rutinemessig brakklegging og vekselbruk av legemidler gir vesentlig lavere potensial for produksjon av luselarver. Store tiltaksområder er å foretrekke for å få maksimal effekt av tiltakene[64]. Biologisk behandling med leppefisk og hyppig rengjøring av nøtene vil også føre til reduksjon i antall behandlinger med lusemidler. Det er observert høy dødelighet av leppefisk i merdene. Tapene resulterer i at døde fisk erstattes med nye, når leppefisken er tilgjengelig. Et slikt forbruk av dyr er vurdert som etisk uakseptabelt av Rådet for dyreetikk. Det er derfor viktig å arbeide videre med å etablere driftsmodeller med akseptabel velferd for leppefisken. Ny teknologi for spyling av oppdrettsfisk kan bidra til å redusere behovet for kjemiske lakselusmidler. En reduksjon av maksimal tillatt biomasse for oppdrett av laks, ørret og regnbueørret vil bidra til lavere behov for medisinering av oppdrettsfisken, men vil også ha store konsekvenser for oppdrettsnæringen.

Bruk av antibiotika ved akvakulturanlegg gir direkte utslipp til resipient. Bruken er redusert kraftig de siste årene og utgjorde under ett tonn i 2008. Torskeoppdrett stod for 65 prosent av antibiotikabruken i oppdrettsnæringen i 2008, til tross for at laks- og ørretproduksjon samlet utgjorde åtte ganger så stor fiskeproduksjon[48]. Årsaken kan være at industrien er relativt liten og ung sammenliknet med lakseoppdrett, der bruk av vaksiner i stor grad har eliminert behovet for antibiotika. Utvikling av vaksiner også for oppdrettstorsk kan redusere bruken av antibiotika ytterligere.

8.9.5 Utfasing av kobber til notimpregnering

Kobberholdige impregneringsmidler brukes for å redusere vekst av planter, alger og dyr på nøtene. Utfasing av kobber til notimpregnering vil gi lavere utslipp til marint miljø. Bruk av mindre effektive notimpregneringsmidler vil føre til hyppigere rengjøring og vask av nøter. Det finnes også alternative metoder som kan benyttes for å fjerne begroing på nøtene. For eksempel kan nøtene spyles rene mens de står i sjøen, eller tørkes på land. Utvikling av nye fibertyper for bruk i nøter slik at de ikke krever impregnering vil også tenkes å kunne være et alternativ.

Innføring av en kobberavgift på 40 kroner per kilo kobber vil medføre en økt økonomisk belastning for fiskeoppdretterne med ca. 29 millioner kroner per år gitt forbruket i 2006. Det er tidligere anslått at et slikt avgiftsnivå kan gi en utslippsreduksjon for kobber fra notimpregnering på opptil 25 prosent. Et utlekkingskrav for kobberimpregnerte nøter er tidligere anslått å kunne gi utslippsreduksjoner på omlag 30 prosent i den perioden nøtene står i sjøen[65]. Kostnadsanslagene er basert på en utredning utført av Econ Analyse i 1997. En oppdatert analyse synes nødvendig for få belyst tiltakets konsekvenser.

8.10 Bygg og oppvarming

8.10.1 Betydning for utslippsmålet

Vedfyring i husholdningene bidrar til utslipp av PAH, dioksiner, samt enkelte metaller som kadmium (tabell 8.8). Fra 1995 til 2007 har utslippene av PAH fra vedfyring blitt redusert med ca. seks tonn, mens utslipp av dioksiner har holdt seg noenlunde stabilt i perioden[21].

Tabell 8.8 Miljøgifter der husholdningene bidro til de nasjonale utslippene med 5 prosent eller mer i 2007[21].

Miljøgift	Årlig utslipps-mengde (tonn)	Andel av totale nasjonale utslipp
Kadmium	0,1	5 %
PAH	35	21 %
Dioksiner (g/år)	9 g	39 %

8.10.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Byggteknisk forskrift stiller krav om at nye lukkede ildsteder for vedfyring som installeres i byggverk har partikkelutslipp lavere enn 5 g/kg ved for ovner med katalysator og 10 g/kg ved for ovner med annen teknologi. I et forskningsprosjekt ved SINTEF Energiforskning har ildstedsbransjen i Norge gått sammen om å utvikle teknologi for ildsteder med bedre virkningsgrad og mindre miljøskadelige utslipp. Utviklede konsepter vil kunne oppnå partikkelutslipp på 2,5 g/kg ved. Utslipp av PAH følger til en viss grad partikkelutslippene.

En rekke kommuner har etablert såkalte ENØK-fond, som gir økonomisk støtte til energieffektive tiltak i husholdninger. Noen av ENØK-fondene, for eksempel i Oslo og Bergen, gir tilskudd til utskifting av eldre ildsteder. I Oslo favoriserer tilskuddsordningen dem som bor i sentrale områder hvor belastningen fra vedfyring på luftforurensning er størst. Beboere innenfor ring 3 får kr 3 000 per ovn i tilskudd. Utenfor ring 3 ligger tilskuddet på kr 1 500 per ovn[66]. Statsforetaket Enova forvalter en tilskuddsordning for alternativ oppvarming og elektrisitetssparing i husholdninger og gir støtte ved anskaffelse av pelletskaminer, pelletskjeler, solfangere og varmepumper.

I 2009 ble det brent i overkant av 1,4 millioner tonn ved i norske boliger. 54 prosent av veden ble brent i eldre lukkede ildsteder, 43 prosent ble brent i nye rentbrennende ildsteder og kun tre prosent i åpen peis. Mengden ved som ble brent i nye rentbrennende ildsteder har økt med 25 prosent siden 2002. Siden 2005 er antall nye ovner økt med 42 prosent[67]. Foreløpige tall fra Statistisk sentralbyrå for 2009 tyder på at anslagsvis 560 000 husholdninger fyrte mest i lukket ovn med ny teknologi, 650 000 husholdninger fyrte mest i lukket ovn med gammel teknologi og 105 000 husholdninger fyrte mest i peis.

Norsk institutt for luftforskning har foretatt målinger av dioksinkonsentrasjoner i uteluft i Oslo. Resultatene viste at konsentrasjonene som ble målt i 2007 var ca. tre ganger lavere enn i 1989. Reduksjonen ble hovedsakelig tilskrevet utfasing av blyholdig bensin og en generell reduksjon av andre viktige dioksinkilder. Dioksinnivået korrelerte med temperatur, noe som indikerte at vedfyring til boligoppvarming var en viktig utslippskilde[68]. Dioksinutslippene fra vedfyring vil variere avhengig av brenselet som benyttes. Fyring med ren ved gir lavest dioksinutslipp[69].

8.10.3 Aktuelle nye tiltak

For bygg og oppvarming har utvalget vurdert to tiltak som særlig sentrale:

- Mer effektiv vedfyring.
- Mer energieffektive bygg.

8.10.4 Mer effektiv vedfyring

Mer effektiv vedfyring avhenger av at eldre vedovner byttes ut med nyere modeller, med bedre virkningsgrad. I tillegg vil bruk av solfangere, biopelletskaminer og varmepumper i stedet for vedfyring i eldre ildsteder gi lavere utslipp av dioksiner og PAH. Tiltaket vil også ha betydning for partikkelutslipp og lokal luftkvalitet, samt bidra til mer effektiv energiutnyttelse i husholdningene.

Det er stor forskjell mellom eldre ildsteder og nye rentbrennende vedovner når det gjelder effektivitet og partikkelutslipp. Gjennomsnittlig partikkelutslipp fra eldre ildsteder er anslått til ca. 7 200 mg/kWh. Gjennomsnittlig partikkel utslipp fra nye rentbrennende vedovner og pelletskaminer anslått til henholdsvis 1 000 mg/kWh og 300 mg/kWh[70]. I 2001 anslo Statistisk Sentralbyrå at dersom all vedfyring nasjonalt skjedde i rentbrennende ovner ville utslippene av PAH fra husholdningene blitt neglisjerbare. Dersom omfanget av fyring i åpen peis ble opprettholdt, mens all annen vedfyring foregikk i rentbrennende ildsteder ville PAH-utslippene fra husholdningene sunket til om lag ett tonn i året[71].

Dioksinutslipp som følge av vedfyring i husholdningens utgjorde nesten 40 prosent av de nasjonale utslippene i 2007[21]. Effektiv fyring og bruk av ren ved med lavt klorinnhold vil bidra til lavere dioksinutslipp[69]. Det er imidlertid vanskelig å anslå den konkrete effekten av gode fyringsvaner.

I 2006 foreslo Klima- og forurensningsdirektoratet at det burde bevilges midler til en offentlig

Tabell 8.9 Miljøgifter der transport bidro med 5 prosent eller mer av de nasjonale utslippene i 2007[21].

	Miljøgift	Årlig utslippsmengde (tonn)	Andel av totale nasjonale utslipp
Landtransport	PAH	9	5 %
	Kvikksølv	0,09	9 %
Skipsfart	Kvikksølv	0,08	8 %
	Dioksiner (g/år)	5 g	19 %

tilskudds- og/eller panteordning for å fremme utskifting til nye rentbrennende ovner og til installering av etterbrennerplater og pipehatter. Anbefalt målgruppe var kommuner som omfatter større tettsteder eller byer hvor forurensning fra vedfyring er betydelig. Det ble skissert at en del av tilskuddsmidlene kunne brukes til informasjonsmateriell og -kampanjer om miljøriktig fyring[72]. En slik støtteordning vil bidra til at kostnadene for utskifte av eldre ildsteder fordeles mellom stat, kommune og eier, slik at konsekvensene for de enkelte aktørene blir mindre.

En skjerping av kravene til partikkelutslipp i byggteknisk forskrift vil også gi lavere utslipp fra husholdningene. Effekten vil være mindre enn ved å bytte ut eldre ildsteder, da antallet vedovner som årlig installeres i nye boliger er langt lavere enn antallet som allerede finnes i eksisterende boliger. Revisjon av kravene til partikkelutslipp fra ildsteder vil trolig kunne gjennomføres uten store kostnader, da dette er kjent teknologi som allerede er kommersielt tilgjengelig.

Å redusere bruken av fossilt brensel til oppvarming er viktig, både i forhold til miljøgifter og klimagasser. Det viktigste tiltaket er å redusere behovet for oppvarming.

8.10.5 Mer energieffektive bygg

For å forhindre utslipp fra oppvarming med ildsteder, er det viktigste tiltaket på lang sikt å sette opp bygg som trenger svært lite tilført energi, enten det er småhus, leiligheter, næringsbygg eller skoler og barnehager.

Myndighetene bør derfor stille krav om at alle nybygg skal være på minst lavenergistandard, og gradvis skjerpe kravene ettersom kunnskapen og kompetansen i byggsektoren økes. Arbeidet med energieffektivisering av bygg må kobles sammen med øvrige krav som skal hindre miljøgifter i bygg og bygningsmaterialer.

Ved rehabilitering av eksisterende bygg bør det legges vekt på å sanere materialer som inneholder miljøgifter på en miljøforsvarlig måte, samt å energieffektivisere.

Tiltaket vil øke investeringskostnadene, men kostnadene vil spares inn over driftsutgiftene.

8.11 Transport

8.11.1 Betydning for utslippsmålet

Landtransport og skipsfart gir utslipp av helse- og miljøskadelige stoffer (tabell 8.9). I følge Statistisk Sentralbyrå førte forbrenning av fossilt brensel til landtransport, skipsfart og industrivirksomhet til utslipp av om lag 12 000 tonn kreftfremkallende, mutagene og reproduksjonsskadelige (CMR) stoffer i 2007. Dette tilsvarte 75 prosent av de nasjonale utslippene[49]. 70 prosent av de nasjonale luftutslipp av kobber kommer fra transport, blant annet fra bremseskiver. Bruk av bunnstoff på skip gir utslipp av kobber. I 2006 førte bruk av bunnstoff til kobberutslipp på 245 tonn, tilsvarende 19 prosent av de nasjonale utslippene[73].

Enkelte farlig avfallsfraksjoner, som impregnert trevirke og plastbaserte isolasjonsmaterialer med innhold av bromerte flammehemmere, knyttet til bruk i vei- og jernbanesektoren. Økt innsamling av farlig avfall er behandlet i kapittel 8.6.4.

8.11.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Virkemiddelapparatet på transportområdet har tradisjonelt ikke vært rettet inn mot å begrense utslipp av miljøgifter, med unntak av for eksempel utfasing av blyholdig bensin, partikkelfilter for dieselbiler og forbudet mot bruk av PAH i bildekk som trådte i kraft 1. januar 2010. Imidlertid vil ofte de samme tiltakene som reduserer utslipp av klimagasser også redusere utslippene av helse- og/eller miljøskadelige stoffer. Det er også eksempler internasjonalt på at regulering av type drivstoff og strenge rensekrav kan være effektive tiltak for å

hindre store utslipp fra for eksempel tunge dieselkjøretøy i by, eller tungoljebruk i skipsfarten.

I stortingsmelding nr. 16 (2008–2009) trekkes styrking av kollektivtransport i byområder, bygging av gang- og sykkelveier og flere kjøretøy med lave/ingen klimagassutslipp frem som aktuelle tiltak for å redusere klimagassutslippene fra transportsektoren[74]. I rapporten fra Klimakur 2020 heter det at de største utslippsreduksjonene kan oppnås med tiltak knyttet til biodrivstoff og kjøretøyteknologi og utbygging av kollektivtransport, kombinert med avgiftsøkninger på bil- og/eller flytransport[75].

Det er ikke innført virkemidler for å redusere utslipp av kobber som følge av bruk til bunnstoff på båter og skip.

8.11.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert tre tiltak som aktuelle for å redusere utslippene fra transportsektoren:

- Satsing på kollektivtransport, gang- og sykkelveier og nullutslippskjøretøy.
- Utvikling av ny teknologi for å hindre begroing på båter.

I tillegg vil økt innsamling av miljøgiftsholdige avfall (kapittel 8.6.4) være relevant for transportsektoren.

Boks 8.4 Unntak for forurensning fra transport i forurensningsloven

Forurensningsloven § 5 hjemler unntak fra loven for forurensning fra det enkelte transportmiddel. For forurensning fra veger, jernbane o.l., havner og flyplasser gjelder loven så langt forurensningsmyndigheten bestemmer.

I forarbeidene til forurensningsloven (Ot.prp. nr. 11 (1979–1980)) heter det at man «på bakgrunn av at Samferdselsdepartementet antok at eksisterende lovgivning var tilstrekkelig for å motvirke forurensninger fra veitrafikk under tvil kom til at forurensningsloven ikke burde gjelde forurensninger fra veitrafikk»[2].

Når man ser samlet på de miljøutfordringene transportsektoren representerer er det et paradoks at det gjelder unntak for dette området i forurensningsloven.

8.11.4 Satsing på kollektivtransport, gang- og sykkelveier og nullutslippskjøretøy

Utslipp fra transportsektoren av PAH, dioksiner, kobber og kvikksølv, andre CMR-stoffer kan i hovedsak føres tilbake til bruk av drivstoff. Satsing på kollektivtransport, gang- og sykkelveier og nullutslippskjøretøy vil bidra til oppfyllelse av generasjonsmålet og samtidig bidra til bedre lokal luftkvalitet og lavere klimagassutslipp.

Tiltaket betinger økt bruk av drivstoff som elektrisitet, biogass og hydrogen, samt omfattende utbygging av kollektivtransport, gang- og sykkelveier. Dette er i tråd med St.meld. nr. 16 (2008–2009) og forslagene i Klimakur 2020[74, 75]. Utvalget har ikke foretatt egne økonomiske analyser av tiltakskostnader da disse er utredet tidligere, for eksempel i forbindelse med Klimakur. Enkelte av tiltakene vil åpenbart medføre høye kostnader.

8.11.5 Utvikling av ny teknologi for å hindre begroing på båter

Mindre bruk av kobberholdig bunnstoff vil kunne bidra til forbedring av vannkvaliteten i ferskvann og marint miljø. Nye teknologier som kan bidra til å gjøre kobberholdig bunnstoff overflødig er blant annet bruk av lydvibrasjoner, superglatte overflater, bruk av nanomaterialer og design av skrog som reduserer begroing.

Innføring av et forbud mot kobber i bunnstoff vil kunne føre til tekniske handelshindringer på et område som er totalharmonisert gjennom biociddirektivet. Et forbud mot kobber i bunnstoff er dessuten tidligere vurdert av Klima- og forurensningsdirektoratet til ikke å være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Innføring av utlekkingskrav eller avgifter på bruk av kobber i bunnstoff eller avgift ble vurdert til å gi mindre utslippsreduksjoner, men være mer samfunnsøkonomisk lønnsomt[65].

Tiltakets kostnader er usikre og avhenger blant annet av alternative teknologier som hindrer begroing og kostnader ved kommersialisering.

8.12 Historisk forurensning

8.12.1 Betydning for utslippsmålet

Historisk grunnforurensning skyldes tidligere utslipp fra for eksempel industrivirksomhet, bytransport, avfallsdeponier, dumpeplasser og produksjon eller bruk av impregnert trevirke. Forurenset grunn bidrar blant annet til utslipp av arsen, bly, krom, kadmium, PAH og kobber[21]. Stående CCA-

Tabell 8.10 Miljøgifter der utlekking fra historisk forurensning bidrar med 5 prosent eller mer av de nasjonale utslippene[21].

	Miljøgift	Årlig utslippsmengde (tonn)	Andel av totale nasjonale utslipp
Forurenset grunn	Bly	10	5 %
	Kobber	22	8 %
	PAH	23	14 %
	Arsen	6	18 %
	Kadmium	0,4	21 %
	Krom	22	35 %
CCA- impregnert trevirke	Krom	27	44 %
	Arsen	22	67 %

impregnert trevirke er den største nasjonale utslippkilden for arsen og krom (tabell 8.10).

Det har pågått gruvedrift ved omkring 400 steder som er spredt over store deler av Norge. Det finnes spor etter tidligere tiders gruvedrift i samtlige fylker. Nedlagte gruver bidrar til utslipp av metaller som kobber, kadmium, jern og sink[76].

Fjordområder nær byer eller utenfor industrivirksomhet, skipsverft eller havner kan være forurenset på grunn av tidligere utslipp av for eksempel PAH, PCB, dioksiner, TBT, eller metaller som kvikksølv, bly og kadmium. Sedimentene utenfor notvaskerier kan være kraftig forurenset med kobber[63].

I Mjøsa og Ålesundsfjorden har det vært særlig fokus på bromerte flammehemmere i sedimentene[77]. Det er innført kostholdsråd av varierende omfang for 32 havne- og fjordområder på grunn av høye nivåer av miljøgifter i sjømat. Områdene med innførte kostholdsråd tilsvarer omkring 800 kvadratkilometer av norskekysten[78].

8.12.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Forurensningsloven gir vid adgang til å gi pålegg til forurenser om tiltak for å redusere miljøproblemer med historisk forurensning i grunn, sjøbunn eller gruveområder. I praksis innebærer dette pålegg om å gjennomføre kartleggings- og opprydningstiltak. Det bevilges et årlig beløp over statsbudsjettet til undersøkelser og opprydningstiltak i vann, grunn og sediment som er svært forurenset. I 2010 ble det satt av 159 millioner kroner til dette formålet[79]. Beløpet forvaltes av Klima- og forurensningsdirektoratet. I hovedsak benyttes midlene til opprydningstiltak i forurenset sjøbunn. Støtten vil normalt ikke være større enn det kommuner, bedrifter eller havner selv bidrar med. Det er utarbeidet fylkesvise tiltaksplaner for opprydning i forurensede fjord- og kystområder.

