

RAPPORT LNR 3582-96

Organiske miljøgifter i drikkevann



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Organiske miljøgifter i drikkevann	Løpenr. (for bestilling) 3582-96	Dato 20.12.1996
	Prosjektnr. Undernr. E-96454	Sider Pris 42
Forfatter(e) Hege E. Hansen	Fagområde Miljøgifter ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NIVA	Oppdragsreferanse
--------------------------	-------------------

Sammendrag

Denne studien har vært et internt forskningsprosjekt ved NIVA i 1996. Formålet med studien har vært å kartlegge kunnskapsstatus for miljøgifter i drikkevann. Det er hovedsakelig fokusert på forholdene i Norge, men enkelte sammenligninger med andre land er gjort. Rapporten belyser mulige kilder til organiske miljøgifter generelt, og i drikkevann spesielt, mulige effekter av slike forbindelser, aktuelle analysemetoder, samt rensemetoder. Organiske miljøgifter er påvist både i overflatevann og grunnvann i Norge, og et utvalg av måledata gis. Aktuelle forskrifter og regelverk, samt noen betraktninger rundt myndighetenes rolle på dette området er tatt med.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Organiske miljøgifter	1. Organic substances dangerous for the environment
2. Drikkevann	2. Drinking Water
3. Helseeffekter	3. Health effects
4. Vannrensing	4. Water treatment

Hege E. Hansen

Prosjektleder
Hege E. Hansen

ISBN 82-577-3135-8

Bente M. Wathne

Forskningsjef
Bente M. Wathne

Norsk institutt for vannforskning

E-96454

Organiske miljøgifter i drikkevann

Forord

Denne rapporten er finansiert med interne forskningsmidler fra NIVA. Formålet med prosjektet har vært å få en oversikt over nåværende kunnskapsstatus på området - miljøgifter i drikkevann i Norge. Ulike litteraturkilder er gjennomgått og aktuelle personer er kontaktet for å få en oversikt over dette feltet i Norge. Rapporten er ment å benyttes som et grunnlag til planlegging av norsk forskningsinnsats. Jeg vil rette en takk til Jarle E. Skaret i Drammen kommune og Jan F. Kristiansen i Oslo kommune for nyttige drikkevannsdata og tips, Roald Wartainen i Oslo kommune for nyttig informasjon om pesticidklassifisering- og bruk, og May Britt Knoph i Bellona for pesticiddata. Takk til Gjertrud Holtan, John-Erik Samdal og Jon Knutzen som har bidratt med nyttig litteratur og til Lars Hem som både har bidratt med nyttig litteratur og faglige innspill.

Oslo, 20 desember 1996

Hege E. Hansen

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Kilder	8
2.1 Kilder til organiske miljøgifter generelt	8
2.2 Kilder til organiske miljøgifter i drikkevann	9
3. Effekter	11
4. Grenseverdier for drikkevann	15
5. Analysemetoder	18
5.1 Analysemetoder generelt	18
5.2 Analysemetoder for noen utvalgte miljøgifter	19
6. Målinger	20
6.1 Målinger av organiske forbindelser i snø og overflatevannprøver	20
6.2 Målinger av organiske forbindelser i drikkevann i Norge.	23
6.3 Plantevernmidler i grunnvann i Norge, Danmark, Storbritannia og USA.	24
7. Rensing	27
8. Myndighetenes rolle	29
9. Konklusjoner	35
10. Liste over forkortelser/uttrykk	37
11. Litteratur	38
Vedlegg	42

Sammendrag

Det har i de senere år blitt fokusert på organiske miljøgifter i ulike sammenhenger. Når det gjelder drikkevann har man i Norge fokusert lite på organiske miljøgifter, da man har antatt at dette ikke er noe problem i Norge. Ca. 87 % av drikkevannet i Norge kommer fra overflatevann og ca. 13 % fra grunnvann. Overflatevann er mer utsatt for forurensning enn grunnvannskilder, men fordi nedbrytningen av stoffer skjer svært langsomt i grunnvann vil forurensning av grunnvann få svært uheldige konsekvenser. Det er påvist pesticider både i overflatevann og grunnvann i Norge. Organiske miljøgifter i drikkevann kan nå konsumenten fra utslipp, nedbør og tilsig til råvannskilden, dannelse av slike forbindelser i renseprosessen, eller fra naturlige kilder.

Organiske miljøgifter omfatter i denne rapporten både naturlige og antropogene forbindelser. Eksempler på organiske miljøgifter i denne sammenheng er pesticider, polyklorerte bifenyler (PCB), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), olje, løsemidler og vaskemiddelkomponenter. I denne rapporten er også klororganiske forbindelser som dannes i selve renseprosessen inkludert. Organiske miljøgifter har vist seg å gi mange biologiske effekter, inkludert hormonforstyrrelser og kreft. Drikkevann er et livsnødvendig medium, og langvarig eksponering av helseskadelige forbindelser via drikkevann er derfor svært uheldig. Målet er at det ikke skal finnes slike forbindelser i drikkevann.

Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. (Sosial- og helsedepartementet, 1995) har satt grenseverdier for enkelte organiske forbindelser, hvorav noen kan regnes som organiske miljøgifter. Flere organiske miljøgifter vil imidlertid ikke dekkes av denne forskriften.

Denne studien bekrefter at det finnes en god del data for organiske miljøgifter generelt, men relativt lite data for organiske miljøgifter knyttet til drikkevann i Norge. En forklaring på dette kan være at denne utgaven av drikkevannsforskriften først kom i 1995, og at det har vært gjort lite frivillig kartlegging og rensetekniske vurderinger av organiske miljøgifter i drikkevann fra leverandører av drikkevann, myndigheter og andre.

Summary

During the last years, much focus has been put on organic substances dangerous for the environment. When it comes to drinking water, there has been little focus on dangerous organic substances in Norway, due to the assumption that this is not a problem in Norway. About 87 % of the drinking water in Norway is surface water and about 13 % is ground water. Surface water is more exposed to contamination than groundwater, but due to the slow degradation of substances in ground water, contamination of ground water has great consequences. Pesticides are discovered in both surface water and ground water in Norway. Dangerous organic substances in drinking water can come to the consumer from effluents, rainfall and inflow to the raw water source. Such compounds can be developed in the treatment process, or come from natural sources.

Organic substances dangerous for the environment include in this report both natural and anthropogenic compounds. Examples of organic substances dangerous for the environment are pesticides, PCB, PAH, hydrocarbons, solvents and detergents. In this report the chlororganic compounds formed in the treatment process are also included. Dangerous organic substances may cause many biological effects, including hormone disruptions and cancer. Drinking water is a vital medium, and long-lasting exposure to health hazards in drinking water should therefore be avoided. The goal is that such compounds shall not appear in drinking water.

The Regulation for water supply and drinking water (Social- and Health Department, 1995) contains limit values for some organic compounds, some of which can be considered as dangerous for the environment. Some organic substances dangerous for the environment will not be covered by the restrictions given in this Regulation.

This study confirm that there are in general relatively much data on organic substances dangerous for the environment, but less data on dangerous organic substances in drinking water supply in Norway. The reason for this could be that this edition of the Regulation for water supply and drinking water came in 1995, and that there have been only a few studies of dangerous organic substances in drinking water from suppliers of drinking water, authorities and others. Similar is treatment evaluations of these substances almost absent.

Title: Dangerous Organic Substances in Drinking Water.

Year: 1996

Author: Hege E. Hansen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No. 82-577-3135-8

1. Innledning

Det har i flere årtider vært en voksende erkjennelse at langvarig eksponering for lave konsentrasjoner av visse organiske forbindelser kan føre til kronisk sykdom (WHO, 1972, WRC, 1981). Enkelte organiske miljøgifter, som noen plantevernmidler, har påviselig hormon og/eller reproduksjonsskadelig effekt. Dette har gitt en økende bekymring internasjonalt. Enkelte plantevernmidler kan på lang sikt føre til kreft hos mennesker. Svært få epidemiologiske og toksikologiske studier er foreløpig foretatt, og en preventiv strategi må derfor vurderes. Avansert analysemetodikk har gitt muligheten til å avdekke hvilke forbindelser som kan tilføres via drikkevann. Dette har gjort det aktuelt å kartlegge aktuelle stoffer, kilder, effekter og mulige tiltak. Norges Naturvernforbund og Verdens Naturfond (WWF) har på oppdrag fra Landbruksdepartementet utarbeidet en rapport om giftstoffer i grunnvannet i 25 europeiske land (Ringvold, 1996). Vi har lenge hatt rester av sprøytemidler i overflatevann i Norge (Holtan, 1993). Nå viser nyere undersøkelser at vi også finner dem i grunnvann. Norske myndigheter har med drikkevannsforskriften av 1. januar 1995 satt krav til hvilke organiske forbindelser det minimum skal analyseres for, og største tillatte konsentrasjoner. Det har vært en økning i bruken av plantevernmidler i Norge de senere år (Ringvold, 1996). Landbruksdepartementet ønsker å finne forklaringen på dette.

De siste 50 årene har antall kjemiske stoffer vokst eksplosjonsartet. Det finnes omtrent 10 000 kjemiske stoffer på markedet i Norge. Disse finnes i ca. 50 000 forskjellige kjemiske produkter. Vi utsettes kontinuerlig for forhold som man ikke enda kjenner konsekvensene av. Maten vi spiser inneholder rester av sprøytemidler, samtidig som den stadig oftere er genmanipulert, bestrålt, tilsatt giftige fargestoffer eller inneholder for mye hormoner. Problemer med ren mat og rent vann vil øke i fremtiden. Det er derfor svært viktig å sette fokus på kilder som kan medføre helse og miljøskade. Eksponering av helseskadelige stoffer via mat og drikkevann er spesielt uheldig da dette er livsnødvendige varer, og man i liten grad har muligheter for selv å unngå eksponering.