I følge Klima- og forurensningsdirektoratet finnes ca. 4 000 lokaliteter der det er forurensning i grunnen eller mistanke om forurensning. I januar 2010 var det registrert omkring 390 lokaliteter med alvorlig forurensning. De totale fjord- og havneområdene med kostholdsråd har økt de siste årene. Økningen skyldes ikke en forverring av miljøtilstanden, men at nye områder har blitt kartlagt. I enkelte fjorder har kostholdsrådene blitt endret som følge av reduserte utslipp. I andre områder synker nivåene av miljøgifter i fisk og skalldyr så langsomt at kostholdsråd er opprettholdt. Kun i Vefsnfjorden i Nordland har kostholdsrådene blitt helt opphevet[80]. Områder hvor det har foregått langvarig verftsvirksomhet i stort omfang har som oftest forurensning i grunn og/eller sedimenter. Resultatene fra en undersøkelse i 2004 viste at 47 slike områder hadde høyt potensial for forurensning, mens i alt 124 områder hadde middels potensial for forurensning[81].

Ti gruveområder er prioritert for tiltak på grunn av utslipp til vassdrag. Opprydningstiltak har gitt gode resultater de siste 25 årene. For eksempel ble det samlede kobberutslippet til Orkla fra Løkken gruveområde redusert fra inntil 400 tonn årlig frem til 1984 til i underkant av 20 tonn årlig i dag. Utslippet er likevel det største blant norske kisgruver og forårsaker fortsatt negative effekter i Orkla. Forurensningen vil kunne vare i mange hundre år fremover uten ytterligere tiltak[82].

8.12.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert tre tiltak for å redusere utslippene som følge av historisk forurensning:

- Forsert opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning.
- Redusert avrenning fra nedlagte gruveområder.
- Forsert utfasing av CCA-impregnert trevirke.

8.12.4 Forsert opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning

En forsert opprydningstakt for historisk forurensning vil innebære hyppigere pålegg om opprydning fra myndighetene. Tiltaket vil også kreve økte statlige bevilgninger til tilfeller der ansvarsforholdene for forurensningen er uklare og støtten er nødvendig for å utløse at opprydningstiltak kan iverksettes.

De mest forurensede områdene bør prioriteres for opprydning. Dette omfatter grunnområder der det er fare for at miljøgifter lekker ut til omgivelsene. Det vil også være nødvendig å identifisere og raskt rydde opp i nye grunnforurensningssaker. For eksempel finnes brannøvingsfelter der det kan ha vært utslipp av PFOS-holdig brannskum som ennå ikke er undersøkt.

Eksisterende grunnforurensning har stor betydning for de nasjonale utslippene av blant annet arsen, kadmium, krom og PAH, samt noe mindre betydning for utslippene av bly og kobber. Arbeidet med opprydning ble opprinnelig konsentrert om de rundt 600 antatt mest forurensede lokalitetene, der nå 100 lokaliteter er ryddet opp i. I grunnforurensningsdatabasen finnes det i dag ca. 390 lokaliteter hvor tiltak er nødvendig for å hindre spredning av forurensningen (påvirkningsgrad 3).

Vista Analyse AS har beregnet kostnadene ved opprydning på gjenværende lokaliteter med forurenset grunn i påvirkningsklasse 3. Det er lagt til grunn en gjennomsnittskostnad på 10 millioner per lokalitet. Dette tilsvarer en gjennomsnittskostnaden for de 100 første lokalitetene der det nå er ryddet opp. Et lavt estimat kan være to millioner kroner per lokalitet, som er på linje med de laveste kostnadene for enkelte lokaliteter. Dette kan gjenspeile at kostnadene ved gjennomførte opprydninger er høyere enn kostnadene ved tiltak på gjenværende lokaliteter, ettersom de mest forurensede lokalitetene er antatt å ha vært prioritert. Et høyt estimat kan være 18 millioner kroner per lokalitet, som gjenspeiler en situasjon der en har skjøvet de antatt dyreste lokalitetene foran seg. Opprydning på alle de gjenværende lokalitetene i påvirkningsklasse 3 antas å kunne koste mellom 800 millioner til over sju milliarder, med et beste estimat på rundt fire milliarder kroner[17]. Nettokostnadene vil bli lavere dersom eiendommene etter opprydning får en høyere verdi.

Forsert opprydning i forurensede sedimenter langs kysten er nødvendig for å kunne oppheve kostholdsrådene som gjelder for mange fjordområder. Tiltaket vil ha betydning for remobilisering og spredning av miljøgifter ved oppvirvling eller akkumulering av miljøgifter i sedimentlevende organismer som senere blir føde for organismer høyere opp i næringskjeden. Samlet er opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning avgjørende for målet om et giftfritt miljø.

Kostnadene for opprydning i forurenset sjøbunn ble utredet av Klima- og forurensningsdirektoratet i 2000. Dersom ambisjonsnivået er å kunne oppheve kostholdsråd i alle fjorder med unntak av de innerste områdene (by og havneområder) og å hindre ytterligere spredning av miljøgiftene slik at situasjonen ikke forverres noe sted, ble kostnadene anslått til ca. åtte milliarder kroner. Dersom ambisjonsnivået heves slik at det kan drives fiske og fangst også i de indre fjordområdene, ble kostnadene anslått til å bli omkring 25 milliarder kroner[83]. I St.meld. nr. 12 (2001–2002) heter det at beregninger antyder at det vil koste fra flere til et titalls milliarder kroner å rydde opp langs hele norskekysten, avhengig av hvilke krav man stiller til hvor rene sedimentene skal bli[84]. Innsparinger og nytte for samfunnet ved å rydde opp er i liten grad estimert.

Forurensningsloven er i utgangspunktet et sterkt virkemiddel for å få gjennomført opprydningstiltak i områder med historisk forurensning. Det kan likevel oppstå situasjoner der forutsetningene for å bruke loven ikke er til stede. Dette kan skyldes at årsakene til forurensningsproblemene er utilstrekkelig kartlagt, eller at de ansvarlige for forurensningene ikke lenger eksisterer eller har tilstrekkelig økonomi til å finansiere opprydningen. Stortinget har vedtatt at det bør utredes hvordan myndighetene og næringslivet i samarbeid kan bygge opp et opprydningsfond for gamle miljøsynder[85]. Utvalget mener et slikt fond vil muliggjøre opprydningstiltak også i tilfeller der det er vanskelig, tidkrevende eller umulig å ansvarliggjøre forurenser, samt håndtere eventuell akutt og pågående miljørisiko fra historisk forurensning.

8.12.5 Redusert avrenning fra nedlagte gruveområder

Økosystemer i elver, innsjøer og våtmarksområder kan påvirkes negativt ved tilførsel av surt, metallforurenset vann fra gruveområder. Redusert avrenning fra nedlagte gruveområder vil være nødvendig for å sikre god vannkvalitet og overlevelsesdyktige vilkår for fisk og bunndyr i påvirkede vassdrag. I Norge er ti gruveområder prioritert for tiltak på grunn av størrelsen på utslippene. Det er gjennomført tiltak ved alle disse gruveområdene bortsett fra Storwartzfeltet på Røros. Tabell 8.11 viser de fem gruvelokalitetene med høyest utslipp av kobber og kadmium.

I arbeidet med å redusere avrenning fra nedlagte gruveområder er det tatt utgangspunkt i kobberkonsentrasjonen, fordi kobber er en akuttvirkende gift for vannlevende organismer og har stor betydning for fisks livsvilkår og reproduksjon. Målet har vært at utslippene av kobber skal reduseres med mellom 60 og 90 prosent, og at kobberkonsentrasjonen skal være under 10 mg/l i nærmeste vassdrag.

Klima- og forurensningsdirektoratet kan gi Nærings- og handelsdepartementet pålegg om å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak slik at avrenning fra nedlagte gruveområder begrenses. Utvalget har ikke utredet kostnadene ved tiltak for de ulike områdene. Vanligvis er det ikke bare økonomiske hensyn som hindrer at forurensningsbegrensende tiltak gjennomføres. Mange nedlagte gruver omfattes av lokale historiske interesser. Det finnes tilfeller der hensynet til kulturminner står i veien for gjennomføring av nødvendige tiltak for å begrense avrenning til vassdragene.

Tabell 8.11 Utslipp fra nedlagte gruver i Norge i 2009[1].

Lokalitet	Utslipp av kobber i 2008	Utslipp av kadmium i 2008
Løkken Gruber	19 tonn	0,1 tonn
Sulitjelma Bergverk	18 tonn	0,06 tonn
Folldal Verk	8 tonn	0,04 tonn
Røros – Nordgruvefeltet	4 tonn	0,02 tonn
Røros – Storwartzfeltet	1 tonn	Ikke rapportert

8.12.6 Forsert innsamling av CCA-impregnert trevirke

Utlekking av miljøgifter fra CCA-impregnert trevirke er den største nasjonale utslippskilden for arsen og krom. For å stanse utslippene vil det være nødvendig med en forsert innsamling av slikt trevirke. I praksis vil imidlertid gjennomføring av et slikt tiltak bety innføring av krav om tvungen utskiftning av CCA-impregnert trevirke, noe som vil medføre svært høye tiltakskostnader[30]. Ved fare for utlekking fra CCA-impregnert trevirke til sårbart miljø bør det gjennomføres kartlegging med mål om sanering.

Referanser kapittel 8

1. Klima- og forurensningsdirektoratet. *Norske utslipp*. Nettside: www.norskeutslipp.no
2. Odelstingsproposisjon (Ot.prp.) nr. 11: 1979–1980. *Om lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven)*. Miljøverndepartementet 28. september 1979.
3. Danielsberg, A. et al., 2005. *Kartlegging av skipsverft*. Rapport utført av Norconsult AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2044/2004.
4. Helland, A. et al., 2006. *Forurensning i bunnsedimenter i sjøområder med skipsverft*. Rapport utført av Norsk institutt for vannforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2145/2006.
5. Johnsen, A. og Engøy, T., 1999. *Contamination from marine paints – A Norwegian perspective*. Forsvarets Forskningsinstitutt.
6. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2007. *Skipsverft har dårlig kontroll på utslipp*. Nettside: http://www.klif.no/artikkel____40148.aspx
7. Norcem AS, 2007. *Rapport om bærekraftig utvikling 2007*. Miljørapport fra HeidelbergCement Northern Europe, 2007.
8. Solør Bioenergi AS. *Energigjenvinning av impregnert returtre*. Nettside: http://www.solorbioenergi.no/energigjenvinning.html
9. Finnfjord AS, 2007. *Forsøk med kreosotimpregnert treflis i FeSi- produksjon*. Rapport til Klima- og forurensningsdirektoratet. November 2007.
10. Oljeindustriens landsforening, 2009. *Oljeindustriens Miljørapport 2009*.
11. Statens Folkehelseinstitutt, 2009. Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_6039&MainArea_5661=6039:0:15,4521:1:0:0:::0:0&MainLeft_6039=6041:70097::1:6043:4:::0:0

12. Oljedirektoratet, Statens Strålevern og Klima- og forurensningsdirektoratet, 2008. *Kostnader og nytte for miljø og samfunn ved å stille krav om injeksjon / reinjeksjon av produsert vann, nullutslipp av borekaks og borevæske og inkludere radioaktivitet i nullutslippsmålet*. SFT rapport nr. TA-2468/2008.
13. Hylland, K. et al., 2006. *May persistent organic pollutants affect fish populations in the North Sea?* J. Toxicol. Environ. Health. Part A, 69:125–138.
14. Lie, K., 2009. *Design and application of a custom made cDNA microarray for the identification of toxicological biomarkers in cod (Gadus morhua)*. PhD. Universitetet i Bergen.
15. Thomas, K. et al., 2009. *Effect-Directed Identification of Naphthenic Acids As Important in Vitro Xeno-Estrogens and Anti-Androgens in North Sea Offshore Produced Water Discharges*. Environ. Sci. Technol. 43: 8066–8071.
16. Direktoratet for forvaltning og IKT, 2010. *Gjennomgang av organiseringen av kjemikalieforvaltningen – Sammen for et giftfritt miljø?* Difi rapport 2010:6.
17. Skjelvik, J., 2010. *Kostnader og konsekvenser ved utfasing av stoffer og stoffgrupper m.v.* Utredning utført av Vista Analyse AS for Miljøgiftsutvalget. April 2010.
18. EFTA Surveillance Authority, 2007. *Comments by the EFTA Surveillance Authority to Norwegian notification 2007/9016/N*. Brev til Klima- og forurensningsdirektoratet 31. august 2007.
19. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2008. *Forslag til regulering av visse miljøgifter i forbrukerprodukter – SFTs vurdering av høringsuttalelser og forslag til forskrift*. Brev til Miljøverndepartementet av 7. august 2008, vedlegg 2.
20. Nordby, T, og Bakken, E., 2009. *Det EØS-rettslige handlingsrommet for nasjonal regulering av miljøgifter*. Rapport utført av Arntzen de Besche Advokatfirma AS for Miljøgiftsutvalget. Desember 2009.
21. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Prioriterte miljøgifter. Status i 2007 og utslippsprognoser*. KLIF rapport nr. TA 2571–2010.
22. Huse, A. og Aas-Aune, S., 2008. *Kartlegging av bruk, forekomst og omfang av siloksaner i Norge*. Rapport utført av Cowi AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2557/2009.
23. Läkemedelsverket, 2009. *Redovisning av regeringsuppdrag gällande möjligheten att skärpa miljökrav vid tillverkning av läkemedel och aktiv substans*. Rapport fra Läkemedelsverket, 16 desember 2009.
24. Helsedirektoratet, 2008. *Offentlig informasjon / offentlige helsekampanjer*. Delrapport under hovedprosjektet Helsetjenester i apotek. Avgitt fra arbeidsgruppen 19. desember 2008.
25. Thomas, K. et al., 2007. *Occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluents from hospitals (Ullevål and Rikshospitalet) and VEAS wastewater treatment works*. Rapport utført av Norsk institutt for vannforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2246/2007.
26. Stiftelsen Miljømerking. *Nå kan medisinsk éngangutstyr bli svanemerket*. Nettside: http://www.ecolabel.no/aktuelt/nyhetsarkiv/nyhetsarti/na-kan-med/
27. Skoog, K. et al., 2010. *Nye miljøgifter – Litteraturstudie april 2010*. Rapport utført av Bergfald & Co AS for Miljøgiftsutvalget. April 2010.
28. Statistisk Sentralbyrå, 2009. *Farlig avfall – endelige tall 1999–2008*. Nettside: http://www.ssb.no/spesavf/
29. Wormstrand, E. et al., 2009. *Videreutvikling av produsentansvaret*. Rapport utført av Norsas AS for Miljøgiftsutvalget. Desember 2009.
30. Wærner, E. et al., 2010. *Lavkontaminert avfall – Fraksjoner som kan føre til utlekking av miljøgifter*. Rapport utført av Hjellnes Consult AS for Miljøgiftsutvalget. Februar 2010
31. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2008. *Utrangerte fritidsbåter*. SFT rapport nr. TA-2391/2008.
32. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2008. *Strategi for farlig avfall 2008–2010*. SFT rapport nr. TA-2385/2008.
33. Øygarden, A., et al., 2010. Operasjon duppeditt – småelektronikkampanjen 2009. Avfall Norge rapport nr. 2 2010.
34. Huse, A. et al., 2008. *Bromerte flammehemmere i avfallsstrømmen*. Rapport utført av Cowi AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2380/2008.
35. Hovde, L. og Hansen, K., 2008. *Undersøkelser av lettfraksjon fra fragmenteringsverk*. Rapport utført av Hjellnes Consult AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2447/2008.
36. Berg, B., 2007. *Organiske miljøgifter i kretsløpet – spredning via sigevann*. Rapport utført for Avfall Norge. September 2007.
37. Weideborg, M. og Furuseth, K., 2006. *Miljøgifter i sigevann*. Rapport utført av Hjellnes Consult AS og Aquateam AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. Juli 2006.
38. Eggen, T. og Möder, M., 2009. *Bestemmelse av utvalgte tradisjonelle og nye organiske miljøpro-*

blemstoffer i sigevann fra ISI avfallsfylling og i innløpsvann til VEAS. Bioforsk rapport nr. 87 – 2009 (Vol 4).
39. Høk, F., et al., 2007. *Handdukar med ett smutsigt förflutet*. Rapport fra Naturskyddsföreningen.
40. Prevdonik, A., 2008. T-tröjor med ett smutsigt förflutet. Rapport fra Naturskyddsföreningen.
41. Vitenskapskomitéen for mattrygghet, 2009. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. VKM-rapport 05/511–22.
42. Blytt, L., 2007. *Organiske miljøgifter i norsk avløpsvann. Resultater fra undersøkelsen i 2006/2007*. Rapport utført av Aquateam A/S for Norsk vann. Norvar rapport nr. 157 / 2007.
43. Jartun, M. et al., 2005. *Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen*. Rapport utført av Norges geologiske undersøkelse for Fylkesmannen i Hordaland. NGU rapport 2005.051.
44. Jartun, M. et al., 2008. *Nasjonalt estimat på problemomfang og mengdeberegning for PCB i stående bygningsmasse i Norge*. Rapport utført av Norges geologiske undersøkelse for Klima- og forurensningsdirektoratet. NGU rapport 2008.080.
45. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2005: *Fjerner Mjøsa-slam med flammehemmere*. Nettside: http://www.klif.no/no/Aktuelt/Nyheter/2005/April/Fjerner-Mjosa-slam-med-flammehemmere/?cid=36643
46. Storhaug, R. & Bruås, L., 2004. *Stoff for stoff – kilde for kilde*: Kvikksølv i avløpsnettet. Rapport utført av Akvateam AS for Klima- og forurensningsdirektoratet, Norsk Vann og VEAS. SFT-rapport TA – 2039/2004.
47. Mattilsynet, 2010. *Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2005–2009*. Mattilsynet, Seksjon nasjonale godkjenninger. Februar 2010.
48. NORM/NORM-VET, 2008. *Usage of Antimicrobial Agents and Occurrence of Antimicrobial Resistance in Norway*. Tromsø / Oslo 2009. ISSN: 1502-2307.
49. Statistisk sentralbyrå, 2009. *Use and emissions of hazardous substances in Norway, 2002–2007*. SSB rapport nr. 2009 / 41.
50. Landbruks- og matdepartementet, 2009. *Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (2010–2014)*. September 2009.
51. Landbruks- og matdepartementet, 2009. *Evaluering av Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (2004–2008)*. Rapport fra arbeidsgruppe avgitt mars 2009.
52. Landbruks- og matdepartementet, 2009. *Økonomisk, agronomisk – økonomisk!* Handlingsplan for å nå målet om 15 pst. økologisk produksjon og forbruk i 2015. 20. januar 2009.
53. Mattilsynet, 2005: *Retningslinjer. Klassifisering av plantevernmidler i avgiftsklasser differensiert etter helse- og miljøegenskaper*. Versjon av 3. januar 2005.
54. Ludvigsen, G. og Lode, O., 2008. *Oversikt over påviste pesticider i perioden 1995–2006*. Rapport utført av Bioforsk for Statens landbruksforvaltning. Bioforsk rapport Vol 3 nr. 14 2008.
55. Mattilsynet, 2006. *Autorisasjonsordningen*. Nettside: http://www.mattilsynet.no/planter/plantevernmidler/autorisasjonsordningen
56. Statens landbruksforvaltning, 2008. *Nasjonalt miljøprogram 2008 Nasjonale prioriteringer og virkemidler i jordbrukets miljøinnsats*. Rapport nr. 20/2008.
57. Refsgård, K. et al., 2006. *Risikoreduksjon ved bruk av plantevernmidler, en samfunnsøkonomisk analyse*. Rapport utført av Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning og Bioforsk på oppdrag for Mattilsynet. NILF rapport 2006–5.
58. Bichel, S. et al., 1998. *Rapport fra udvalget til vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidanvendelsen*. Rapport fra hovedudvalget (Bischel udvalget). 16. mars 1998.
59. Ørum, J. et al., 2003. *Driftsøkonomisk analyse af reduceret pesticidanvendelse i dansk landbrug – en opdatering af Bicheludvalgets analyser*. Rapport utført av Fødevareøkonomisk institutt på oppdrag fra Miljøstyrelsen. Desember 2003.
60. Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2010. *Økt forbruk av midler mot lakselus i norsk fiskeoppdrett i fjor*. Nettside: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5565&MainArea_5661=5565:0:15,2675:1:0:0:::0:0&MainLeft_5565=5544:83066::1:5569:1:::0:0
61. Samuelsen, O. og Ervik, A., 2010. *Vurdering av helse- og miljøeffekter ved bruk av flubenzuroner ved avlusing av oppdrettsfisk*. Rapport fra havforskningen nr. 4. 2010. Havforskningsinstituttet.
62. Miljøstatus i Norge: *Kobberholdig notimpregnering*. Nettside: http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kobber/Kobberholdig-notimpregnering/
63. Johnsen, G. et al., 2009. *Framlegg til tiltaksutgreiing. Beskriving av forureiningssituasjonen ved Ytrøy i Solund kommune*. Rapport fra Rådgivende Biologer AS. 23. desember 2009.
64. Veterinærinstituttet, 2009. *Veileder for nasjonal bekjempelse av lakselus*. Revidert utgave av november 2009.
65. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2005. *Vurdering av virkemidler for å redusere utslippene av kobber*. SFT-utredning av 15. desember 2005.