For å få en oversikt over problemet med organiske miljøgifter i drikkevann er både internasjonal og norsk litteratur gjennomgått, men det er lagt størst vekt på å finne data for norske forhold. Kartlegging av miljøgifter i sjøvann, fjorder og sedimenter har foregått over lengre tid, og mer litteratur er derfor tilgjengelig på dette området enn for ferskvann og drikkevannskilder. Drikkevannsforskriften av 1. januar 1995 gir anledning til en overgangsordning for å fremlegge analysedata. Svært få drikkevann er foreløpig analysert for organiske miljøgifter etter den nye drikkevannsforskriften i Norge.

2. Kilder

2.1 Kilder til organiske miljøgifter generelt

Organiske miljøgifter er organiske stoffer (som inneholder karbonatomer) som spres ukontrollert i naturen og som påvirker levende organismer, selv ved lave konsentrasjoner. De kan være toksiske, persistente eller bioakkumulerende. Det finnes relativt mange kilder for miljøgifter. Dette har betydning for brukernes og myndighetenes innsats for å begrense bruk og utslipp av miljøgifter.

Mange av de stoffene som man finner kan knyttes til industrielle eller private aktiviteter, f.eks. hydrokarboner (petroleumsprodukter) og halogenerte forbindelser (rensedmidler). De kan finnes i avløpsvann, men også i overflateavrenning og i regn. Det finnes foreløpig ikke tilstrekkelige data for å kunne estimere viktigheten av disse ulike bidragene ved kontaminering.

Landbruk og skogbruk er en hovedkilde for spredning av plantevernmidler. Kilden vil her være både direkte via maten og ved avrenning.

Utslipp fra industri (tekniske prosesser, destruksjon, renseanlegg), husoppvarming, kjøretøyer, avfallsdeponier og forbrenningsanlegg, energi-produksjon (inkludert nedbør), er andre viktige kilder for miljøgifter. Knutzen (1995) gir en oversikt over spesifiserte kilder for noen utvalgte miljøgifter. En kartlegging av bunnen i havner og kystfarvann viser at ca. 40 områder eller fjorder er sterkt forurenset av miljøgifter. Innenfor disse områdene igjen er det noen områder som er ekstremt forurenset.

For omkring 30 år siden kjente man ikke til at halogenerte organiske forbindelser fantes i naturen. Nå kjennes et par tusen slike stoffer. Noen av disse naturlige organohalogenener er kreftfremkallende og forekomsten så utbredt i alminnelige vegetabiliske matvarer at de kan være av vel så stor betydning for menneskers helse som eksponeringen for syntetiske kjemikalier. Spredning av persistente syntetiske stoffer kan allikevel sies å være et ukontrollert eksperiment i global skala. Det går inn i kompliserte forhold som vi ikke har tilstrekkelig viten om (Knutzen, 1995).

Miljøgifter kjenner ikke landegrensener og kan bli ført over store områder med luft- og havstømmer (Bester, 1996). Norsk institutt for luftforskning (NILU) arbeider for tiden med å undersøke forekomsten av aktuelle "moderne" pesticider (triazin-forbindelser, karbamater, fosforsyreestere og fenylurea-forbindelser) (Haugen, 1996). Kartlegging av organiske miljøgifter har siden 1970-årene avslørt global spredning, der langtransport, spesielt med luftstrømmer fra industrialiserte områder i Europa, Asia og USA, har resultert i oppkonsentrering av betydelige konsentrasjoner i Arktis. Et slikt stoff, PCB, regnes i dag som en av de alvorligste miljøgifter i Arktis og på Svalbard. Det er imidlertid internasjonal aksept for at PCB nå skal fases ut. Tidligere feildisponeringer av PCB-holdig avfall vil imidlertid i flere år framover være en kilde til forurensning av PCB.

Industrien er hovedkilden til miljøgiftproblemer i norske vannforekomster. Industrien har imidlertid i de senere år endret sine prosesser, fått renseanlegg eller blitt nedlagt, noe som innebærer mindre utslipp av miljøskadelige stoffer. Enkelte produsenter kan i den samme perioden ha øket produksjonsvolumet, og dermed også utslippet av miljøskadelige stoffer.

De viktigste organiske miljøgifter som blir sluppet ut til vann er klororganiske forbindelser (f.eks. klorerte dibenzodioxiner, dibenzofuraner, klorerte alkylbensener og klorerte fenoler fra metallproduksjon og treforedling) og tjærestoffer (PAH) fra aluminium, ferrokrom og petrokjemisk industri. PAH kilder og transportveier behandles av Holtan (1994) og Holtan (1995). Materialstrømsanalyse av PAH er behandlet av Berge et al. (1995) og tilførsel og transport av utvalgte miljøgifter som PAH og PCB til indre Oslofjord er behandlet av Johansen og Samdal (1995).

Tall fra Statens forurensningstilsyn (SFT) viser at det har vært en stor reduksjon i utslipp av både PAH og dioksiner de senere år. Antatte utslipp er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Antatte utslipp av noen miljøgifter (Bjotveit, 1996)

	1985	1995
DIOKSIN	Vann: 504 (sum g/år)	Vann: 2 (sum g/år)
PAH	Vann: 106 (sum tonn/år) Luft: 742 (sum tonn/år)	Vann: 10 (sum tonn/år) Luft: 123 (sum tonn/år)
FTALATER (fra PVC produkter)		Vann + Luft: 150 (tonn/år)

Ftalater er forbindelser som det i den senere tid har blitt mye fokusert på i forbindelse med hormoneffekter. Ftalater slippes ut ved produksjon, ved bruk av produkter og fra avfall. De finnes igjen i miljøet i f.eks. avløpsvann, slam, sedimenter og regnvann. Utslipet er særlig knyttet til PVC produkter. Aktuelle ftalater skal nå risikovurderes i EUs program for eksisterende stoffer jfr. SFT (Bjotveit, 1996).

Alkylfenolforbindelser har det også blitt fokusert på i forbindelse med hormoneffekter. Mer enn 20 nær beslektede alkylfenolforbindelser (alle etoksyilat- og karboksylsyrederivater) er funnet i drikkevann i New Jersey (Clark et al. 1992). Alkylfenoler og alkylfenoletoksilater er imidlertid under utfasing. I henhold til SFT er nonylfenoletoksilat vedtatt utfaset i vaskemidler internasjonalt (OSPAR). Videre er det vedtatt utfaset i plantevernmidler innen år 2000. Videre finnes et nasjonalt mål om utfasing innen år 2000. Det er imidlertid ingen skriftlige vedtak eller forskrifter for dette, men et ønske om at industrien reduserer bruken.

Det har vært økt bruk av plantevernmidler i de senere år i Norge. Myndighetene ønsker nå å undersøke dette nærmere. Mangfoldet av plantevernmidler er stort, og utskiftingen av produkter skjer raskt. Man kan forvente at plantevernmidler også de nærmeste årene vil utgjøre en viktig kilde til utslipp av organiske miljøgifter.

Forurensningene kan forekomme i en meget kompleks blanding av ulike forbindelser, hvilket kan redusere muligheten for påvisning og rensing, samtidig som additive og synergistiske effekter ikke kan utelukkes.

2.2 Kilder til organiske miljøgifter i drikkevann

De organiske forbindelser som man finner i drikkevann kan være av naturlig opprinnelse, fra kontaminering av råvann eller produsert som bi-produkter ved rensing. Råvannskontaminering skyldes oftest:

- kloakk fra kommunalt eller industrielt avløpsvann
- overflateavrenning fra veier eller landbruksarealer
- atmosfærisk nedfall og regn.

Det er videre kjent at organiske miljøgifter kan lekke ut fra sedimenter i mange år etter at utslipp er stanset. PAH er for eksempel påvist både i Farrisvannet og Maridalsvannet, som begge er drikkevannskilder (Holtan, 1995). Tilstedeværelse av organiske miljøgifter og andre skadelige stoffer i sedimenter gir grunn til å unngå at slam suges inn i inntaksledninger.

Store mengder kjemikalier havner i avløpssystemet og derved i renseanlegg. Samtidig kan enkelte miljøskadelige forbindelser dannes i selve renseprosessen. Utslipp fra renseanlegg eller kloakkslam er derfor en kilde til spredning av miljøgifter. Det kan derfor være grunn til spesiell oppmerksomhet rundt drikkevannskilder nedstrøms renseanlegg. Rhinen og Glomma er eksempler på elver med vann som benyttes til ulike formål, inkludert drikkevann, og som renses flere ganger.

Desinfeksjons-biprodukter fra drikkevannsrensing er en kilde til utslipp av forbindelser som trihalometaner, halosyrer, haloetoner og haloacetanitriler (Metropolitan Water District of So. CA, 1989). Flere av biproduktene som dannes ved kloreringsprosessen er kjent for å ha toksisk effekt.

Miljøgifter som spres via luft vil via nedbør kunne spres til drikkevannskilder. Denne kilden til organiske miljøgifter i overflatevann antas som betydelig for Norge. Etterhvert som punktutslipp av miljøgifter reduseres, vil andelen av miljøgifter som tilføres via luft bli mer dominerende.