66. Oslo kommune – Miljøportalen, 2010. Nettside: http://www.miljo.oslo.kommune.no/luftkvalitet/prosjekter/article147505-39102.html
67. Statistisk Sentralbyrå, 2009. *Økt utslipp av svevestøv*. SSB magasinet. Nettside: http://www.ssb.no/vis/magasinet/miljo/art-2010-06-28-01.html
68. Schlabach, M. og Tønnessen, D., 2008. *Background levels of dioxin and PCB in Oslo*. Rapport utført av Norsk institutt for luftforskning for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2453/2008.
69. Statistisk sentralbyrå, 2002. *Utslipp til luft av dioksiner i Norge – Dokumentasjon av metode og resultater*. SSB rapport nr. 2002/7.
70. Birkeland, H. og Etterstøl, A., 2008. *Miljøvennlig energiforsyning til byggverk*. Rapport utført av Norsk Energi for Statens bygningstekniske etat. 2008.
71. Statistisk Sentralbyrå, 2001. *Utslipp til luft fra vedfyring i Norge*. SSB rapport nr. 2001/36.
72. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2006. *Vedfyring – forslag til tiltak og initiativer*. Brev til Miljøverndepartementet med vedlegg av 5. april 2006.
73. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009. *Utslipp av prioriterte miljøgifter i 2006*, SFT rapport nr. TA-2482/2009.
74. Stortingsmelding nr. 16 (2008–2009). *Nasjonal transportplan 2010–2019*. Samferdselsdepartementet 13. mars 2009.
75. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Klimakur 2020 – Tiltak for virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020*. KIIF rapport nr. TA-2590/2010.
76. Miljøstatus i Norge: *Avrenning fra gruver*. Nettside. http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/
77. Økland, T. og Skoog, K., 2008. *Polybrominated diphenyl ethers and Perfluorinated compounds in the Norwegian environment*. Rapport utført av Bergfald og Co AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT-rapport nr. TA-2450/2008
78. Miljøstatus i Norge, 2009. *Forurenset sjøbunn*. Nettside: http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_marint/Forurenset-sjobunn/
79. Stortingsproposisjon nr. 1, 2009–2010. *Proposisjon til Stortinget – for budsjettåret 2010*. Miljøverndepartementet 25. September 2009.
80. Mattilsynet, 2009. *Fisk og skalldyr fra visse havner og fjorder.* Nettside: http://matportalen.no/Emner/Fisk_og_skalldyr_fra_visse_havner_og_fjorder
81. Danielsberg, A. et al., 2005. *Kartlegging av skipsverft*. Rapport utført av Norconsult AS for Klima- og forurensningsdirektoratet. SFT rapport nr. TA-2044/2004.
82. Iversen, E., 2009. *Kontroll av massebalanse i Løkken gruveområde, Meldal kommune. Undersøkelser i perioden 1.9. 2007–31.08. 2008*. NIVA-rapport nr. 5749-2009.
83. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2000. *Miljøgifter i norske fjorder – ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn*. SFT rapport nr. TA-1774/2000.
84. Stortingsmelding nr. 12 (2001–2002). *Rent og rikt hav.* Miljøverndepartementet 15. Mars 2002.
85. Stortingets energi- og miljøkomité, 2000: *Innstilling nr. 295 (2000–2001) om Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand.*

Kapittel 9
Vurdering av tiltak som vil gi et bedre beslutningsgrunnlag

9.1 Forskning

9.1.1 Betydning for utslippsmålet

Forskning gir kunnskap om nye helse- og/eller miljøskadelige stoffer og er avgjørende for å kunne forstå mekanismer bak spredning, eksponering og eventuelle skadevirkninger av miljøgifter. Det er i mange tilfeller et langt tidsrom fra en potensiell miljøgift først brukes i produkter eller i en prosess, frem til eventuelle skadevirkninger i miljøet eller på helse oppdages. Forskning på miljøgifter er derfor nødvendig for å være i forkant av utviklingen og påkrevd som støtte til nasjonale og internasjonale tiltak.

9.1.2 Eksisterende norske forskningsprogrammer og behov for nye tiltak

Forskningsrådet skal være et nasjonalt utøvende forskningsstrategisk organ med ansvar for å øke kunnskapsgrunnlaget og medvirke til å dekke det behovet samfunnet har for forskning. Forskningsrådets mandat er blant annet å gi myndighetene råd i forskningspolitiske saker, forvalte forskningsmidler, skape møteplasser og være nettverksbygger.

Det samlede budsjettet for Norges forskningsråd (Forskningsrådet) i 2010 var på over sju milliarder kroner[1]. To av Forskningsrådets programmer er særlig relevante for miljøgifter; Miljø, gener og helse (MILGENHEL) og Norsk miljøforskning mot 2015 (MILJO2015). I tillegg er miljøgiftsrelaterte tema integrert som mindre deler i andre forskningsprogrammer som Nanoteknologi og nye materialer (NANOMAT) og Havet og kysten (HAVKYST).

Forskningsprogrammet MILGENHEL skal bidra til mer kunnskap om hvordan ulike miljøfaktorer påvirker helsen. Programmet tar sikte på å inkludere alle eksponeringsveier, og både miljø- og helseaspekter skal være integrert i forskningsprosjektene. Effekter av miljøfaktorene skal undersøkes fra molekyl- og gennivå opp til individ- og populasjonsnivå. Prioriterte områder er blant annet toksikologi, helse- og miljøfarlige kjemikalier, inneklima, helseeffekter av mat og vann, luftforurensninger og antibiotikaresistens. Problemstillinger knyttet til barns helse og utvikling skal gis særlig oppmerksomhet. Kompetanseoppbygging innenfor toksikologi skal også vektlegges[2]. Forskningsprogrammet er det eneste i Forskningsrådet med fokus på human toksikologi. I programmets handlingsplan for 2009 går det frem at den årlige bevilgningsrammen på ca. 23 millioner kroner er altfor lav i forhold til programmets målsettinger. Ambisjonsnivået for programmet vil derfor bli justert for å stemme overens med de faktiske bevilgninger[3].

Forskningsprogrammet MILJO2015 er et bredt, tverrfaglig forskningsprogram som skal gi kunnskap om sentrale miljøspørsmål og danne grunnlag for fremtidig politikkutforming. Forskningen skal gi økt kunnskap om ulike faktorers påvirkning på miljøet og grunnlag for mer presist å forstå tålegrensene for bruk av miljøressurser, hvordan andre hensyn kan balanseres i forhold til dette og hvordan politikk og virkemidler kan utformes og gjennomføres for å gi varige løsninger på miljøspørsmål. Programmet er organisert i en faglig struktur med fire tematiske områder og et overgripende område:

- SAMFUNN, som skal gi økt kunnskap om grunnleggende samfunnsmessige forhold som hindrer eller fremmer en bærekraftig bruk og forvaltning av naturmiljøet.
- LAND, som skal styrke kunnskapsgrunnlaget for en langsiktig og helhetlig bruk av landskapet og dets natur- og kulturverdier.
- VANN, som skal gi økt kunnskap om økosystemprosesser i ferskvann og effekt av påvirkninger.
- FORURENS, som skal gi økt kunnskap om de samvirkende effektene av forurensning over tid.

– TVERS, som skal støtte tverrfaglige forskningsprosjekter som kan gi økt kunnskap om samspillet mellom natur, samfunn og kultur.

Totalbudsjettet for forskningsprogrammet Norsk miljøforskning mot 2015 er på ca. 70 millioner kroner i året. Dette skal dekke forskning innenfor en rekke områder, der miljøgifter kun er ett av svært mange tema[4]. Til sammenligning har programmet Klimaendringer og konsekvenser for Norge (NORKLIMA) et årlig budsjett på 70 millioner kroner per år, det vil si totalt 350 millioner kroner fra 2010 til 2015[5]. I likhet med klimaproblemer representerer miljøgifter et globalt helse- og miljøproblem. For å løse problemet kreves økt forskningsinnsats.

Generelt har bevilgningene til forskning på miljøgifter vært relativt begrensede og ikke gitt grunnlag for tilstrekkelig forskning sett i forhold til oppfyllelse av utslippsmålene. Norske forskningsmiljøer har dokumentert tilstrekkelig kvalitet til å kunne bidra internasjonalt til løsning av generelle problemer som blandingsgiftighet og effekter av metabolitter. Det er imidlertid også behov for å legge vekt på spesielle norske forhold.

9.1.3 Aktuelle nye tiltak

For forskning rettet mot miljøgifter har utvalget vurdert to tiltak:

- Økte ressurser til forskning på miljøgiftsrelaterte tema.
- Etablering av et strategisk forum for forskning på miljøgifter.

9.1.4 Økte ressurser til forskning på miljøgiftsrelaterte tema

Økt forskning på miljøgifter er nødvendig på flere områder. Utvalget har særlig vurdert behovet for naturvitenskapelig forskning knyttet til miljøgifter, men det er også behov for økte ressurser til for eksempel tiltaks- og virkemiddelforskning. Forskningsfelt utvalget mener bør styrkes er:

– Kunnskap om effekter knyttet til eksponering for miljøgifter i sensitive perioder, eksempelvis foster-, vekst- og fasteperioder.
– Kunnskap om samlet effekt av ulike stressfaktorer, for eksempel miljøgiftseksponering, næringstilgang, klimaendringer, endringer i næringskjeden, introduserte arter osv.
– Skadevirkninger og effektgrenser i miljøet og for mennesker.
– Skadevirkninger ved eksponering for miljøgifter i blanding.
– Betydningen av nedbrytingsprodukter og metabolitter.
– Eksponering for miljøgifter i inneluft.
– Brukerstyrt forskning på miljøgiftsfrie alternativer, for eksempel til antibegroing, impregnering, brannhemming og overflatebehandling.
– Mulige effekter av eksponering for produserte nanomaterialer.
– Tiltaks- og virkemiddelforskning der de spesielle forhold ved miljøgifter vektlegges.

Utvalget vil spesielt fremheve de to første punktene som prioriterte. Utvalget mener videre at det bør etableres et eget program for miljøgiftsrettet forskning i Forskningsrådet. Programmet kan organiseres i en faglig struktur med to tematiske hovedområder; human toksikologi og økotoksikologi, mens tiltaks/virkemiddelforskning kan gå på tvers av disse. Tiltaket vil være avgjørende for å skaffe et bedre grunnlag for risikovurderinger og dermed styrke beslutningsgrunnlaget på miljøgiftsområdet, nasjonalt og internasjonalt. Det vanskelig å anslå hvor store forskningsmidler som er nødvendig for å dekke kunnskapsbehovet siden dette også må sees i sammenheng med mulighetene som finnes nordisk og i Europa. Det er imidlertid behov for prioritering av midler til dette området.

Det bør også stilles krav til at innovasjonsprosjekter skal inkludere helse- og/eller miljømessige aspekter, slik at ikke myndighetene gjennom egne støtteordninger stimulerer utvikling som innebører økt miljøgiftsbelastning. Et slikt krav kan være spesielt hensiktsmessig når det gjelder forskning på utvikling av ny teknologi og nye materialer.

9.1.5 Etablering av et strategisk forum for forskning på miljøgifter

For enkelte områder har Regjeringen oppnevnt såkalte strategiske fora, med representasjon fra forskningsmiljøer, miljøorganisasjoner, offentlige etater og næringsliv, for å etablere helhetlige forskningsstrategier. Opprettelsen av Klima 21 var en direkte oppfølging av Stortingets klimaforlik. Klima 21 skal utvikle en helhetlig strategi for norsk klimaforskning og bidra til at forskningsresultater tas i bruk. Arbeidet i gruppen skal gi innspill om hvordan og hvorfor klimaet endrer seg og hvilke konsekvenser dette vil få for ulike sektorer og for folk flest. Energi 21 ble etablert i 2008 og skal utvikle den nasjonale strategien for forskning, utvikling, demonstrasjon og kommersialisering av

energiløsninger. Det er besluttet at Energi 21 skal videreføres som en permanent ordning.

På samme måte mener utvalget det bør etableres et strategisk forum for forskning på miljøgifter. Et slikt forum bør legge vekt på områder der norsk forskning kan gi gode bidrag til internasjonale prosesser. Mandatet til et strategisk miljøgiftsforum bør derfor ses i sammenheng med hvilke stoffer og problemstillinger det er særskilte forventinger til at Norge skal utrede i det internasjonale samarbeidet, og norske interesser og ambisjoner knyttet til dette. Prioriteringene bør også sees i sammenheng med EUs kjemikalieforordning (REACH) og de kunnskapshullene norsk forskning kan bidra til å tette. Endelig bør mandatet sees i sammenheng med utarbeidelsen av statistikk i Klima- og forurensningsdirektoratet og Statistisk sentralbyrå og kvaliteten i miljødatabasene. Sentrale spørsmål vil være hvilke data som er nødvendige av hensyn til rapportering til departementet og Stortinget, av hensyn til publikum og av hensyn til overvåking og styring av feltet.

Opprettelsen av et strategisk forum for forskning på miljøgifter vil bidra til at det etableres forskningsprogrammer som gir et bedre beslutningsgrunnlag for miljøpolitiske beslutninger. I tillegg vil et slikt forum bidra til at sentrale samfunnsaktører trekkes med i planleggingen av forskningen, og at det utvikles gode læringsarenaer hvor brukere og forskningsmiljøer samarbeider om problemløsning og gjennomføring av løsningene.

9.2 Miljøgiftsovervåking

9.2.1 Betydning for utslippsmålet

Overvåking av miljøgifter i mennesker og økosystemer er en sentral del av norsk miljøforvaltning. Miljøovervåking er nødvendig for å kunne registrere eksisterende nivåer av miljøgifter og eventuelle resultater av iverksatte tiltak. Miljøovervåking gjør også at nye helse- og/eller miljøutfordringer kan oppdages på et tidlig tidspunkt og kan gjøre det mulig å påvise eventuelle miljøgiftsrelaterte skader på miljø og/eller helse. Fordi lange tidsserier er nødvendig for å kunne påvise trender vil det være nødvendig med langsiktig støtte til miljøgiftsovervåking.

Helse- og/eller miljødata fra nordområdene har gitt gode argumenter i internasjonale prosesser om en del miljøgifter, da slike funn blant annet dokumenterer langtransport av stoffene. Resultater fra norsk overvåking kan derfor gi gode begrunnelser for at globale tiltak er nødvendig for å begrense spredning av ulike stoffer og kan gi Norge gjennomslagskraft i europeisk og internasjonalt arbeid.

9.2.2 Eksisterende overvåkingsprogrammer og behov for nye tiltak

Klima- og forurensningsdirektoratet er hovedansvarlig for gjennomføringen at det statlige programmet for forurensningsovervåkning. Overvåkingsprogrammet omfatter forekomst av miljøgifter i terrestrisk miljø, innsjøer og kystområder og skal gi informasjon både om den generelle miljøtilstanden og om forholdene i spesielt utsatte områder. Undersøkelsene er landsomfattende og inkluderer undersøkelser i Arktis. Norge deltar også i overvåkingsprogram som er tilknyttet internasjonale konvensjoner og avtaler, for eksempel gjennom OSPAR-konvensjonen. Forpliktende internasjonal overvåking er integrert med den nasjonale overvåkingen[6].

For 2010 ble det bevilget 144,5 millioner kroner til miljøovervåking og miljødata over budsjettet til Miljøverndepartementet. Dette tilsvarte en økning på ca. 1,1 millioner fra 2009. Midlene skal dekke overvåking innenfor en rekke miljøpolitiske resultatområder, herunder overvåking av farlige kjemikalier. Bevilgningen skal også dekke formidling av resultatene, blant annet gjennom utvikling og drift av nettsidene til Miljøstatus i Norge[7].

Det er satt i gang et arbeid med å opprette en nasjonal miljøprøvebank med ulike typer prøvemateriale for senere analyser av miljøgifter. Formålet er å kunne foreta nye analyser av prøver når bedre analysemetoder utvikles, fastsette bakgrunnsnivåer for nye miljøgifter og etablere tidstrender. Miljøprøvebanken vil også bidra til å øke utnyttingen av ressurser og effektivisering innenfor forskning og overvåking, da omfanget av innsamlede prøver vil bli betydelig større enn før, slik at nye og flere formål kan dekkes. Miljøprøvebanken skal inneholde biologiske prøver på flere ulike nivåer i næringskjeden, prøver av sediment, luft og nedbør og humant materiale, for å kunne overvåke miljøgiftsnivåer i mennesker[7].

Det arbeides også med å opprette en database (EXPO) ved Statens arbeidsmiljøinstitutt. Hensikten er at alle virksomheter i landet skal legge inn de eksponeringsmålingene de får fremover i første omgang, og senere også historiske data som ikke alt finnes i EXPO, slik at databasen gir en oversikt over hvilke eksponeringsnivåer som finnes ved norske arbeidsplasser. Oppstart av databasen skjer med pilotforsøk i fire bransjer. Målet

er at det etter hvert skal forskriftfestes krav om at virksomheter skal legge inn målinger i databasen.

Dagens overvåkingsprogrammer er i første rekke et instrument for å kartlegge utslippskilder og nivåer av miljøgifter i miljøet. Det er et stort behov for overvåking når det gjelder mulige skadevirkninger i miljøet, hos arbeidstakere og på folkehelse som følge av miljøgiftseksponering. Ved å inkludere flere stoffer og geografiske områder i overvåkingsprogrammene vil det også være mulig å raskere identifisere nye miljøgiftsutfordringer og å kunne foreslå nødvendige reguleringer, både nasjonalt og internasjonalt.

9.2.3 Aktuelle nye tiltak

For miljøgiftsovervåking har utvalget vurdert ett tiltak:

- Økt kvalitet og omfang på miljøgiftsovervåking.

9.2.4 Økt kvalitet og omfang på miljøgiftsovervåking

Økt ressursbruk til overvåking av miljøgifter vil gi mulighet til å inkludere flere stoffer og områder i overvåkingsprogrammene. Områder som bør prioriteres er Arktis, økosystemer som er påvirket eller kan påvirkes av lokal eller regional industriell aktivitet, områder som kan være forurenset fra forsvarsaktiviteter, landbruksområder, områder utenfor avløpsrenseanlegg og fjordområder der det er innført kostholdsråd. Eksempler på stoffer det kan være aktuelt at prioriteres høyere i overvåkingen kan være hormonforstyrrende stoffer i kosmetikk og legemidler, og flere bromerte flammehemmere, perfluorerte forbindelser, fosforganiske flammehemmere og siloksaner. Som en del av miljøovervåkingen bør Klima- og forurensningsdirektoratet få ansvar for å utarbeide en kartlegging og risikovurdering av miljøgifter i norsk flora og fauna hvert fjerde år. Dette omfatter en sammenligning av nivåer og trender fra overvåkingsprogrammer med skadeterskler og effektgrenser. En slik kartlegging vil danne et godt grunnlag for prioritering av nye tiltak og virkemidler.

Miljøundersøkelser av legemidler og kjemikalier ved etablering, utvidelse eller drift av oppdrettsanlegg vil gi økt kunnskap om nivåer og mulige skadevirkninger på marint miljø fra utslipp. En slik kartlegging vil danne et godt grunnlag for prioritering av nye tiltak og virkemidler.

For å overvåke forekomst og nivåer av miljøgifter bør det etableres et nasjonalt overvåkingsprogram, koblet opp mot en nasjonal biobank for humane prøver. Et slikt initiativ vil gjøre det mulig å følge med på umiddelbare trender for miljøgifter, samt analysere prøver retrospektivt for å avdekke om nyoppdagede stoffer allerede har vært i omløp. Prøvene vil kunne brukes til å måle parametre for kroniske sykdommer, ernæringsstatus og nivåer av ulike miljøgifter. Slik informasjon kan være viktig for å etablere nasjonale basisdata for en rekke helseindikatorer, som hypertensjon, hjerte-kar sykdommer og infeksjonssykdommer.

Sammenliknet med tilsvarende kanadiske og amerikanske programmer bør et prøvemateriale fra 650–700 personer være tilstrekkelig for å vurdere status i Norge. Aktuelle populasjonsgrupper vil være gravide, nyfødte, barn, tenåringsgrupper, voksne menn, voksne kvinner og yrkeseksponerte. Relevante medier er blodprøver fra gravide, navlestrengsblod, urinprøver, brystmelk, hårprøver og meconium, som er en ny og lovende prøve som kan tas fra nyfødte. Halveringstid for de fleste stoffene som er aktuelle tilsier et program der nye prøver tas med to til fem års mellomrom.

Økt kvalitet og omfang på miljøgiftsovervåkingen vil være avgjørende for å forbedre beslutningsgrunnlaget for virkemiddelbruken. En opptrapping av ressursene til overvåking er nødvendig for å oppdage helse- og/eller miljøutfordringer på et tidlig tidspunkt, samt gi norske argumenter tyngde i internasjonale prosesser. Utvalget anbefaler en trinnvis økning av ressurser til miljøgiftsovervåking frem mot 2020.

9.3 Utslippsstatistikk

9.3.1 Betydning for utslippsmålet

Offisiell utslippsstatistikk legges til grunn for myndighetenes arbeid med å stanse utslippene av miljøgifter og står sentralt når resultater fra miljøgiftsarbeidet kommuniseres til befolkningen.

9.3.2 Eksisterende utslippsstatistikk og behov for nye tiltak

Klima- og forurensningsdirektoratets utslippsstatistikk for miljøgifter beregnes ut i fra utslippsmålinger, gjerne for større punktkilder som industri, petroleumssektoren, forbrenningsanlegg eller avløpsanlegg, eller med utgangspunkt i utslippsfaktorer, som er vanlig for diffuse kilder som vedfyring, transport eller produktrelaterte utslipp. Begge beregningsmåter er usikre, men usikkerheten vurderes som særlig stor når det gjelder produktrelaterte utslipp.

Plikten til deklarering i Produktregisteret gjelder alle kjemiske stoffer og produkter som er klassifisert etter merkeforskriften og som årlig produseres eller importeres i volum på 100 kilo eller mer. Deklareringsplikten gjelder ikke for stoffer i faste bearbeidede produkter. Dette gjør at statistikken for produktrelaterte utslipp ofte er mangelfull. Spesielt for miljøgifter der faste bearbeidede produkter er en dominerende kilde kan dette ha betydning for utslippsbildet og føre til at så vel tilførslene som utslippene underrapporteres[8].

I Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes kontroll med helse- og miljøfarlige kjemikalier i 2002 ble det påpekt stor usikkerhet knyttet til utslippstallene som presenteres i myndighetenes utslippsstatistikk, særlig når det gjelder produktrelaterte utslipp fra faste bearbeidede produkter. I og med at det er vedtatt klare resultatmål for redusert bruk og utslipp av kjemikaliene på prioritetslisten ble det pekt på nødvendigheten av at det finnes tilfredsstillende metoder for å vurdere graden av måloppnåelse[9]. Dagens utslippsstatistikk er fremdeles beheftet med de samme manglene. Utvalget mener det er en forutsetning for å kunne imøtegå Riksrevisjonens merknader fra 2002 at grunnlaget for dagens utslippsstatistikk forbedres, særlig når det gjelder utslipp av miljøgifter som stammer fra faste bearbeidede produkter.

Det kan synes som om forskjellige myndighetsorganer opererer med til dels ulik metodikk og ulike utslippsfaktorer for samme stoff og bruksområde. For eksempel er utslippene av mellomkjedete klorparafiner i 2007 estimert til 27 tonn av Klima- og forurensningsdirektoratet, mens Statistisk sentralbyrå anslår utslippene av samme stoffgruppe til 125 tonn i samme år[8, 10].

Det finnes også eksempler på at alle stoffene som er relevante for utslippsbildet ikke inngår i utslippsstatistikken. For eksempel inkluderer ikke Klima- og forurensningsdirektoratet utslipp av naftalen i produsert vann i utslippsstatistikken til tross for at denne forbindelsen utgjorde godt over 90 prosent av de samlede PAH-utslippene fra petroleumsvirksomheten i 2008[8, 11].

9.3.3 Aktuelle nye tiltak

For området utslippsstatistikk har utvalget vurdert ett tiltak:

- Bedre kvalitet på og samordning av myndighetenes utslippsstatistikk.

9.3.4 Bedre kvalitet på og samordning av myndighetenes utslippsstatistikk

God kvalitet på myndighetenes utslippsstatistikk er nødvendig for å kunne gjøre riktige miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Det er derfor viktig at statistikken gir et best mulig bilde av hvordan ulike kilder bidrar til utslippene av miljøgifter.

Forbedring av utslippsstatistikken bør i første omgang bestå av tre hovedkomponenter:

– Samordning av ulike myndigheters utslippsstatistikk.
– Forbedring av statistikkgrunnlaget for miljøgifter i kjemikalier og faste bearbeidede produkter.
– Inkludering av alle stoffer og kilder med betydning for utslippsbildet.

En samordning av utslippsstatistikk fra Klima- og forurensningsdirektoratet og Statistisk sentralbyrå bør være overkommelig å gjennomføre. I praksis vil dette innebære at lik metodikk, like utslippsfaktorer og samme datagrunnlag benyttes.

Det er viktig at statistikken er oppdatert, sammenstiller alle kilder og i størst mulig grad er oppdelt på små geografiske enheter. Statistikk for tilførsler til vann er utilfredsstillende. Det finnes ikke en samlende oversikt over de totale tilførslene til for eksempel fjorder, vannforekomster eller for en kommune samlet. En vurdering av hvilken betydning ulike diffuse utslipp og punktkilder har i et helhetsperspektiv er derfor umulig å gjennomføre på mindre områder. En forbedring av vannstatistikk vil være til nytte for forvaltningen og bidra til å dekke allmennhetens rett til miljøinformasjon.

Årsaken til den store usikkerheten for produktrelaterte miljøgiftsutslipp har sammenheng med lite informasjon om mengdene miljøgifter som finnes i faste bearbeidede produkter. Innføring av plikt til å rapportere innhold av miljøgifter i faste bearbeidede produkter til Produktregisteret vil derfor kunne forbedre myndighetenes utslippsstatistikk betraktelig. Tiltaket vil kunne medføre administrative kostnader for Klima- og forurensningsdirektoratet, da det må påregnes flere årsverk til å håndtere mer informasjon, og for næringslivet, da informasjon om miljøgifter i faste bearbeidede produkter må systematiseres og sendes inn. Ofte vil informasjon om ulike stoffer i produkter ikke finnes i de spesifikasjonene som følger produktene ved internasjonal handel. I slike tilfeller kan en frivillig innrapportering gjennom en database tilknyttet Produktinformasjonsdatabanken (PiB) være et første skritt.

Det siste aspektet for å forbedre utslippsstatistikken handler om å ta i bruk eksisterende data for å gi en balansert fremstilling av utslippsbildet. Tiltaket vil ikke medføre økte kostnader. For eksempel er årlige utslipp av PAH (inkludert naftalen) i produsert vann tilgjengelig i Oljeindustriens landsforenings miljørapport.

9.4 Åpenhet

9.4.1 Betydning for utslippsmålet

Åpenhet er nødvendig for å kunne vite hvilke stoffer som slippes ut til miljøet, stoffenes egenskaper og eventuelle skadevirkninger av utslippene. Tilgang til informasjon om miljøgiftsinnhold i kjemikalier og faste bearbeidede produkter er viktig for å kunne beskytte seg mot helse- og miljøskade og for å legge forholdene til rette for miljøvalg hos offentlige og private beslutningstakere. Ved utslippssøknader er det avgjørende at allmennheten har informasjon om hvilke stoffer som kan forventes å slippes ut. Tilsvarende vil det være viktig for forskningsmiljøer å ha tilgang til slik informasjon som grunnlag for forskning på eventuelle skadevirkninger.

9.4.2 Eksisterende virkemidler og behov for nye tiltak

Århus-konvensjonen trådte i kraft i oktober 2001 og omhandler retten til miljøinformasjon, allmennhetens deltagelse i beslutningsprosesser og adgang til klage og domstolsprøving på miljøområdet. Århus-konvensjonen omfatter hovedsakelig offentlige institusjoner og deres plikt til å hente inn opplysninger om miljøet og gjøre informasjonen kjent for publikum. Det kan være grunner til at myndighetene kan eller må la være å offentliggjøre miljøinformasjon, for eksempel dersom dette kommer i konflikt med hensynet til å ivareta bedriftshemmeligheter og opphavsrettigheter.

Miljøinformasjonsloven trådte i kraft 1. januar 2004. Loven går lenger enn Århus-konvensjonen da den gir lovfestet rett til miljøinformasjon, både fra offentlige myndigheter og offentlige og private virksomheter. Produktkontrolloven inneholder bestemmelser som gir allmennheten rett til helse- og/eller miljøinformasjon for produkter. Begge lovverk hjemler at krav om informasjon kan avslås dersom informasjonen som etterspørres angår tekniske innretninger og fremgangsmåter, samt drifts- eller forretningsforhold som det vil være av konkurransemessig betydning å hemmeligholde.

9.4.3 Aktuelle nye tiltak

Utvalget har vurdert ett tiltak knyttet til åpenhet:

- Bedre tilgang til miljøgiftsinformasjon.

9.4.4 Bedre tilgang til miljøgiftsinformasjon

Utvalget mener det er viktig med større åpenhet og bedre tilgang til miljøgiftsinformasjon enn det som er lovfestet i dag. Tiltaket vil ha betydning spesielt for organisasjoners og bransjers muligheter til å engasjere seg i miljøgiftsrelaterte spørsmål. Dessuten kan tiltaket føre til at nye helse- og/eller miljøutfordringer oppdages på et tidligere tidspunkt, ved at forskningsmiljøene lettere får tilgang til miljøgiftsinformasjon.

Et første skritt på veien mot bedre lovfestet rett til miljøgiftsinformasjon kan være at myndighetene utvikler offentlige databaser der virksomheter tilbys muligheten til å frivillig deklarere innhold av forhåndsdefinerte miljøgifter i sine kjemikalier og produkter. En slik database kan utvikles med som en tilleggsfunksjon til Produktinformasjonsbanken som i dag inneholder offentlig informasjon fra Produktregisteret (se også kapittel 9.3.4). Norge kan også å ta initiativ til en revisjon av Århus-konvensjonen for å utvikle en strengere fortolkning internasjonalt av hva som kan betraktes som informasjon det er av konkurransemessig betydning å kunne hemmeligholde.

Referanser kapittel 9

1. Norges forskningsråd. *Om Norges forskningsråd*. Nettside: http://www.forskningsradet.no/no/Om_Noregs_forskingsrad/1138650413071
2. Norges forskningsråd. *Program for Miljø, gener og helse*. Nettside: http://www.forskningsradet.no/servlet/Satellite?c=Page&pagename=milgenhel%2FHovedsidemal&cid=1228296301707
3. Norges forskningsråd, 2009. *Handlingsplan for Program for Miljø, gener og helse 2009*.
4. Norges forskningsråd. *Program for Norsk miljøforskning frem mot 2015*. Nettside: http://www.forskningsradet.no/servlet/Satellite?c=Page&pagename=miljo2015%2FHovedsidemal&cid=1224697848173
5. Norges forskningsråd. *Program for Klimaendringer og konsekvenser for Norge*. Nettside: http://www.forskningsradet.no/servlet/Satellite?c=Page&pagename=norklima%2FHovedsidemal&cid=1226993599863

6. Miljøstatus i Norge. *Miljøovervåking*. Nettside: http://www.miljostatus.no/Tema/Miljoovervaking/
7. Stortingsproposisjon nr. 1, 2009–2010. *Proposisjon til Stortinget – for budsjettåret 2010*. Miljøverndepartementet 25. September 2009.
8. Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010. *Prioriterte miljøgifter. Status i 2007 og utslippsprognoser*. KLIF rapport nr. TA 2571–2010.
9. Riksrevisjonen, 2002. *Undersøkelse av myndighetenes kontroll med helse- og miljøskadelige kjemikalier*. Dokument nr. 3:9, 2001–2002.
10. Statistisk sentralbyrå, 2009. *Use and emissions of hazardous substances in Norway, 2002–2007*. SSB rapport nr. 2009/41.
11. Oljeindustriens landsforening, 2009. *Oljeindustriens Miljørapport 2009*.

Kapittel 10
Utvalgets anbefalinger

Alle tiltakene som er identifisert i kapitlene 7–9 er nødvendige for å nå målet om utfasing av miljøgifter innen 2020. Utvalget har valgt å prioritere 18 tiltak som må iverksettes umiddelbart for at Norge skal ha en mulighet til å nå målet. Det er sju generelle tiltak som utvalget mener er en grunnleggende forutsetning, også for at de resterende prioriterte tiltakene skal kunne bli iverksatt. Det er 11 konkrete tiltak innenfor flere sektorer, der utfasing av miljøgifter i faste bearbeidede produkter er plassert først.

10.1 Sektorovergripende og kunnskapsbyggende tiltak

10.1.1 En mer slagkraftig kjemikalieforvaltning

Dersom ikke forvaltningen ivaretar sine oppgaver på en tilfredsstillende måte vil heller ikke områdene forvaltningen er satt til å kontrollere fungere godt nok. En slagkraftig kjemikalieforvaltning er en forutsetning for at målet knyttet til miljøgifter kan nås. Norsk engasjement ved utforming og gjennomføring av internasjonale konvensjoner og EØS-regler gir mulighet til å redusere utslipp av miljøgifter både i Norge og andre deler av verden. Utvalget har prioritert tre tiltak for å oppnå en slagkraftig kjemikalieforvaltning.

- *Styrket oppfølging av miljøgiftsområdet på kommunalt nivå (kapittel 7.1.4)*

Kommuner har et stort ansvar for gjennomføring av kjemikaliepolitikken, men mange kommuner har ikke skaffet seg kompetanse eller ressurser til forvalte dette ansvaret. Hvis det ikke er mulig å bygge opp og opprettholde kompetanse om miljøgifter i kommunene, må oppgavene fjernes og løftes opp til høyere forvaltningsnivåer. Det er også behov for bedre kommunikasjon og klarere ansvarsdeling mellom forvaltningsnivåene. Staten må i større grad enn i dag følge opp at forvaltningen av miljøgifter fungerer på kommunalt nivå.

- *Felles praksis for tilsyn og sterkere reaksjoner (kapittel 7.1.5)*

Det er viktig at små og store, private og offentlige virksomheter likebehandles og møter en felles praksis fra det offentlige. Det er dokumentert til dels systematiske regelbrudd innenfor blant annet retur og gjenvinning av miljøgiftsholdig avfall, utslipp og substitusjonsplikt. Reaksjonene ved regelverksbrudd må være slik at det lønner seg å følge krav i lover og forskrifter. Dette tilsier bruk av sterkere reaksjoner fra tilsynsmyndighetene enn det som er tilfellet i dag.

- *Styrking av Norges internasjonale kjemikaliearbeid (kapittel 7.2.4)*

Miljøgifter tilføres Norge via luft- og havstrømmer, samt via import av produkter. For noen miljøgifter utgjør atmosfærisk langtransport og importerte produkter større tilførsler til norsk miljø enn nasjonale utslippskilder. Europeiske og internasjonale tiltak gir større effekt enn ensidige norske tiltak. En styrking av Norges internasjonale miljøgiftsarbeid vil innebære at personalressurser og utredningsmidler til slike oppgaver prioriteres, og koordineres bedre enn i dag. Et prioritert område er å ta opp utfordringene knyttet til brannhemming og miljøgifter.

10.1.2 Økt kunnskap om miljøgifter

Kunnskap om miljøgifter er en forutsetning for at regelverk skal virke etter hensikten. I tillegg er kunnskap en forutsetning for at virksomheter kan utvikle og ta i bruk ny teknologi, produkter og løsninger som fører til reduserte utslipp og utfasing av miljøgifter. Kunnskap er også en forutsetning for at forbrukere skal kunne ta miljøbevisste beslutninger i hverdagen. Utvalgets har prioritert to tiltak for å øke kunnskapen om miljøgifter:

- *Kunnskapsheving og teknologiutvikling i offentlige og private virksomheter (kapittel 7.3.4)*

Utvalget foreslår at det etableres et femårig kompetanseprosjekt som en av regjeringens store sat-

singer i perioden 2012 til 2017. Hensikten med prosjektet er å øke kunnskapsnivået om miljøgifter i private og offentlige virksomheter der kompetansen om miljøgifter er svak, stimulere bruk og utvikling av teknologi for å fase ut miljøgifter og å inngå avtaler om utfasing. Prosjektet må omfatte norske produsenter som bruker miljøgifter i sin produksjon, import- og detaljhandel, samt virksomheter som håndterer miljøgiftsholdige produkter og farlig avfall.