I Norge forsynes om lag 87 % av befolkningen med drikkevann fra overflatevann og 13 % fra grunnvann (Ellingsen, 1991). Mange av disse råvannskildene har ingen eller få lokale forurensningskilder i nedbørfeltet. For slike vannkilder vil derfor atmosfærisk tilførsel være den eneste kilden for organiske forurensninger. Ved andre råvannskilder vil den atmosfæriske tilførselen være et tillegg til de lokale forurensningskilder. De klorerte hydrokarboner som påvises i norske prøver antar man i hovedsak er langtransporterte.

Når det gjelder den hygieniske usikkerheten som knytter seg til organisk stoff i drikkevann er det viktig å få avklart hvordan de organiske mikroforurensningene (OMF) som finnes i snø spres i miljøet, spesielt under innflytelse av Norges sure, humusholdige og mineralfattige vanntyper. Noen norske forskningsresultater har vist at en rekke, lite vannløselige organiske stoffer får en øket løselighet i humusholdig vann på grunn av "adsorpsjon" til det vannløselige humusmolekyl, videre at denne "adsorpsjon" kan være så sterk at de organiske mikroforurensninger gjøres analyttisk utilgjengelige. Disse forhold kan bety at OMF i nedbør og spesielt i forbindelse med vårmelting, kan bindes til den humusen som er mobilisert i jorda i løpet av vinteren og derved lettere gjøre den gjeldende i det akvatiske miljø (Carlberg og Martinsen, 1983).

Hovedkilden for eksponering av miljøgifter hos mennesker vil være via drikkevann, mat og luft. Vi utsettes stadig for et økende antall kjemiske stoffer og produkter både i arbeidssammenheng og privat og den samlede eksponering kan for enkelte derfor bli høy.

3. Effekter

Følgende hovedmekanismer karakteriserer levende organismer:

1. Energiomsetningen
2. DNA-syntese og replikasjon
3. Proteinsyntese og enzymaktivitet
4. Membransyntese og membranaktivitet
5. Hormonkontroll
6. Nervesystemet
7. Immunrespons
8. Kjemisk kommunikasjon

Stoffer som påvirker en eller flere av disse mekanismene på det molekylære eller cellulære nivå vil utgjøre helse eller miljøskadelige stoffer. Bekjempningsmidler har ofte sin effekt ved påvirkning av hormonkontroll eller nervesystem, kreftfremkallende stoffer via DNA-syntese og replikasjon, og tungmetaller som kvikksølv, bly og kadmium hovedsakelig ved påvirkning av proteinsyntese og enzymaktivitet, nervesystem og immunrespons. Den menneskelige organisme har til alle tider utviklet seg i et miljø av fremmede stoffer. Mennesket har derfor utviklet et effektivt system for å uskadeliggjøre og utskille slike stoffer. Dersom organismen ikke i tilstrekkelig grad greier å kvitte seg med eller avgifte de stoffer som kommer i kontakt med organismens system, kan det oppstå en uheldig virkning. I tillegg til effekter på organisme nivå kan miljøskadelige stoffer gi effekter på populasjoner, samfunn og økosystem.

Mange av miljøgiftene brytes sent ned i naturen og akkumuleres i næringskjeden. Mennesket står øverst i næringskjeden, og får i seg de største konsentrasjonene av stoffene. Fordi enkelte av stoffene er skadelige for dyrs reproduksjonsevne, fosterutvikling, nervesystem, muskel-funksjoner og immunforsvar, er det sannsynlig at de også vil ha negative effekter på mennesker.

Tre angrepsmåter for å undersøke en forbindelses helsefare og hvilken risiko den utgjør, har blitt benyttet for organiske forbindelser i drikkevann (Hunt og Fawell, 1987):

- Epidemiologi.
- Toksisitetstester ("bioassays", som f.eks. Ames mutagen test).
- Identifisering av individuelle forbindelser og evaluering av tilgjengelige toksikologiske data.

Flere kreftstudier fra USA og Europa har vist sammenheng mellom drikkevann fra overflatevannkilder, som ofte har et høyere nivå av organiske mikroforurensninger enn grunnvann, og kreft (Crump og Guess, 1982, Beresford, 1983). Det er særlig nyrer, urinveier og fordøyelsessystemet som har blitt rammet. Man antar imidlertid at risikoen er liten (Hunt og Fawell, 1987). Organiske mikroforurensninger omfatter både naturlig forekommende og antropogene forbindelser.

Mutagentester viser at klorinert overflatevann vanligvis har høyere mutagenaktivitet enn klorinert grunnvann. Man antar at det kanskje er naturlig forekommende forbindelser, som humussyrer, som er forløperne til de mutagene forbindelsene. Ved klorering omdannes disse forbindelsene til mutagener. Selv om slike forbindelser som er vist å være mutagene for bakterier er påvist i drikkevann, er det imidlertid ikke gitt at de respresenterer noen helsefare for forbrukerne.