- *Kunnskapsheving i befolkningen (kapittel 7.3.5)*

Utvalget foreslår at det etableres et samarbeidsorgan for å øke bevisstheten om miljøgifter og miljøgiftsholdig avfall i befolkningen. Aktuelle deltagere vil være myndigheter, forbruker- og miljøorganisasjoner, Miljømerking, relevante bransjeorganisasjoner og kunnskapsinstitusjoner. Samarbeidsorganets oppgaver vil inkludere informasjonskampanjer om gode miljøvalg i dagliglivet, innsamling av farlig avfall og videreutvikling av nettsiden www.erdetfarlig.no slik at det blir enklere å identifisere konkrete produkter som innholder miljøgifter.

10.1.3 Tilstrekkelig forskning og overvåking

Overvåking av miljøgifter i økosystemer og mennesker er avgjørende for å oppdage nye helse- og/eller miljøutfordringer på at tidlig tidspunkt, samt nødvendig for å måle virkning av iverksatte utslippsreduserende tiltak og for å vurdere behovet for nye tiltak. Forskning er påkrevd for å forstå mekanismer bak spredning, eksponering og skadevirkninger av miljøgifter. Norske forskningsprogrammer må være utfyllende i forhold til nordiske og europeiske programmer. Gode overvåkingsdata og forskning vil gi Norge gjennomslagskraft i internasjonalt arbeid. Utvalget har to prioriterte tiltak for forskning og overvåking:

- *Økte ressurser til forskning på miljøgiftsrelaterte tema (kapittel 9.1.4)*

Det er behov for økt norsk forskningsaktivitet på miljøgifter. Forskningsfelt som bør prioriteres er (1) studier av effekter knyttet til eksponering for miljøgifter i sensitive perioder, eksempelvis foster-, vekst- og fasteperioder, samt (2) studier av samlet effekt av ulike stressfaktorer, slik som miljøgiftseksponering, næringstilgang, klimaendringer, endringer i næringskjeden og introduserte arter. Utvalget mener det bør etableres et eget program for miljøgiftsforskning i Forskningsrådet.

- *Økt kvalitet og omfang på miljøgiftsovervåking (kapittel 9.2.4)*

Økt ressursbruk til overvåking av miljøgifter vil gi mulighet til å inkludere flere stoffer, områder og prøvetyper i overvåkingsprogrammene. Klima- og forurensningsdirektoratet bør få ansvar for å utarbeide en omfattende kartlegging og risikovurdering av miljøgifter i norsk flora og fauna hvert fjerde år. For å vurdere humane nivåer av miljøgifter er det behov for å etablere et nasjonalt overvåkingsprogram, koblet opp mot en nasjonal biobank for humane prøver.

10.2 Utslippsreduserende tiltak

10.2.1 Miljøgiftsfrie produkter

For mange nye organiske miljøgifter er faste bearbeidede produkter og kjemikalier de eneste nasjonale utslippskildene av betydning. Kunnskap om stoffenes bruksområder, mengde, eksponering og giftighet er ofte mangelfulle. Det er eksempler på at miljøgifter erstattes med nye beslektede stoffer selv om det i utgangspunktet er kjent at også erstatningsstoffene sannsynligvis vil være miljøgifter. Dette er spesielt aktuelt for halogenerte stoffer, det vil si organiske stoffer med innhold av fluor, brom eller klor. Utvalget foreslår ett tiltak på dette området:

- *Utfasing av miljøgifter i produkter (kapittel 8.3.4)*

Miljøgifter forekommer i en rekke faste bearbeidede produkter og kjemikalier. Produktene tilføres i stor grad det norske markedet som importerte ferdigvarer, men det er også norskproduserte varer, der råstoff til produksjonsprosessen importeres. Produktgrupper utvalget mener bør prioriteres er byggevarer, elektriske/elektroniske produkter, tekstiler og plast. Det bør særlig legges vekt på produkter der sårbare grupper kan bli direkte eksponert, for eksempel miljøgifter i medisinsk utstyr (kapittel 8.5.7) og produkter der miljøgiftene gradvis frigjøres og gir kronisk eksponering av forbrukere eller arbeidstakere.

10.2.2 Kontrollerte avfallsstrømmer

Miljøgiftsholdige avfallsstrømmer inkluderer alt fra miljøgiftsholdige produkter som kasseres, aktivitet som gir utslipp av miljøgifter til kommunale avløpsnett og utslipp av miljøgifter fra industriaktiviteter. Avfall sees ofte på som utelukkende et problem, men det er et stort potensial i å bruke avfall som ressurs i industrielle prosesser. Kontrollerte

avfallsstrømmer er et sentralt område for å kunne oppnå generasjonsmålet og utvalget har prioritert sju tiltak. Noen av tiltakene medfører økt innsamling og tidlig separasjon av de delene av avfallet som inneholder miljøgifter. Andre tiltak omfatter forbedrede prosesser slik at miljøgifter ikke slippes ut og fører til eksponering for mennesker eller organismer i naturen.

- *Økt innsamling av miljøgiftsholdig avfall (kapittel 8.6.4)*

Elektronisk avfall, kasserte kjøretøy og fritidsbåter og bygg- og anleggsavfall er eksempler på avfall som inneholder miljøgifter. Det genereres omtrent en million tonn farlig avfall i Norge hvert år, hvorav om lag 65 000 tonn gikk til ukjent behandling i 2008. Dette viser behov for nye tiltak for å øke innsamlingen av de mest miljøfarlige avfallsfraksjonene.

- *Bedre miljøsanering av miljøgifter i avfall (kapittel 8.6.5)*

Miljøsanering og kartlegging av miljøgifter i avfall skal sikre at miljøgiftsholdig avfall tidlig skilles fra restavfallsstrømmene. Kontaminering av restavfall med miljøgifter vil føre til spredning av miljøgifter. Det er behov for bedre miljøsanering av for eksempel kjøretøy, elektronikk og bygninger, herunder gammel eksteriørmaling.

- *Rensing av miljøgifter i sigevann fra deponier (kapittel 8.6.7)*

Sigevann er regnvann og annet vann som renner av fra et avfallsdeponi. I deponiet kommer vannet i kontakt med avfallet, slik at miljøgifter gradvis vaskes ut. Miljøgifter i sigevann kan lekke direkte til miljøet eller slippes ut via kommunale avløpsnett. Utvalget mener det er viktig at sigevannet renses ved deponiene. Selv enkle rensemetoder vil gi betydelig lavere miljøgiftsinnhold i sigevannet.

- *Rensing av miljøgiftsholdige påslipp til kommunalt avløpsnett (kapittel 8.7.4)*

Utvalget mener det er viktig at miljøgifter i minst mulig grad slippes på kommunale avløpsnett. Vedlikehold og rensing av sandfang og/eller oljeutskillere kan gi lavere påslipp av miljøgifter til avløpsnettet, for eksempel ved brannøvingslokaliteter og industrivirksomheter. Videre bør miljøgiftsholdige avleiringer i avløpsnettet fjernes, blant annet kvikksølvholdige avleiringer i det interne ledningsnettet ved tannklinikker (kapittel 8.7.5).

- *Prosessforbedringer i norsk industri (kapittel 8.1.4)*

Det er en pågående prosess for reduksjoner i miljøgiftutslippene fra norsk industri som har gitt gode resultater de siste årene. Det er imidlertid fremdeles behov for ytterligere reduksjon i utslipp av miljøgifter fra norske industrivirksomheter, noe som kan innebære blant annet utvikling av bedre prosesser, ny renseteknologi, driftsoptimaliseringer og valg av råvarer som gir lave utslipp av miljøgifter.

- *Injisering, reinjisering og rensing av produsert vann (kapittel 8.2.4)*

Utslipp av produsert vann fra olje- og gassplattformer er en betydelig avfallsstrøm som inneholder en rekke miljøgifter. Det er fremdeles stor usikkerhet om omfanget av miljøskader forårsaket av utslippene, men skadevirkninger er påvist, blant annet på fisk i områder med høy produksjon. Den mest brukte strategien for å redusere utslippene av produsert vann er ved at det pumpes tilbake til reservoaret (reinjeksjon) eller deponeres i et annet reservoar (injeksjon), men rensing er også et alternativ for noen stoffer.

- *Destruksjon med ressursutnyttelse av miljøgiftsholdig avfall (kapittel 8.1.6)*

Det finnes gode eksempler på at norske industrivirksomheter kan utnytte miljøgiftsholdig avfall som råvare samtidig som de organiske miljøgiftene i avfallet destrueres. Det bør kartlegges om ulike avfallsfraksjoner med innhold av miljøgifter kan utnyttes og destrueres i flere norske industrivirksomheter. Tiltaket kan bidra til å skape en etterspørsel etter miljøgiftsholdig avfall som råvare og samtidig sikre en kontrollert sluttbehandling av avfallet.

10.2.3 Et mer miljøvennlig landbruk

Myndighetene bør vurdere plantevernmidlene som brukes og klargjøre hvilke aktive stoffer og hjelpestoffer som er miljøgifter. Utvalget har prioritert ett tiltak for å oppnå et mer miljøvennlig landbruk med mindre utslipp av miljøgifter:

- *Redusert bruk av plantevernmidler (kapitlene 8.8.4 og 8.8.5)*

Et gunstig vektskifte og riktig agronomisk bruk av plantevernmidler vil bidra til redusert behov for kjemiske plantevernmidler i landbruket. Det bør være mulig å oppnå en 20 prosent reduksjon i bruken av plantevernmidler innen 2020, særlig dersom målet knyttet til økologisk produksjon

nås. Målet bør presiseres slik at det er økologisk produksjon av korn og potet som skal bidra mest, da det her den største miljørisikoen knyttet til bruk av plantevernmidler er (kapittel 8.8.5)*.

10.2.4 Opprydning i historisk forurensning

Det finnes i underkant av 400 grunnlokaliteter hvor tiltak er nødvendig for å hindre spredning av forurensning. Det er nødvendig å redusere avrenning av surt, metallforurenset vann fra nedlagte gruveområder, som har negativ påvirking på økosystemer i berørte vassdrag. Utvalgets viktigste tiltak for opprydning i historisk forurensning er:

- *Forsert opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning (kapittel 8.12.4)*

Aktiviteter for opprydning i historisk grunn- og sedimentforurensning har pågått i flere tiår, men dagens opprydningstakt er ikke tilstrekkelig for å oppnå et giftfritt miljø innen 2020. Det er viktig å kartlegge områder der forurensningsgraden er usikker og å unngå nye tilførsler til områder som det er ryddet opp i. Det bør vurderes alternative finansieringsmuligheter i tilfeller der ansvarsforholdene for den historiske forurensningen er uklare og statlig støtte er nødvendig for at opprydning iverksettes. For eksempel kan det utredes hvordan myndighetene og næringslivet i samarbeid kan bygge opp et opprydningsfond for gamle miljøsynder.

- *Redusert avrenning fra nedlagte gruveområder (kapittel 8.12.5)*

Redusert avrenning fra nedlagte gruveområder er nødvendig for å sikre god vannkvalitet og overlevelse av fisk og bunndyr i påvirkede vassdrag. I Norge er ti gruveområder prioritert for tiltak på grunn av størrelsen på utslippene. Enkelte lokaliteter omfattes av lokale historiske interesser og har betydning som kulturminner. Det er viktig at dette ikke hindrer gjennomføring av nødvendige tiltak for å redusere skadevirkninger i vassdragene.

* Utvalgsmedlem Høstmark støtter ikke dette forslaget, ut fra en helhetsvurdering. Eventuelle miljøgiftsproblemer knyttet til plantevernmiddelbruk i dagens landbruk ansees som svært marginale. Medlemmet ønsker derfor å lede myndighetens oppmerksomhet tydeligere i retning av de øvrige tiltak som er foreslått.

10.3 Øvrige tiltak

I dette kapittelet gis en oversikt over tiltak som er nødvendige for å nå målet, men som ikke har høyest prioritert. Vurderinger av tiltakenes effekt og kostnader fremgår i kapitlene 7-9.

Sektorovergripende tiltak (kapittel 7)

- Kartlegging av miljøgiftseksponering av utsatte arbeidstakergrupper og gjennomføring av helseundersøkelser ved risiko for helseskade (kapittel 7.4.4)

Sektorvise tiltak (kapittel 8)

- Oppgradering av skipsverft (kapittel 8.1.5)
- Utfasing av miljøgifter i kosmetikk (kapittel 8.4.4)
- Vurdering av miljørisiko fra legemidler (kapittel 8.5.4)
- Økt innlevering av ubrukte legemidler til destruksjon (kapittel 8.5.5)
- Reduksjon av legemiddelnivået i avløpsvann fra større helseinstitusjoner (kapittel 8.5.6)
- Utfasing av miljøgiftsholdige stoffer i medisinsk utstyr (kapittel 8.5.7)
- Fjerning av miljøgiftsholdige avleiringer i avløpsnettet (kapittel 8.7.5)
- Mindre medisinering av oppdrettsfisk (kapittel 8.9.4)
- Utfasing av kobber til notimpregnering (kapittel 8.9.5)
- Mer effektiv vedfyring (kapittel 8.10.4)
- Mer energieffektive bygg (kapittel 8.10.5)
- Satsing på kollektivtransport, gang- og sykkelveier og nullutslippskjøretøy (kapittel 8.11.4)
- Utvikling av ny teknologi for å hindre begroing på båter (kapittel 8.11.5)
- Forsert utfasing av CCA-impregnert trevirke (kapittel 8.12.6)

Tiltak som vil gi et bedre beslutningsgrunnlag (kapittel 9)

- Etablering av et strategisk forum for forskning på miljøgifter (kapittel 9.1.5)
- Bedre kvalitet på og samordning av myndighetenes utslippsstatistikk (kapittel 9.3.4)
- Bedre tilgang til miljøgiftsinformasjon (kapittel 9.4.4)

10.4 Hindringer for å nå utslippsmålet

Utvalget er bedt om å vurdere hvilke faktorer som vil fremstå som hindringer for å nå regjeringens fastsatte mål, gitt den kunnskap om miljøgifter og virkemidler som finnes i dag.

Bruk av miljøgifter i produkter innebærer at miljøet ikke vil bli giftfritt før de aktuelle produktene er håndtert som avfall. For enkelte produktgrupper med innhold av miljøgifter vil ikke dette kunne skje innen 2020. For eksempel vil vi også de neste tiårene måtte håndtere PCB-holdig byggningsavfall, til tross for at den aktive bruken av stoffet opphørte for nesten 30 år siden. Bruk av tungt nedbrytbare miljøgifter i produkter som omsettes og brukes i dag er et hinder for at utslippene skal kunne stanses innen 2020.

Dagens lave kunnskapsnivå om miljøgifter fremstår som en utfordring. Kunnskap om miljøgifter i befolkningen og i private og offentlige virksomheter er en forutsetning for at regelverk skal virke etter hensikten. Det kan synes som om kunnskapsnivået om miljøgifter er lavt både i samfunnet generelt og spesielt i små forvaltningsenheter og bransjer med høy andel små- og mellomstore bedrifter, for eksempel innenfor import- og detaljhandel.

En tredje hindring er tilførslene av miljøgifter til norsk natur via vind- og/eller havstrømmer. Norge importerer videre produkter med innhold av miljøgifter, også fra land utenfor EØS-området. Samlet betyr dette at utenlandske kilder, som vi ikke har direkte kontroll over, er avgjørende for tilførslene av miljøgifter til Norge og derved oppnåelse av generasjonsmålet.

De fleste tiltakene som er nødvendige for å nå målet om et giftfritt miljø innen 2020 vil medføre kostnader. Enkelte av tiltakene kan innebære til dels betydelige kostnader. Det kan være en fare for at hensynet til offentlige, private eller bedriftsøkonomiske kostnader tillegges større vekt enn verdien av redusert miljøgiftsbelastning for mennesker og økosystemer, som kan være vanskeligere å prissette. For å stanse utslippene av miljøgifter må imidlertid tiltak som gir store utslippsreduksjoner gjennomføres, også selv om de er dyre.

En siste hindring i forhold til utslippsmålet er at vi fremdeles vet lite om hvordan lave nivåer av hundrevis eller tusenvis av fremmedstoffer i blanding påvirker oss og naturen. Det har vært en fantastisk teknologisk og kompetansemessig utvikling i kjemisk analyse de siste årene, men det er fremdeles slik at vi stort sett finner det vi leter etter. Forskning og overvåking må derfor brukes enda mer aktivt for en fremtid uten fare for miljøgiftseksponering.

Kapittel 11
Økonomiske og administrative konsekvenser

Kostnadene av tiltak på miljøgiftsområdet er vanskelige å beregne og beheftet med stor usikkerhet, i den grad de finnes. Tiltakenes kostnader er beskrevet, så langt det er grunnlag for dette, ved gjennomgang av de enkelte tiltakene i kapittel 7-9. Kostnadene ved gjennomføring av utvalgets forslag til tiltak varierer betydelig, i likhet med hvem som må antas å bære kostnadene ved tiltakene. For en rekke av tiltakene vil totalkostnaden være avhengig av ambisjonsnivå og i hvilket omfang tiltaket gjennomføres. For en del av tiltakene vil kostnadene fordeles på en rekke aktører, som det offentlige, private og offentlige virksomheter og forbrukerne. Selv om de totale tiltakskostnadene er betydelige vil konsekvensene for den enkelte aktør da være mer beskjedne. For andre tiltak vil det være en eller et fåtall virksomheter eller bransjer som må bære kostnadene. I det følgende vil det gis en kort oppsummering av økonomiske og administrative konsekvenser for de viktigste tiltakene knyttet til utvalgets hovedprioriteringer.

Etter utvalgets vurdering vil de største kostnadene være knyttet til tiltak som injeksjon av produsert vann og opprydning i historisk forurensede sedimenter og grunnområder. Nødvendige prosessforbedringer i industrien vil kunne medføre store kostnader for enkeltbedrifter, samtidig som det kan gi dem et konkurransefortrinn i forhold til andre virksomheter.

Full utfasing av miljøgifter i produkter kan medføre store kostnader dersom Norge innfører restriksjoner som forbud og avgifter på egen hånd. Ved å ta i bruk mindre inngripende virkemidler og unngå de mest kritiske bruksområdene reduseres kostnadene. Utredninger utvalget har fått utført anslår at 75 prosent utfasing av tre konkrete miljøgifter i produkter kan gjennomføres til moderate kostnader, det vil si med maksimalt 20 prosent kostnadsøkning.

Økt innsamlingsgrad og bedre sanering av miljøgiftsholdig avfall som ikke er omfattet av dagens returordninger vil medføre økte kostnader knyttet til etablering av en organisert innsamling, miljøsanering og sluttbehandling. Dersom dette organiseres gjennom etablering av returselskaper vil kostnadene dekkes gjennom et vederlag som betales av returselskapets medlemmer. For avfallsfraksjoner som er allerede er omfattet av returordninger eller klassifisert som farlig avfall vil systemer for innsamling allerede være på plass. For slike produktgrupper antas små kostnader knyttet til økt innsamlingsgrad. Bedre miljøsanering vil kunne gi visse merkostnader, men kostnadene kan sannsynligvis fordeles på en rekke aktører slik at konsekvensene ikke vil være så merkbare for den enkelte.

Kostnadene ved fjerning av miljøgifter fra sigevann fra avfallsdeponi vil avhenge av rensemetoden som benyttes. Ved bruk av tradisjonelle rensemetoder oppnås gode resultater til forholdsvis lave kostnader. Tiltak for å hindre miljøgiftholdige påslipp til avløpsnettet, for eksempel oppsamling av vaskevann, vedlikehold og rensing av sandfang og oljeutskillere eller fjerning av miljøgiftsholdige avleiringer, kan sannsynligvis gjennomføres uten vesentlige kostnader.

Tiltak som gir en viss reduksjon i bruk av kjemiske plantevernmidler kan trolig gjennomføres uten at dette får særlige økonomiske konsekvenser. En reduksjon på over 25 prosent vil neppe være mulig uten at lønnsomheten i landbruket påvirkes negativt.

Kostnadene knyttet til informasjon, kunnskapsheving, forskning og overvåking vil variere etter hvilken opptrapping av dagens innsats som ansees som nødvendig. For å oppnå skisserte effekter av slike tiltak vil det være nødvendig at det prioriteres midler av et visst omfang.

Tiltakskostnadene knyttet til behovet for en mer slagkraftig kjemikalieforvaltning vil etter utvalgets vurdering ha større organisatoriske enn økonomiske konsekvenser.

Så å si alle tiltakene vil innebære noen kostnader for det offentlige i form av utredning og utforming av virkemidler. Spesifisering av dette ligger utenfor utvalgets mandat. I tillegg vil enkelte av forslagene innebære mer administrativt arbeid i statlige og andre offentlige etater, noe som også

har en kostnad. Dette gjelder for eksempel tiltakene knyttet til utvalgets hovedprioriteringer om en mer slagkraftig kjemikalieforvaltning og økt kunnskap om miljøgifter. Tiltakene for å oppnå tilstrekkelig forskning og overvåking på miljøgiftsområdet, vil også medføre direkte kostnader for statlige etater i form av behov for økte bevilgninger.

Fremtidige innsparinger og nytte for samfunnet av reduserte miljøgiftsutslipp vil ut fra dagens kostbare erfaringer med avfallsinnsamling og opprydning kunne sies å være betydelige. Dertil tilkommer nytte for næringer og annen naturbruk som er avhengige av et rent miljø og produktivt økosystem.

I denne utredningen har vi forsøkt å vurdere tiltakenes effekt i form av i hvor stor grad de bidrar med utslippsreduksjoner. Vi har til en viss grad kunnet vurdere tiltakenes kostnader, og har funnet at en del av dem er forbundet med store kostnader mens en del andre kan gjennomføres uten store kostnader.

Som nevnt i kapittel 3 om grunnlag for vurdering og prioritering av tiltak, har vi ikke kunnet vurdere hvert enkelt tiltaks nytteeffekter (samlede fordeler) for samfunnet fullt ut. Det som imidlertid kan sies, er at det generelt er billigere å forebygge enn å reparere. Innsats i dag for å forebygge fremtidige miljøgiftsutslipp vil medføre kostnader nå og de nærmeste årene, men vil allikevel lønne seg for samfunnet fordi kostnadene med opprydning i etterkant erfaringsmessig blir langt dyrere.

Nytten av miljøtiltak, som det å hindre miljøgiftsutslipp som kan true helse og miljø, er vanskelig å verdsette i kroner, men det betyr ikke at det ikke har stor betydning og verdi. Nytten ligger i bedre miljøkvalitet og redusert helsefare. Dette har betydning for å ivareta norsk natur, sikre biologisk mangfold og ivareta helsen for folk både på arbeid og hjemme. Dette kommer hele befolkningen til gode, og vil også være en fordel for næringsvirksomhet som er avhengig av et rent miljø og et variert og produktivt økosystem.

Vedlegg 1

Utvalgets kontakt med omverdenen

Miljøgiftsutvalgets mandat presiserer at utvalget skal gjennom sitt arbeid ha kontakt med interessenter fra berørte sektorer og organisasjoner, for eksempel gjennom offentlige høringer. Det oppfordres også til at relevante fagmiljøer trekkes aktivt inn i prosessen gjennom deltagelse i utredningsarbeid. Utvalget har fulgt opp sitt mandat på følgende måte:

Åpne høringer:

- Oslo: 2. november 2010.
  - Eksterne innlegg fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Forbrukerrådet og Veolia Miljø.
- Trondheim: 3. november 2010.
  - Eksterne innlegg fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Oikos og Naturvernforbundet.
- Porsgrunn: 19. november 2010.
  - Eksterne innlegg fra Fylkesmannen i Telemark, Bellona og Norcem AS.
- Bergen: 20. november 2010.
  - Eksterne innlegg fra Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernforbundet og Multiconsult AS.
- Tromsø: 26. november 2010.
  - Eksterne innlegg fra Fylkesmannen i Troms, Grønn hverdag, Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk Polarinstitutt.

Møter med interesseorganisasjoner:

- Oljeindustriens landsforening: 17. juni 2009.
- Byggenæringens landsforening: 30. juni 2009.
- Norsk Vann: 26. august 2009.
- Norsk industri: 4. september 2009.
- Teknologirådet: 26. oktober 2009.
- Norsk forening for farlig avfall: 3. desember 2009.
- Legemiddelforeningen: 15. desember 2009.

Møter med myndighetene:

- Mattilsynet (regionskontor på Ås): 29. oktober 2009.
- Klima- og forurensningsdirektoratet (deltagelse på kjemikalieavdelingens avdelingsseminar): 23. november 2009.
- Statens legemiddelverk: 25. november 2009.
- Nasjonalt folkehelseinstitutt: 9. desember 2009.
- Samarbeidsforum for kjemikaliesaker: 5. mars 2010
  - Med deltagelse fra Miljøverndepartementet, Arbeids- og inkluderingsdepartementet, Klima- og forurensningsdirektoratet, Mattilsynet, Helsedirektoratet, Direktoratet for arbeidstilsynet, Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, Nasjonalt folkehelseinstitutt og Statens arbeidsmiljøinstitutt.

Dialog med ekspertmiljøer:

- Miljøgifter og økotoksikologi: Workshop i regi av Miljøgiftsutvalget 11. november 2009.
  - Med deltagelse fra Universitetet i Gøteborg, Universitetet i Oslo, Universitetet for miljø og biovitenskap, Universitetet i Bergen, Norsk institutt for naturforskning, Nasjonalt institutt for ernæring og sjømatforskning, Norsk institutt for vannforskning, Norsk institutt for luftforskning, Akvaplan-Niva, Norsk Polarinstitutt, Norsk veterinærhøyskole og Havforskningsinstituttet.
- Miljøgifter og human toksikologi: Workshop i regi av Miljøgiftsutvalget 28.- 29. november 2009 i Tromsø; 4. desember 2009 i Oslo.
  - Med deltagelse fra Polarmiljøsenteret, Norsk Institutt for Luftforskning, Universitetet i Tromsø og Nasjonalt Folkehelseinstitutt.
- Bidrag på Nordic Environmental Chemistry Conference. 2. til 5. mars 2010. Longyearbyen på Svalbard.

Deltagelse på utvalgsmøtene:

- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 16. juni 2009.
- Miljøstiftelsen Bellona: 14. september 2009.
- Norges Naturvernforbund: 14. september 2009.
- Avfall Norge: 16. oktober 2009.
- Veolia Miljø AS: 16. oktober 2009.
- RENAS: 16. oktober 2009.
- Autoretur: 16. oktober 2009.
- NOAH AS: 16. oktober 2009.
- Handelsnæringens hovedorganisasjon (HSH): 18. november 2009.

- Elektronikkbransjen: 18. november 2009.
- Varmeprodusentenes forening: 18. november 2009.
- Direktoratet for mineralforvaltning: 21. januar 2010.

Vedlegg 2

Forslag på Miljøgiftsutvalgets åpne høringer

Miljøgiftsutvalget har i løpet av utvalgsperioden arrangert såkalte offentlige høringsmøter i Oslo (02.11.09), Trondheim (03.11.09), Porsgrunn (19.11.09), Bergen (20.11.09) og Tromsø (26.11.09). Antall deltakere på møtene, innledere ikke inkludert, har variert fra i underkant av 20 til i overkant av 30 deltakere. Hensikten med møtene var å samle inn synspunkter og ideer fra befolkning, næringsliv, forskere og myndigheter om hvordan målsettingen om stans i utslippene av miljøgifter kan nås. I det følgende er en oversikt over innkommende forslag fra de offentlige høringsmøtene.

Gjennomgående forslag på høringsmøtene

- Følgende forslag var gjennomgående på alle høringsmøtene:
- Bedre informasjon til innkjøpere, forhandlere, profesjonelle brukere og vanlige forbrukere om miljøgifter i produkter.
- Økt kunnskap om miljøgifter på alle nivåer i samfunnet, inkludert hos profesjonelle næringslivsaktører, hos myndighetene, i befolkningen generelt, hos politikere osv.
- Bedre kunnskap om langtidseffekter og eksponering for ulike miljøgifter i blanding.
- Mer tilsyn og kontroll fra myndighetene på miljøgiftsområdet.
- Gjennomgang av oppgavefordeling mellom statlig, regional og lokal forurensningsmyndighet.
- Mer ressurser til oppfølging av miljøgiftsområdet hos myndigheter og næringsliv.

Generelle forslag

- Endring av definisjonen av miljøgifter, særlig når det gjelder kriteriet til persistens, da stoffer som kan føre til skadeeffekter på lavt trofisk nivå i ulike økosystemer eller ved at stoffene tas opp gjennom hud, matinntak osv. (for eksempel i kosmetikk) også bør omfattes av miljøgiftsbegrepet.
- Regulering av miljøgifter bør i større grad baseres på stoffenes iboende egenskaper i stedet for risiko, da grenseverdier for risiko endrer seg i tråd med ny kunnskap. Dessuten er det viktig å unngå ethvert utslipp da stoffene ikke brytes ned i naturen men hoper seg opp i næringskjedene.
- Fokus i miljøgiftspolitikken må ligge både på større punktkilder og mindre, diffuse kilder som hver for seg fører til små utslipp men samlet bidrar betydelig til utslippsstatistikken.
- Utarbeidelse av en overordnet nasjonal strategi på miljøgiftsområdet.
- Kostnadseffektivitet bør ikke praktiseres som et ufravikelig prinsipp i miljøgiftspolitikken. For eksempel nevnes at opprydningstiltak i etterkant av forurensning vil kunne være langt dyrere enn utslippsreduserende tiltak og substitusjon av helse- og miljøskadelige stoffer.
- Aktivisering av substitusjonsplikten for alle næringer, inkludert legemiddelindustri, landbruk osv.
- Forurensningsloven bør gjennomgås med tanke på å gjøre den anvendelig for flere samfunnssektorer.
- Grunnleggende miljøkunnskap bør innføres for alle studieretninger på høyskole- og universitetsnivå.
- Miljøgifter bør være et prioritert område innen grunnskole og videregående skole.
- Utdanning av toksikologer og miljøteknologer bør styrkes.
- Miljøgifters effekt på ulike økosystemer må sees i sammenheng med andre miljøproblemer, for eksempel klimaendringer, og andre biologiske stressfaktorer, som eksempel endringer i næringskjeder, beitekostnader m.m. Det kan være store regionale forskjeller når det gjelder miljøgifters egenskaper og effekter på helse- og miljø.
- Problematiske stoffer/miljøgifter må kartlegges raskere enn i dag og tiltak settes inn før, og ikke etter, miljøgiftene oppdages i naturen.
- Myndighetenes kommunikasjon om miljøgifter bør fokusere på mulige effekter på menneskelig helse, og særlig mulige effekter på barn, babyer og fostre.

Organisering og ressursbruk i forvaltningen

- Samordning av kjemikalieforvaltningen i Norge, da det per i dag kan være vanskelig å vite hvilket myndighetsorgan som har ansvaret for de ulike delene av kjemikalieforvaltningen.
- Samordning av tiltak og lik forståelse for miljøgiftsproblemene hos ulike myndigheter, for eksempel Statens forurensningstilsyn og Mattilsynet.
- Mer sentral håndheving av regelverket, det vil si at ansvar i mindre grad delegeres til fylkesmann og kommune.
- Lik praktisering av regelverk og noenlunde lik praksis hva gjelder utøvelse av skjønn hos ulike kommuner og fylkesmenn.
- Gjennomgang av forurensningsloven og praksis med å fokusere på bedriftens samfunnsnytte ved utarbeidelse av utslippstillatelser. Det bør ikke være slik at det kan settes lempeligere miljøkrav avhengig av bedriftens betydning for arbeidsplasser osv.
- Økt tilsyn og kontroll fra myndighetenes side med at ulike bedrifter følger offentlige krav med betydning for miljøgiftsområdet. Flere uanmeldte tilsynsbesøk fra myndighetene.
- Tilsyn med bedrifters systemer for egenkontroll og internkontroll bør ikke være hovedfokus for myndighetens tilsyns- og kontrollaktivitet.
- Ønske om at kommunen i større grad kan sette lokale miljømål iht. Vanndirektivet.
- Økt prioritering av forurensnings- og miljøgiftssaker hos Økokrim.
- Strengere reaksjoner fra myndighetene når det gjelder miljøkriminalitet.
- Strengere strafferammer når det gjelder miljøkriminalitet.
- Økte ressurser til å følge opp miljøgiftsområder hos regionale og lokale myndigheter.

Miljøgifter i produkter

- Innføring av negativ miljømerking, det vil si merking av produkter som inneholder miljøgifter.
- Mer og bedre miljøinformasjon på etiketter og pakninger.
- Opprydning når det gjelder ulike miljømerker og innføring av ett offisielt miljømerke.
- Innføring av offentlige meldesystemer, der forbrukere kan innrapportere produkter med innhold av miljøgifter.
- Innføring av obligatorisk utbetaling av skadeerstatning dersom skader ved bruk av ulike produkter kan dokumenteres.
- Innføring av panteordninger på forbrukerprodukter som inneholder miljøgifter og som per i dag er vanskelig å samle inn.
- Etablering av felles samarbeidsprosjekter mellom næringsliv og myndigheter når det gjelder informasjon og tiltak for å fremme substitusjon av helse- og miljøfarlige stoffer med mindre farlige stoffer. Produktgrupper der gjenvinning er spesielt viktig eller innhold av miljøgifter er særlig problematisk bør prioriteres.
- Innføring av krav til ulike næringer om at en viss andel av produktene skal importeres/omsettes/brukes skal være miljøvennlige/miljømerkede.
- Bruk av anbudsprosessen ved offentlige anskaffelser til å belønne miljøvennlige produkter, varer og tjenester.
- Økt tempo i arbeidet med å forby miljøgifter i forbrukerprodukter.

Avfallshåndtering (inkl. deponier)

- Innføring av produsentansvar og returordninger for flere produktgrupper.
- Produkter med innhold av miljøgifter bør alltid defineres som farlig avfall.
- Krav i avfallsforskrift når det gjelder kompetanse, forbehandling og videre håndtering av produkter med potensielt innhold av miljøgifter.
- Økt bruk av standarder og forskriftskrav.
- Innføring av nasjonale retningslinjer eller forskriftskrav til akseptable grenseverdier for miljøgifter i sigevann fra deponi.
- Shredderfluff/shredderfines bør defineres som farlig avfall, og i hvert fall ikke tillates brukt som toppdekke på deponi.
- Økt kontroll med at bunnaske fra forbrenningsanlegg håndteres riktig.
- Bruk av lavkontaminert avfall som bidrar til utlekking av miljøgifter til naturen bør unngås.
- Streng håndheving av deponiforbudet for nedbrytbart avfall, det vil si at svært begrenset bruk av dispensasjoner.
- Økt fokus i avfallspolitikken på destruksjon med ressursutnyttelse, av avfallsfraksjoner der materialgjenvinning kan føre til at miljøgifter hoper seg opp i nye produkter. Plast med innhold av miljøgifter kan nevnes som eksempel.
- Solidifisering (innstøping) av miljøfarlig avfall, slik at miljøgiftene ikke lekker ut. Det er eksempler på at miljøgiftsholding avfall som støpes inn i betong har vært brukt som briketter til veifyllinger eller i prosjekter der forurensede sedimenter dekkes til ved at det bygges

promenader, kaianlegg osv. over de forurensede sedimentene.
– Det bør innføres økonomiske incentiver slik at det lønner seg å plukke ut mest mulig miljøfarlige komponenter før endelig avfallsbehandling.

Landbasert industri

– Mindre bruk av utslippstillatelser og konsesjoner til fordel for bransjekrav i forurensningsforskriften.
– Utslippstillatelser bør i større grad basere seg på tålegrenser for resipient, og ikke kun basert på hva som regnes som BAT (best available technique iht. IPPC-direktivet).
– Økt fokus på mulighetene som ligger i å ta i bruk miljøfarlig avfall som innsatsfaktor i industrivirksomhet der miljøgiftene destrueres i produksjonsprosessen, for eksempel sementindustrien og smelteverksindustrien.
– Installering av ny renseteknologi ved industribedrifter, slik at utslippene reduseres.
– Statens forurensningstilsyn bør i større grad kunne bidra med faglige innvendinger til industribedrifters overvåkingsprogram, og ikke kun ta overvåkingsprogrammene til etterretning.

Petroleumssektoren

– Strengere utslippskrav.
– Bedre retningslinjer og strengere utslippskrav for organiske miljøgifter, ved dekommisjonering av eldre oljeinstallasjoner.
– Økt tilsyn og kontroll med utslipp fra plattformer.

Landbruk

– Økt satsing på økologisk landbruk og økologisk mat.
– Bedre kunnskap om langtidseffekter av pesticider i miljøet og effekter av eksponering av ulike pesticider i blanding (cocktaileffekt).
– Endre navn på «hobbypreparater», da dette kan gi et inntrykk av at preparatene er ufarlige.
– Økt avgift på «hobbypreparater».
– Økt kunnskap om plantevernmidler og skadeeffekter i landbruket, herunder større fokus på mulige skadeeffekter ved bruk av pesticider i autorisasjonsordningen (som bonden må gjennomføre for å kunne kjøpe inn og benytte plantevernmidler i landbruket).
– Mattilsynets rapporter om risiko i landbruket som følge av bruk av plantevernmidler er mangelfulle og bør nyanseres. For eksempel bør effekter av økt økologisk areal og økt bruk av lavdoseringsmidler synliggjøres når det gjelder statistikken som gjelder omsetning av plantevernmidler.
– «Off-label ordningen», det vil si at det kan søkes om å få bruke et allerede godkjent preparat i bruksområder som ikke inngår i preparatets ordinære godkjenning, bør avvikles.

Legemidler

– Regulering av utslipp og miljøovervåkning når det gjelder legemidler, inkludert antibiotika, til resipient i akvakultur-/oppdrettsnæringen.
– Legemidlers egenskaper med hensyn på effekter i det ytre miljø bør kartlegges bedre.
– Informasjon om ulike legemidlers effekt på ytre miljø, samt informasjon om innlevering av legemidler til apotek for destruksjon, bør fremgå tydelig på pakningen.
– Vann og avløp
– Påslipp av helse- og miljøskadelige stoffer til offentlig avløpsnett må reguleres tydeligere.
– Tilsyn og kontroll med påslipp av legemidler til avløpsnett fra sykehus, sykehjem osv. må styrkes.
– Mulighetene for å rense avløpsvann for miljøgifter ved kommunale renseanlegg bør vurderes.