Blant miljøgiftene er det nå stor skepsis til de hormonforstyrrende stoffene, deriblant flere plantevernmidler. Hormonforstyrrende stoffer kan forstyrre forplantningsevnen. De kan dessuten gi dyreavkom av hankjønn deformerte kjønnsorganer og nedsatt formeringsevne. I tillegg foreligger det mistanke om at disse stoffene er årsak til testikkelkreft og ikke-nedfalne testikler hos menn, samt skader på livmoren hos kvinner. Mønsteret av effekter som er funnet varierer mellom artene og mellom de kjemiske forbindelsene, men fire generelle trekk kan identifiseres (Braaten og Sætre, 1995):

- De kjemikalier som er i søkelyset har helt ulik virkning på embryo, foster og på nyfødte i forhold til den virkning de har på voksne individer.
- Effektene blir oftest registrert i avkommet, ikke i det voksne stadiet som påvirkes.
- Den tidsperiode som embryoet/fosteret etc. utsettes for eksponering er helt avgjørende for graden av påvirkning og den framtidige skjebne.
- Selv om kritisk eksponering skjer under den embryonale utviklingen, er det ikke sikkert at skadene kommer til syne før organismen når voksen alder.

Rapporten "Hormonforstyrrende stoffer i miljøet. En oversikt over kunnskapsstatus" (Braaten og Sætre, 1995) gir flere eksempler på påviste effekter. Det har med stor sannsynlighet blitt registrert symptomer på skader også i Norge uten at man har vært klar over årsaken til skadene. Imposex hos snegl, som skyldes forekomst av tributyltinn (TBT), er påvist langs hele norskekysten med unntak av området lengst i nord.

Colborn og medarbeidere satte i 1993 opp en liste med 35 plantevernmidler (aktive stoffer) som var rapportert å ha skadelige virkninger på reproduksjon og hormonregulering (Braaten og Sætre, 1995). Andre opererer med en liste på 51 stoffer. Av disse 35 plantevernmidler viser tall fra SFT at 14 har vært i bruk de siste 8 år, og at 6 er i bruk i Norge i 1996. I tillegg til disse kildene kommer langtransporterte stoffer og gamle synder. Nonylfenol og oktylfenoletoksylat er to forbindelser med østrogeneffekt, og som er funnet i drikkevann (Braaten og Sætre, 1995).

I arbeidet med å kartlegge stoffer med hormoneffekt er det flere forhold som bør avklares:

- Kriterier for testing og evaluering må opprettes (gjerne internasjonale).
- Man må finne hvilke populasjoner de virker på.
- Man må finne ut hvordan de påvirker virvelløse dyr.
- Det må forskes mer på biomarkører (biologiske effekt-indikatorer som f.eks. enzymer).
- Det må undersøkes om arter forsvinner, om utviklingen er normal, om kjønnsfordelingen er OK, og om det skjer morfologiske endringer etc.

En større undersøkelse foretatt av Kreftregisteret og Norsk Arbeidsmiljøinstitutt viser at barn av bønder som bruker sprøytemidler, har større sjanse til å få kreft enn andre barn.

For å vurdere om et stoff er helse- eller miljøskadelig vurderes helse og miljørisiko, fysiske og kjemiske egenskaper, mobilitet, nedbrytning, biotilgjengelighet og giftighet. I tillegg eventuelle lokale forhold. I en befolkning vil det alltid finnes enkelte grupper som er mer eksponert for enkelte risiki enn resten av befolkningen, eller for hvilke konsekvensene av eksponeringene er større. Eksempler på slike er gravide kvinner, barn og uføre. Ved vurdering av risiko må man ha i tankene ømfintligheten også hos disse gruppene.

For å vurdere effekter av plantevernmidler må man ta hensyn til hvor stor andel av det utnyttbare nedslagsfelt som har jordbruksvirksomhet og hvilke miljøkonsekvenser rester av plantevernmidler har i miljøet generelt. Det kan synes som om effekten av bruk av

plantevernmidler i norsk landbruk er et lite problem sammenlignet med andre land. I Norge utgjør landbruksarealet 2-3% av landarealet, som tilsvarer 10 millioner dekar. Tilsvarende tall for Danmark er 20 mill dekar. Medregnet skog har Norge imidlertid 23 ganger større landareal enn Danmark. Klima og hvilke plantesorter som dyrkes vil variere fra land til land. Dette vil påvirke hvilke typer og mengder av plantevernmidler som må benyttes.