Historisk forurensning i grunn og sedimenter

– Økte bevilgninger og større tempo i opprydning fra forurenset grunn (inkludert nedlagte gruver) og forurensede sedimenter.
– Ved opprydning i forurensede sedimenter bør dette innebære tiltak på større sammenhengende områder og ikke kun mindre «hot-spots» områder.
– Myndighetene bør ha et særlig fokus på opprydning i forurenset grunn og forurenset sjøbunn på eldre industritomter, samt utenfor skipsverft, småbåthaver og notvaskerier.
– Kartlegging av miljøgifter i tilførselsområder til fjordene, da det foreligger svært lite data om dette.
– Økt kunnskap når det gjelder hvilke masser som egner seg best til tildekning. For eksempel har forsøkt vist at aktivt kull kan være svært godt egnet til tildekning av forurenset sjøbunn i forhold til andre masser.
– Det bør stilles strenge krav i nye utslippstillatelser slik at vi unngår problemer med forurenset grunn og forurenset sjøbunn i fremtiden.

- Klarere definisjon av hvem som har ansvar for opprydning i områder der forurenser er vanskelig å identifisere. Eksempler på dette kan være i byområder der mange kilder kan ha bidratt til forurensning, eller eldre deponier som er etablert etter pålegg fra sentrale myndigheter.
- Tiltak for å stanse utslipp fra aktive PCB kilder på land, for eksempel sandfang osv.
- Det er uheldig at kulturminneloven kan legge begrensninger på opprydningstiltak.

Nanomaterialer

- Kunnskapen om ulike nanomaterialers effekt på helse- og/eller miljø bør økes.
- Det bør innføres en omvendt bevisbyrde i forhold til bruk av nanomaterialer, slik at det må dokumenteres at bruk er forsvarlig sett i et helse- og miljøperspektiv før bruken tillates.

Vedlegg 3

Utredninger som er utført for Miljøgiftsutvalget

3.1 Videreutvikling av produsentansvaret

Wormstrand, E. et. al., 2009: Rapport utført av Norsas AS. Desember 2009.

Målsettingen med prosjektet var å se på hvordan produsentansvaret for ulike produktgrupper i større grad kan utnyttes til å redusere bruk av miljøgifter i produkter. Det ble vurdert nødvendige endringer i eksisterende returordninger, for å sikre at miljøgifter i produktgruppene håndteres forsvarlig. I tillegg ble det vurdert eventuelle behov for og effekt av nye produktansvarsordninger.

Produsentansvaret er et virkemiddel for å overføre de økonomiske forpliktelser for å behandle avfallet fra sluttbrukeren til produsenten av produktene. Tanken som ligger bak er at produsentene har kontrollen med produktets design og derved har beste muligheter til å utvikle produkter som er enklest mulig å håndtere som avfall. I dette ligger redusert bruk av miljøfarlige stoffer i produktene og produksjon av produkter hvor det legges til rette for gjenbruk og gjenvinning av materialer.

Det er etablert produsentansvarsordninger for kasserte kjøretøy, kasserte dekk, EE-avfall herunder batterier, emballasje og PCB-holdige isolerglassruter. I dagens ordninger er det lav fokus på redusert bruk av miljøgifter i nye produkter og dagens produktansvarsordninger i er hovedsak et verktøy for å sikre innsamling og forsvarlig behandling av kasserte produkter, og fungerer i svært liten grad som virkemiddel for å endre produktdesign og bruk av miljøfarlige stoffer. I den grad innhold av miljøfarlige stoffer reguleres skjer det gjennom produktforskriften.

Rapporten har følgende anbefalinger:

- Det bør iverksettes en vurdering av mulighetene for å innføre en sluttbehandlingsavgift for utvalgte miljøgifter.
- Returselskapene bør få et eksplisitt ansvar for kunnskapsoverføring om produktenes innhold av miljøgifter og alternative stoffer til sine produsenter/importører.
- Det bør iverksettes krav om at returselskapene skal stimulere sine produsenter til å miljømerke sine produkter.
- Bestemmelser om renere produktdesign bør innarbeides i avfallsforskriften.
- Returselskapene for EE-avfall bør pålegges å iverksette økonomiske virkemidler som skal gi større sikkerhet for at miljøfarlige komponenter faktisk blir fjernet i miljøsaneringen. Som et minimum bør de som miljøsanerer eksplisitt få dekket kostnadene ved disponering av utsorterte miljøfarlige stoffer eller komponenter uavhengig av betalingen for selve miljøsaneringen.
- Det bør innføres krav om en mer omfattende miljøsanering fra bilvrak, i tråd med kravene som gjelder for elektronisk avfall.
- Bruken av klorparafiner i isolerglassruter etter 1975 bør kartlegges. I utgangspunktet ligger det til rette for at slike ruter kan inkluderes i dagens retursystem for PCB-holdige isolerglassruter.
- Tyngre kjøretøy og
- campingvogner bør inkluderes i returordningen for bilvrak.
- Det bør gjennomføres en konsekvensvurdering med sikte på å etablere produsentansvar for kasserte fritidsbåter.
- Produsentansvar for PVC-gulvbelegg og plastbasert isolasjon bør ikke iverksettes. Dagens regelverk for byggavfall innebærer bl.a. at materialer som inneholder farlige stoffer skal kartlegges og saneres før riving, og at avfallet skal sorteres og behandles forsvarlig.

3.2 Det EØS-rettslige handlingsrommet for nasjonal regulering av miljøgifter

Nordby, T, og Bakken, E., 2009. Rapport utført av Arntzen de Besche Advokatfirma AS. Desember 2009.

Det EØS-rettslige handlingsrommet norske myndigheter har til å regulere miljøgifter vil bero på en tolkning av den EØS-rettslige sekundærlovgivningen som får anvendelse. Handlingsrommet innenfor det harmoniserte området vil generelt være mindre enn områder som bare reguleres av primærretten.

Det harmoniserte området reguleres av forordninger og direktiver. Forordninger innebærer en totalharmonisering, og handlingsrommet vil alene avgjøres av en tolkning av forordningen. Om direktiver innebærer en totalharmonisering eller minimumsharmonisering vil bero på en tolkning av direktivet. På miljørettens område vil de fleste direktiver innebære en totalharmonisering.

Miljørettens område er dels regulert av forordninger og totalharmoniserte direktivet. I de tilfellene vil det altså ikke være rom for å påberope seg EØS-avtalen artikkel 13 som begrunnelse for et nasjonalt tiltak som ellers er regulert av sekundærlovgivningen. Et nasjonalt tiltak som forbyr eller begrenser bruken av miljøgifter i produkter som ellers lovlig kan omsettes på markedet må, for de harmoniserte områdene, ha forankring i sikkerhetsklausuler i sekundærlovgivningen.

Utenfor det harmoniserte området vil EØS-avtalen artikkel 11/13 få anvendelse på nasjonale tiltak som forbyr eller begrenser bruken av miljøgifter i produkter. Ved anvendelsen av artikkel 13 og kravet til nødvendighet, egnethet og forholdsmessighet vil Norge kunne påberope seg prinsippet om føre-var. Føre var-prinsippet kan påberopes når det er vitenskaplig dokumentert at det er sannsynlig at noe utgjør en risiko for helse eller miljø.

Sekundærlovgivningen vi behandler er i dynamisk utvikling, og det er eller i ferd med å bli vedtatt ny lovgivning på flere av områdene. I nyere lovgivning ser vi særlig disse tendensene:

- Direktiver erstattes av forordninger. Formålet er å sikre en totalharmonisering i medlemsstatene.
- Produsenter, importører og distributører får ansvar for å følge opp regelverkets bestemmelser, for eksempel ved å sørge for at produkter som settes ut i markedet ikke inneholder ulovlige stoffer.
- Medlemsstatene får en kontroll- og håndhevelsesfunksjon i forhold til produsenter, importører og distributører.
- Alle avgjørelser om midlertidige eller permanente handlingsrom på områder som er harmonisert vil treffes av EU-organer etter innspill fra medlemsstatene.

3.3 Lavkontaminert avfall – fraksjoner som kan føre til utlekking av miljøgifter

Wærner, E. et. al., 2010. Rapport utført av Hjellnes Consult AS. Februar 2010

Rapporten peker på avfallsfraksjoner der det er risiko for spredning av miljøgifter over tid, og beskriver tiltak som vil bidra til at miljøgifter fra slike fraksjoner ikke lekker ut i naturen. Svært mange av problemområdene er knyttet til byggebransjen, enten som driftsutfordringer eller utfordringer i forbindelse med miljøkartlegging og miljøsanering.

Utvikling av fagene miljøkartlegging og miljøsanering er viktige forutsetninger for å redusere mulighetene for spredning av miljøgifter. Dette kan som eksempel også omfatte utvikling av statistiske metoder til bruk ved kartlegging for å sikre representativitet i undersøkelser. Likeledes er det viktig å benytte føre var-prinsippet, slik at vi ikke innfører nye miljøgifter i nye byggematerialer. Et eksempel på dette er våtromsplater, der de fleste typene inneholder flammehemmere som trolig er miljøfarlige.

Forslag til tiltak omfatter blant annet følgende områder

- Økt informasjonsinnsats for tydeliggjøring av eksisterende regelverk.
- Justering av terskelverdier for klassifisering av avfall som farlig avfall (strengere krav til behandlingsanleggene).
- Økt krav til sortering, dvs. utsortering av fraksjoner som inneholder miljøgifter.
- Nærmere kartlegging/analyse i forhold til enkeltstoffer og forekomster.
- Innskjerping av regelverk.

Oppfølgingen av eksisterende regelverk kan styrkes på flere områder. Eksempler på dette er kravet til karakterisering av avfall, krav om avfallsplaner i byggesaker og miljøsanering, samt oppfølging av anlegg for sluttdisponering. Samtidig kan økt tilsyn fra myndighetenes side samt økt egenkontroll og kvalitetssikring i hele kjeden kan bidra til redusert spredning av miljøgifter.

3.4 Sammen for et giftfritt miljø? Gjennomgang av organisering av kjemikalieforvaltningen

Direktoratet for forvaltning og IKT, 2010. Difi rapport 2010:6. Mars 2010.

Ulike direktorater, fylkesmennene og kommunene forvalter et omfattende regelverk som gjelder kjemikalier. De mest sentrale lovene er forurensningsloven og produktkontrolloven. På en del bruksområder for kjemikalier er det eget regelverk. Det varierer i hvor stor grad om og hvordan miljøhensyn kommer inn som en del av formålet med det enkelte regelverket som regulerer kjemikalier. Regelverket på kjemikalieområdet og miljøgifter er sterkt påvirket av EUs forordninger og direktiver. EU-samarbeidet preger både regelverksutviklingen og kunnskapsutviklingen. Dette forsterker et koordineringsbehov på norsk side mellom myndighetene.

Tilsynsvirksomheten er risikobasert. Det brukes i stor utstrekning tilsynskampanjer og aksjoner. Disse vurderes som vellykkete av tilsynene, som også mener at bransjene er positive til denne formen for tilsyn. Enkelte mener likevel at aksjoner og kampanjer kun har kortsiktig effekt. Tilsyn på kjemikalieområdet avdekker mange avvik. Det gis romslige frister for lukking av avvik som avdekkes. Varsel om tvangsmulkt anses av forvaltningen som et effektivt virkemiddel. Et gjennomgående trekk er at små virksomheter i mindre grad enn større virksomheter har oversikt over regelverk, over hvilke krav som gjelder og kunnskap om kjemikaliene de anvender. Særlig overfor små virksomheter ser det ut til at tilsynsbesøk for en stor del består av veiledning. Dette reiser spørsmål om rolleavklaring, tilsynsmetodikk og virkemiddelbruk. Antall politianmeldelser er lavt og går ikke opp. De alvorligste avvikene politianmeldes, men ikke alle alvorlige saker. Terskelen for å politianmelde er antagelig for høy.

På kommunenivå er det store forskjeller mellom store og små kommuner med hensyn til hvordan miljøgiftarbeidet er organisert. Behovet for informasjon, veiledning og rådgivning er stort, særlig i de små kommunene. Mange fylkesmannsembeter mener de har for få ressurser til å gi informasjon og veiledning til kommuner og andre. De små kommunene har som oftest ikke egne personer som arbeider med miljøproblematikk. Det hevdes at kunnskapen om regelverk og kommunens ansvar er mangelfull. Også kompetanse hos fylkesmannen er en utfordring, ved at miljøgiftområdet består av et bredt spekter av sakstyper som skal dekkes av et fåtall personer.

Antall kjemiske stoffer, stoffblandinger og produkter der dette inngår er stort, og nye kommer til hvert år. En del farlige stoffer er forbudt eller erstattet med andre stoffer (substituert), men tilveksten av nye stoffer tilsier et stort behov for mer forskning, utredning og overvåking av miljøet. Flere peker på at forskningen på miljøgifter kan ha kommet noe i skyggen av klimaproblematikken.

Direktoratet for forvaltning og IKT har følgende forslag:

- Muligheten for å bygge opp og beholde tilstrekkelig kompetanse på miljøgifter i de små kommunene bør utredes. Som et hastetiltak bør mer formaliserte samarbeidsfora mellom fylkesmannen og kommunene vurderes,
- Det bør vurderes en spesialisering mellom fylkesmannsembetenes miljøvernavdelinger, der ett embete kan få nasjonalt ansvar for en bestemt sakstype. Dette vil særlig være aktuelt for sakstyper med lavt antall og stor vanskelighetsgrad.
- Manglende etterlevelse av krav hos de små bedriftene synes å være en felles problemstilling for flere av tilsynsmyndighetene. Det bør utarbeides et felles policydokument eller lignende som tar for seg informasjon, kontroll og reaksjoner overfor små virksomheter,
- Det bør vurderes å etablere et strategisk forum eller lignende for forskning på miljøgifter, som også bør se på statistikkutvikling og bruk av miljødatabasene.

3.5 Miljøgifter og nanomaterialer i arbeidsmiljøet

Johnsen. H. et. al, 2010. Rapport utført av Statens arbeidsmiljøinstitutt. Mars 2010.

Statens arbeidsmiljøinstitutt har utført en enkel, innledende kartlegging av hvilke sektorer, næringer og arbeidsplasser hvor arbeidstakere i Norge eksponeres for de enkelte av stoffene som er inkludert i regjeringens liste over prioriterte miljøgifter. Som følge av dette arbeidet, er stoffene gruppert etter en vurdering av mulig eksponering og risiko for helseeffekter hos arbeidstakere.

Parallelt med redusert utslipp, forbruk og anvendelse av mange miljøgifter, vil en forvente at yrkesrelatert eksponering for de samme stoffene også vil kunne reduseres. Dette gjelder for mange av de prioriterte stoffene, enten ved at færre arbeidstakere og grupper av arbeidstakere utsettes for mulig eksponering eller ved at de det gjelder, eksponeres for lavere konsentrasjoner av de aktuelle stoffene. I tillegg kan tiltak som rettes mot selve arbeidsmiljøet i den hensikt å redusere eksponeringen av arbeidstakerne også medføre redusert utslipp til det ytre miljøet. Slike tiltak kan for eksempel innebære at utsatte arbeidsprosesser lukkes, eller at ny og bedret teknologi tas i

bruk eller ved å benytte alternative stoffer eller stoffgrupper med godt kjente og akseptable helsemessige egenskaper. Som eksempel kan nevnes moderniseringen av aluminiumsverkene, som har medført betydelig utslippsreduksjoner. Ved tiltak rettet mot reduksjon av utslipp ved innelukking av industrielt utslipp, vil disse kunne gi nye utfordringer som er viktige å ivareta for et sunt og godt arbeidsmiljø.

Til tross for store reduksjoner i bruk og håndtering av mange av de prioriterte miljøgiftene, finnes det fortsatt bruksområder som fortsatt kan medføre mulig eksponering for noen av miljøgiftene med risiko for helseskader. Dette kan dels skyldes at den aktuelle miljøgiften ikke lar seg fase ut, eller dels sekundæreksponering hvor stoffene fremkommer som forurensning eller utilsiktet frigjøring ved en bestemt arbeidsprosess. Sekundæreksponeringer kan forekomme ved oppvarming og bearbeiding av ulike overflater som er behandlet med tidligere tiders uheldige kjemikalier eller malingstyper som inneholder miljøgifter. Sekundær eksponering for eksisterende og utfasede miljøgifter pluss andre helseskadelige stoffer er en stor utfordring knyttet til vedlikehold og demontering og opphugging av utfasede konstruksjoner, skip og skrapmetall innen olje og skipsindustrien. Ved håndtering, resirkulering og forbrenning av forskjellige typer avfall kan det også forekomme eksponering for miljøgifter som foreligger i det aktuelle avfallet.

For følgende stoffer vurderer Statens arbeidsmiljøinstitutt at det kan finnes arbeidstakergrupper som kan utsettes for eksponering med risiko for helseeffekter:

- PCB – PAH – Klorerte parafiner; mellomkjedet – Trikloreten (TRI) – Tetrakloreten (PER) – Ftalater – Bisfenol A – Dioksiner og furaner – Arsen – Bly – Kvikksølv – Kadmium – Krom – Nikkel.

Følgende stoffer anses for å være knyttet til liten grad av eksponering og lav risiko for helseeffekter:

- KAB – HBCD – PBDE – TBBPA – Triklosan – Triklorbenzen (TCB) – Tensider (DTDMAC, DSDMAC, DHTDMAC) – 2,4,6 tri-tert-butylfenol (TTB-fenol) – TBT/TFT – Nonylfenol og oktylfenol og deres etoksilater – Muskxylener og muskketoner.

Følgende stoffer er det for lite informasjon og data til å kunne vurdere risiko for helseeffekter i arbeidsmiljøet:

- Hexaklorbenzen (HCB) – EDC (1,2-dikloretan) – PFOS/PFOA – Siloksaner

Med den store satsingen i mange land på nyskapning ved hjelp av nanoteknologi og produksjon av nye designede nanomaterialer er det forventet at det også kan bli mer omfattende frigivelse av nanomaterialer til arbeidsmiljøet under ulike scenarioer hvor nanomaterialer inngår. Arbeidsmiljøeksponeringer under avhending/avfallshåndtering kan også bli mer omfattende.

3.6 Kostnader og konsekvenser av utfasing av stoffer og stoffgrupper m.v.

Skjelvik. J., 2010.Utredning utført av Vista Analyse AS. April 2010.

Vista Analyse har hatt i oppdrag fra utvalget å vurdere økonomiske og administrative kostnader, miljømessige og andre samfunnsøkonomiske effekter av følgende tiltak:

- Utfasing av mellomkjedete klorparafiner, bromerte flammehemmere og perfluorerte forbindelser i relevante produktgrupper
- Opprydning eller evt. andre utslippsreduserende tiltak ved lokaliteter med forurenset grunn
- Reduksjon i bruken av plantevernmidler i norsk landbruk
- Kostnader knyttet til rensing av miljøgiftsutslipp til kommunalt avløpsnett fra industribedrifter, deponier osv. sammenliknet med kostnader knyttet til rensing ved kommunale avløpsrenseanlegg.