Enkelte plantevernmidler er ekstremt giftige for vannlevende organismer. Et eksempel er Klorfenvinfos med en akutt toksisitetskonsentrasjon, $EC_{50} = 0,00025$ mg/l, 48 timer for dapnier (EC_{50} er den testkonsentrasjon der 50 % av testorganismene dør). $L(E)C50 < 1$ mg/l gir strengeste klassifisering (N, R50 Meget giftig for vannlevende organismer) ved klassifisering av miljøskadelige stoffer (Miljøverndepartementet, 1995). Källqvist og Romstad (1990) har testet effekten på ferskvannsalger for flere aktuelle plantevernmidler. Giftvirkninger av plantevernmidler er også undersøkt og diskutert av Aanes (1991). En oppsummering av noen økotoksikologiske egenskaper for plantevernmidler er gitt i vedlegg.

Nedbrytning av stoffer starter allerede i det stoffet spres i naturen. Nedbrytningen kan skje enten **fotokjemisk** ved spalting ved hjelp av sollyset, **kjemisk** ved kontakt med vann, jordvæsken eller overflaten på partikler eller **biologisk** ved hjelp av sopp og bakterier.

Lang nedbrytningstid og stor mobilitet i jord for enkelte organiske miljøgifter inkludert plantevernmidler er den viktigste årsaken til at de finnes igjen i vassdrag. For eksempel har plantevernmiddelet **Simazin** moderat vannløselighet, lang nedbrytningstid og en ladning som gjør at det ikke binder seg til negativt ladde partikler. Det blir dermed vasket ned i dypere jordlag der nedbrytningen skjer langsomt på grunn av mindre organisk stoff og lavere mikrobiologisk aktivitet. **Mekoprop** har høy vannløselighet og moderat nedbrytningstid. Middelet blir enkelte steder funnet gjennom hele vekstsesongen. Middelet vaskes lett ned i dypere jordlag. Jorda får dermed en rest av plantevernmidler i de dypere jordlagene som kan vaskes ut via drens-systemet ved kraftig nedbør. **Diklorprop** og **MCPA** (2-Metyl-4-klorfenoksyeddiksyre) er lett-løselige plantevernmidler med kort nedbrytningstid. Disse midlene blir allikevel ofte gjenfunnet i vassdrag gjennom hele vekstsesongen. Dette kan skyldes at det er plantevernmidler som benyttes i stor utstrekning og at ulike kulturer sprøytes til ulike tidspunkt. En viktig årsak til at man finner midlene i vassdrag, er at de vaskes lett ned i dypere jordlag hvor nedbrytningen skjer langsommere. Det er viktig å være klar over at nedbrytningsprodukter kan være mer toksiske enn modersubstansen. I tillegg kan additive og synergistiske effekter gi andre og større effekter enn antatt.

Den toksikologiske vurdering av organiske forbindelser har vært basert på dyreforsøk med relativt høye eksponeringsnivå. Å ekstrapolere disse data til eksponering for lave nivåer er ikke uten videre enkelt. Problemet har reist flere kontroversielle spørsmål. Dette har særlig vært knyttet til om det er mulig å sette en "no-effect level" f.eks. for kreftfremkallende stoffer. Videre finnes det dyreforsøk og eksponeringsdata som indikerer at gjentatt eksponering for lave doser av enkelte organiske forbindelser kan gi kroniske effekter. Tidlige effekter av kronisk eksponering for lave konsentrasjoner av helseskadelige forbindelser over mange år, er i praksis svært vanskelig å oppdage. Funn av lave konsentrasjoner av organiske forbindelser i drikkevann bør derfor ikke avslås som betydningsløse.

Problemet med organiske forbindelser er ikke bare relatert til vann, men til miljøet som helhet og dets betydning for helse. Vanskelighetene med den totale eksponeringen (mat, luft og vann) for enhver organisk forbindelse, og sammenhengen mellom flere faktorer man må ta hensyn til i populasjonsstudier, betyr at man i dag har vanskeligheter med å definere risikoen knyttet til sub- μ g/l nivåer av organiske forbindelser i drikkevann. Det pågår et kontinuerlig arbeid med å

plassere de ulike kjemiske forbindelser i fareklasser for å vurdere ulik risiko. WRC (Water Reaseach Center) (1981) gir noen eksempler på fareklasser og kreftrisiko for noen organiske forbindelser funnet i vann. Det vil imidlertid være den totale eksponeringen fra ulike kilder som mat, luft og vann som er viktig i praksis.

Forvalterne av drikkevannskilder savner veletablerte metoder for å beregne risiko for helseskader forårsaket av aktiviteter i nedbørfelt (eventuelt infiltrasjonsområder) til drikkevannskilder. For en stor del er man avhengig av å basere seg på tidligere erfaringer kombinert med et hygienisk skjønn. Man står hele tiden i fare for å falle i en av minst tre fallgruber (Krogh, 1986):

- Overse farene.
- Overvurdere farene.
- Undervurdere farene.