Konklusjoner for utfasing av miljøgifter i produkter

På de fleste områder hvor mellomkjedete klorparafiner (MCCP) benyttes, finnes mer miljøvennlige substitutter til akseptable kostnader. Alternativt kan produktene benyttes uten mellomkjedete klorparafiner, slik som for PVC plast. Det er imidlertid neppe mulig å erstatte MCCP fullt ut i metallbearbeiding uten alvorlige konsekvenser. Omfanget av denne bruken i Norge er ukjent. På usikkert grunnlag konkluderes det med at 50 prosent reduksjon av bruken av MCCP, både som innsatsfaktor og i bruk av produkter som inneholder MCCP, vil kunne gjennomføres til moderate kostnader, dvs. maksimalt 20 prosent kostnadsøkning. Det forutsettes da at bruk av MCCP som smøremiddel ved metallbearbeiding unntas fra reguleringen. Det er sannsynligvis mulig å redusere bru-

ken med 75 prosent uten større kostnader enn for 50 prosent reduksjon. Full utfasing av all bruk vil imidlertid slik det ser ut i dag være vanskelig uten alvorlige effekter, særlig for metallbearbeiding.

Bruken av flere bromerte flammehemmere er i dag faset ut gjennom reguleringer i Norge og EU. De viktigste gjenværende gruppene er TBBPA og HBCD. Det er størst forbruk av TBBPA, men det er gjort få grundige vurderinger av muligheter og kostnader for å fase ut disse stoffene. Det var derfor ikke grunnlag for å vurdere virkningene av ulike utfasingsstrategier for TBBPA. HBCD har et mindre forbruk, og Klima- og forurensningsdirektoratet har foreslått å fase ut bruken av stoffet i forbrukerprodukter. EU vurderer også tiltak. Man forventer at de største kostnadene og utfordringene vil være knyttet til bruk i transportmidler samt en regulering av produksjonen hos en norsk bedrift av EPS-granulat som inneholder HBCD og som eksporteres som halvfabrikat. For enkelte spesialprodukter til rørisolasjon (cellegummi) kan alternativene bli noe dyrere, og det kan være vanskelig å finne gode alternativer. For flammehemming av isolasjonsmaterialer (EPS/XPS) er neppe nødvendig i isolasjonsmaterialer i Norge i dag. På svært usikkert grunnlag ser det ut til at en 50 prosents reduksjon i bruken av HBCD vil være mulig til akseptable kostnader, (dvs. maksimalt 20 prosent kostnadsøkning) og uten at bruks- og miljøegenskapene forverres i vesentlig grad. Det vil kanskje også være mulig å redusere bruken med 75 prosent, spesielt dersom man finner gode alternativer til bruk av HBCC i transportsektoren. Full utfasing vil høyst sannsynlig være forbundet med betydelige kostnader for de mest utsatte brukerne, spesielt dersom Norge gjør dette på egen hånd.

Når det gjelder den perfluorerte forbindelsen PFOA er det lavt forbruk i Norge i dag, og stoffene finnes kun som små mengder i importerte produkter. Tepper er antatt å være den viktigste produktgruppen, men det er også små mengder i maling og lakk samt en rekke andre produkter. De store produsentene i USA har inngått en frivillig avtale med myndighetene om å redusere utslipp og produksjon av PFOA med 95 prosent innen 2010, og full utfasing innen 2015. Dette må antas å få stor betydning for mulighetene for å fase ut bruken i Norge og andre land. Dersom arbeidet med å finne frem til alternative stoffer og produksjonsprosesser lykkes, må det antas at det vil være mulig å fase ut bruken av PFOA innen 2020 til svært lave kostnader. Det kan imidlertid tenkes å være spesielle bruksområder som ikke lar seg fase ut uten betydelige kostnader eller ulemper.

Konklusjoner for opprydning i forurenset grunn

Opprydning i forurenset grunn har pågått i flere tiår. Arbeidet ble opprinnelig konsentrert om de rundt 600 antatt mest forurensede lokalitetene. Miljøvernmyndighetene har sørget for opprydning på rundt 100 av disse. Gjennomsnittskostnaden for å rydde opp i disse var 10 millioner kroner per lokalitet. Kostnadsdata fra noen nylig gjennomførte og planlagte opprydninger varierer mellom ca. 1,5 og 80 millioner kroner per lokalitet, avhengig av størrelse og forurensningsgrad. Det er også laget en handlingsplan for opprydning av forurenset grunn i barnehager og lekeplasser, hvor det skal ryddes i størrelsesorden 600 barnehager til en samlet kostnad på ca. 85 millioner kroner.

Det er lagt til grunn som et beste estimat at gjennomsnittskostnaden for opprydning av de gjenværende ca. 390 mest forurensede lokalitetene hvor opprydning er nødvendig er den samme som for de 10 første, det vil si ca. 10 millioner kroner per lokalitet. Et lavt estimat kan være to millioner kroner, som er på linje med det laveste kostnadsestimatet vi har observert ved en enkelt lokalitet. Dette kan gjenspeile at kostnadene ved gjennomførte opprydninger er høyere enn kostnadene ved tiltak på gjenværende lokaliteter, ettersom de mest forurensede lokalitetene er antatt å være tatt først. Et høyt estimat kan være 18 millioner kroner som gjenspeiler en situasjon der en har skjøvet de antatt dyreste lokalitetene foran seg. Nettokostnadene vil kunne bli lavere dersom eiendommen etter opprydning får en høyere verdi.

Tabell 3.1 viser estimerte kostnader for å rydde opp på 50 prosent, 75 prosent og 100 prosent av de 390 mest forurensede lokalitetene. Det er lagt til grunn at opprydningsplanen for barnehagene gjennomføres i alle scenarioene.

Konklusjoner for reduksjon i bruken av plantevernmidler

Landbruket står for omtrent halvparten av bruken av plantevernmidler i Norge, øvrige brukere er grøntanlegg og private hager. Målt som andel av helse- og miljørisiko utgjør imidlertid forbruket i jordbruket i størrelsesorden henholdsvis 70 og 95 prosent. Kornproduksjon står for godt over halvparten av dette, fordi det er her størstedelen av plantevernmidlene blir brukt. En annen stor bidragsyter til risikoen er potetproduksjon (10–20 %). Et slående trekk er den lave risikoen knyttet til bruk av plantevernmidler i eng og beite. Dette utgjør 65 prosent av jordbruksarealet og over dob-

Tabell 3.1 Scenarioer for kostnadene ved opprydning av de mest forurensede lokalitetene med forurenset grunn; millioner kr.

	Lavt estimat	Beste estimat	Høyt estimat
Scenario 1: Opprydning på 50 % av de mest forurensede lokalitetene	476	2040	3604
Scenario 2: Opprydning på 75 % av de mest forurensede lokalitetene	672	3018	5364
Scenario 3: Full opprydning	867	3995	7123

belt så stort areal som kornproduksjonen, men bare 2–4 % av miljø- og helserisikoen.

Teoretiske simuleringer viser at det er mulig å oppnå en viss reduksjon i helse- og miljørisikoen knyttet til bruk av plantevernmidler innenfor kornproduksjonen og i noen grad også i potetproduksjon gjennom kombinasjoner av overgang til bruk av mindre skadelige plantevernmidler, optimale vekstskifter og mer mekanisk behandling uten at dette får særlige økonomiske konsekvenser for bøndene. Disse tiltakene krever imidlertid omfattende kunnskaper om hva som er optimal drift for å redusere helse- og miljørisikoen ved bruk av plantevernmidler, noe som krever opplæring av den enkelte jordbruker.

Overgang til økologisk landbruk kan bidra til å redusere bruken av plantevernmidler. Økologisk korn er en viktig innsatsfaktor for produksjon av økologisk kraftfór, som er en viktig produksjonsfaktor for økologisk husdyr- og melkeproduksjon. En oppfyllelse av målet om at 15 prosent av landbruksproduksjonen skal være økologisk vil således bidra til å redusere bruken av plantevernmidler. En økning av 15 prosent målet vil gi ytterligere redusert bruk. Økt overgang til økologisk landbruk kan imidlertid medføre økte kostnader for samfunnet som ikke kan tas ut i økte priser i konsummarkedet for økologiske produkter, og dermed føre til krav om økte overføringer fra staten i jordbruksforhandlingene.

I forhold til bruk av plantevernmidler konkluderes det på usikkert grunnlag med at:

- 20 prosent reduksjon burde være mulig, blant annet dersom en tar sikte på å nå målet for økologisk landbruk og får til en mer optimal bruk av plantevernmidler. Det vil imidlertid være vanskelig å få til i praksis uten av det går ut over lønnsomheten i jordbruket.
- 35 prosent reduksjon neppe vil mulig uten at lønnsomheten påvirkes negativt dersom produksjonen skal holde seg omtrent på dagens nivå. Men nedgang i kornarealet evt. i kombinasjon med økt økologisk produksjon kan gjøre det mulig å nå målet.
- 50 prosent reduksjon vil ikke mulig uten en betydelig nedgang i kornarealet, evt. i kombinasjon med overgang til økologisk drift

Konklusjoner om kostnadseffektivitet ved å rense miljøgifter i kommunale avløpsanlegg eller ved kilden

Det er gjort en vurdering av hva som er mest kostnadseffektivt av å rense miljøgifter ved kilden før de slippes på kommunalt avløpsnett eller ved de kommunale avløpsrenseanleggene. Generelt er konsentrasjonene av metaller og miljøgifter i kommunalt avløpsvann mange steder lave, noe som gjør installering av renseutstyr på kommunale renseanlegg krevende. Mangel på plass til nytt renseutstyr på disse anleggene vil også være en begrensende faktor.

Miljøgiftskonsentrasjonene vil gjennomgående være høyere nær primærkilden for utslippene. På den annen side vil rensing av gjenværende primærkilder kunne kreve installering av renseutstyr hos et stort antall kilder, noe som kan være vanskelig i praksis ettersom de gjennomgående er små og spredt. Dette kan bidra til å øke kostnadene, særlig der enkelte kilder bare har utslipp av et fåtall stoffer. Men det kan også bli snakk om rensing av svært mange kilder dersom man velger å rense utslippene fra kommunale avløpsanlegg.

Det er gjort en konkret sammenlikning av studier av kostnader og effekter ved å installere renseutstyr på kommunale avløpsanlegg kontra å rense sigevann fra avfallsdeponier, som mange steder fortsatt sender vannet urenset ut på det kommunale nettet. Dataene gir ingen entydig konklusjon om hva som er mest kostnadseffektivt. Dette avhenger av faktorer som rensekostnader, rensegrad, konsentrasjoner av skadelige stoffer og om en kan redusere utslippene av flere stoffer eller bare ett stoff ved den enkelte kilden. Disse fakto-

rene kan i noen grad variere fra område til område, slik at en må gjøre en konkret vurdering i hvert enkelt tilfelle.

Kostnadsdata for sanering av kvikksølvavleiringer i rørene hos tannklinikker indikerer imidlertid at det fortsatt finnes tiltak ved kilden som er mer kostnadseffektive enn å rense i kommunale avløpsanlegg.

3.7 Nye miljøgifter – litteraturstudie april 2010

Skoog, K. et. al., 2010. Rapport utført av Bergfald & Co AS. April, 2010.

Rapporten er en litteraturstudie for tre stoffgrupper; fosfororganiske flammehemmere, perfluorerte forbindelser og antibiotika.

Fosfororganiske flammehemmere benyttes i produkter som tekstiler og plastmaterialer. Fosforbaserte flammehemmere er hoyvolumskjemikalier, som det antakelig brukes mer enn 500 tonn årlig i Norge. De to største bruksområdene i Norge er som flammehemmere i PVC og i polyuretan. Stoffene benyttes også som myknere i enkelte polymerer og har utbredt anvendelse som tilsats i hydraulikkoljer.

Innenfor toksikologi fokuserer rapporten på fire av stoffene. TCEP, TCPP, TDCP og TBP. De fleste av disse forbindelsene er persistente og flere av dem utviser toksiske egenskaper. Noen av stoffene kan gi nevrotoksiske effekter. Enkelte av stoffene er vist a kunne ha karsinogen eller reproduksjonstoksisk effekt. Stoffene blir påvist i avløpsvann og i sigevann fra avfallsplasser. Stoffgruppen er påvist i akvatisk miljø, i sedimenter i norske elver, samt i blåskjell, torsk, arktisk røye og sjøfugl på Svalbard. Fosfororganiske flammehemmere blir funnet i husstøv i relativt høye konsentrasjoner.

For fosfororganiske flammehemmere foreslås følgende tiltak

- Det kan gjennomfores en undersøkelse av kilder, forekomst og eksponering for stoffgruppen i husstøv.
- De typer hydraulikkoljer der fosforbaserte flammehemmere inngår kan identifiseres.
- Fragmenteringsbransjen handterer store mengder av stoffgruppen. Tiltak kan gjennomfores for å hindre spredning fra fragmenteringsverkene.
- Større mengder flammehemmet PVC, til for eksempel taktekking, presenninger og overbygg, samt polyuretan, benyttes til utendørs bruk. Restriksjoner på slik bruk kan vurderes.
- Punktutslipp bør identifiseres. Enkelte plastbedrifter og sigevann fra avfallsdeponier peker seg ut.

Perfluorerte forbindelser (PFC) er en stor og mangeartet stoffgruppe med over 600 forskjellige registrerte forbindelser. Kunnskapen om stoffenes bruksomrader, tonnasjer, toksikologiske og miljømessige egenskaper er sterkt varierende. For de fleste av stoffene er det vesentlige kunnskapshull. Etter at restriksjoner mot PFOS og PFOA ble innført, er fokus skjøvet over mot kortkjedete PFCer (for eksempel PFB(S)), mot telomerene 6:2, 8:2 og 10:2 FTOH, og mot C10-forbindelsen PFDcS. For de fleste av de kortkjedete PFCer er toksikologiske data utilstrekkelige til a kunne si om bruken representerer en risiko eller ikke.

Flere av stoffene utviser kronisk toksisitet. Det er påvist skade på leverceller, karsinogen effekt, påvirking av genuttrykk, østrogen virkning og proliferasjon av brystkreftceller. Noen av stoffene har akutt toksisk virkning. For de fleste toksiske virkninger er mekanismen ikke kjent. Flere av stoffene viser høy persistens, eller høy nok persistens til at mange av dem er påvist som langtransporterte forurensning. 8:2 FTOH, 10:2 FTOH og PFDcS påvises i et flertall av prøver som tas av vann og luft.

For perfluorerte forbindelser foreslås følgende tiltak:

- Fremskaffelse av informasjon for de ulike stoffene. Bruksomrader, tonnasjer og toksikologisk kunnskap for 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH, PFDcS og PFB(S) prioriteres høyest.
- Det bør etableres en standard analysepakke for PFC på linje med pakken for PAH.

Følgende bransjer og virksomheter kan være av særlig interesse for tiltak:

- Militær bruk. I drift av elektronikk slik som sonar og radaranlegg, samt som mulig tilsats av smøremiddel i militær parafin, såkalt JP8.
- Smøremidler. Som tilsats i motoroljer, giroljer og liknende.
- Fremstilling av transistorer og fotovoltaiske halvledere.
- Prosesskjemikalium ved fremstilling av slike.
- Skismøring.
- Bruk i maling. Særlig ved sandblåsing av malte strukturer. Aktuelle kilder er skipsverft og offshoreindustrien.
- Brannøvingsplasser. PFOS er faset ut, men er ofte erstattet med andre PFCer.

– Medisinske applikasjoner. Avløpsvann og avfall fra helseforetak.

Den største andelen av antibiotika i Norge gar til humant forbruk, og mengden har vart økende siden 2004. Innen veterinær bruk av antibiotika peker torskeoppdrett seg ut som en utfordring, da antibiotikaforbruket er høyt i forhold til produsert tonnasje, særlig sammenliknet med lakseoppdrett.

Hovedkilden til utslipp i miljøet skyldes medikamenter som skilles ut i urin og avføring. Stoffene fjernes kun delvis i ordinær kloakkrensing. Avløpsvann er dermed den største enkeltkilden til utslipp i miljøet. Husdyrgjødsel og kloakkslam som jordforbedringsmiddel er en annen vesentlig kilde.

For antibiotika anbefales følgende tiltak:

– Det er lite kunnskap om hva som skjer med antibiotika og metabolitter etter at de har kommet ut i miljøet og toksikologiske data på kronisk- og lavdoseeksponering. Dette kan utgjøre en risiko for helse og miljø, og bor studeres nærmere.

Norges offentlige utredninger 2009 og 2010

Statsministeren:

Arbeids- og inkluderingsdepartementet:
Om grunnlaget for inntektsoppgjørene 2009.
NOU 2009: 7.

Arbeidsdepartementet:
Medvirkning og medbestemmelse i arbeidslivet.
NOU 2010: 1.
Grunnlaget for inntektsoppgjørene 2010.
NOU 2010: 4.
Aktiv deltakelse, likeverd og inkludering.
NOU 2010: 5.

Barne- og likestillingsdepartementet:
Farskap og annen morskap. NOU 2009: 5.
Tilstandsrapport ved salg av bolig: NOU 2009: 6.
Kompetanseutvikling i barnevernet. NOU 2009: 8.
Et helhetlig diskrimineringsvern. NOU 2009: 14.
Adopsjon – til barnets beste. NOU 2009: 21.
Det du gjør, gjør det helt. NOU 2009: 22.

Barne-, likestillings- og inkluderings-departementet:

Finansdepartementet:
Kapital- og organisasjonsformer i sparebanksektoren mv.
NOU 2009: 2.
Tiltak mot skatteunndragelser. NOU 2009: 4.
Fordelingsutvalget. NOU 2009: 10.
Bedre pensjonsordninger. NOU 2009: 13.
Globale miljøutfordringer – norsk politikk.
NOU 2009: 16.
Pensjonslovene og folketrygdreformen I.
NOU 2010: 6.

Fiskeri- og kystdepartementet:

Fornyings- og administrasjonsdepartementet:
Individ og integritet. NOU 2009: 1.

Fornyings-, administrasjons- og kirke-departementet:
Håndhevelse av offentlige anskaffelser. NOU 2010: 2.

Forsvarsdepartementet:

Helse- og omsorgsdepartementet:
Drap i Norge i perioden 2004–2009. NOU 2010: 3.

Justis- og politidepartementet:
Lov om offentlige undersøkelseskommisjoner.
NOU 2009: 9.
Kredittavtaler. NOU 2009: 11.
Et ansvarlig politi. NOU 2009: 12.
Skjult informasjon – åpen kontroll. NOU 2009: 15.
Ny grenselov. NOU 2009: 20.

Kommunal- og regionaldepartementet:
Sikring mot tap av felleskostnader i borettslag.
NOU 2009: 17

Kulturdepartementet:

Kunnskapsdepartementet:
Rett til læring. NOU 2009: 18.
Mangfold og mestring. NOU 2010: 7.
Med forskertrang og lekelyst. NOU 2010: 8.

Landbruks- og matdepartementet:

Miljøverndepartementet:
Et Norge uten miljøgifter. NOU 2010: 9.

Nærings- og handelsdepartementet:

Olje- og energidepartementet:

Samferdselsdepartementet:
På sikker veg. NOU 2009: 3.

Utenriksdepartementet:
Skatteparadis og utvikling. NOU 2009: 19.

Offentlige publikasjoner

Opplysninger om abonnement, løssalg og pris får man hos:
Fagbokforlaget
Postboks 6050, Postterminalen
5892 Bergen
E-post: offpub@fagbokforlaget.no
Telefon: 55 38 66 00
Faks: 55 38 66 01
www.fagbokforlaget.no/offpub

Publikasjonen er også tilgjengelig på
www.regjeringen.no