4. Grenseverdier for drikkevann

Den nye drikkevannsforskriften med sine grenseverdier kom i januar 1995 (Sosial- og helsedepartementet, 1995). Vi kjenner ikke til overskridelser av grenseverdiene for organiske miljøgifter, men det er foreløpig gjort få målinger i drikkevann. I drikkevann er grenseverdien satt til 0,1 µg/l for enkeltstoffer, og 0,5 µg/l for sum av alle enkeltstoffer for pesticider.

Grenseverdier for organiske forbindelser som kan regnes som miljøgifter er gitt i Tabell 2.

Tabell 2. Grenseverdier for organiske stoffer (Sosial-og helsedepartementet, 1995 og Mollatt, 1995)

Parameter	Enhet	Veiledende verdi, Norge 95	Største tillatte konsentrasjon (Grenseverdi) Norge 95	Merknader, Norge 95	Grenseverdi, EU 95 Forslag til revidering (Mollatt, 1995)
27	mg/l tørrstoff	0,1			Utgått. Uegnet metode. Måle enkeltkomponenter.
28	µg/l		10		Utgått. Uegnet metode. Måle enkeltkomponenter.
29	µg/l C ₆ H ₅ OH		0,5	Med unntak av naturlige fenoler som ikke reagerer med klor	
32	µg/l	1		Haloformkonsentrasjonen skal reduseres i størst mulig utstrekning	
55	µg/l µg/l		0,1 0,5	Med plantevernmidler og beslektede stoffer menes: - Insekticider: - persistente organiske klorforbindelser - organiske fosforforbindelser - karbamater - Herbicider - Fungicider - PCB og PCT	0,1 (plantevernmidler)

Parameter	Enhet	Veiledende verdi, Norge 95	Største tillatte konsentrasjon (Grenseverdi) Norge 95	Merknader, Norge 95	Grenseverdi, EU 95 Forslag til revidering (Mollatt, 1995)
56 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	µg/l		0,01 0,2	benzo-3,4-pyren Referansestoffer: - fluoranten) - 3,4-benzofluoranten) - benzo-11,12-fluoranten) - benzo-3,4-pyren) KPAH - 1,12-benzoperylen) - inden/1,2,3-cd/pyren)	0,2
Bensen	µg/l				1
Bromdiklormetan					15
Epiklorhydrin					0,5
Kloroform					40
Tetrakloreten					40
Trikloretan					70
Vinylklorid					0,5
1,2-dikloretan					3

5. Analysemetoder

5.1 Analysemetoder generelt

Analyser av organiske miljøgifter i drikkevann lar seg i dag ikke gjøre med hurtige og billige tester. Normalt vil konsentrasjonen av de organiske miljøgiftene foreligge i såpass lave konsentrasjoner ($< 1 \mu\text{g/l}$) at en oppkonsentrering vil være nødvendig før prøven kan analyseres. Flere av de organiske miljøgiftene vil kunne fordampe under prøvebehandlingen slik at prøvetaking og behandling av prøvene krever gode rutiner. Analysene kan utføres med GC-MS (Gasskromatografi kombinert med massespektrometri).

For å kontrollere tap av de flyktige forbindelsene under prøvebehandlingen kan man kalibrere med det rene kjemikalium, eller la en referanseprøve med kjent innhold av de organiske komponenter følge samme prøvebehandling som hovedprøven.

Isolerings/oppkonsentrerings metoder kan være ekstraksjon med løsemidler (petroleumeter og dietyleter), dynamisk gassfase (headspace) ekstraksjon (upolare flyktige forbindelser) eller resin ekstraksjon (polare forbindelser). Disse teknikker blir gjerne valgt framfor ekstraksjon med løsemidler fordi de gir færre kontamineringsproblemer og er mer tidsbesparende. Reaksjon med diazometan konverterer noen komponenter til metylderivater, som kan analyseres på GC-MS.

Deuterium-merkede standarder kan benyttes for å skaffe kvantitativ informasjon for de identifiserte forbindelsene. Standarder som klorbenzen- d_5 , p-Xylen- d_{10} , fenol- d_5 , naftalen- d_8 , heksadekan- d_{34} og fenantren- d_{10} tilsettes da til hver prøve rett før ekstraksjon.

Store mengder alkaner vil kunne forstyrre bestemmelse av PAH og andre upolare forbindelser i en prøve. Man kan da separere den upolare fraksjonen (cycloheksanekstrakt) i en separat alifat- og en aromat-fraksjon ved hjelp av høytrykksvæskekromatografi (HPLC). Alkanene vil da følge alifatfraksjonen, og aromatfraksjonen kan analyseres med GC/MS (Carlberg og Martinsen, 1983).

Tolking av data har vist seg å være den tidkrevende delen av GC/MS analyser. Water Research Center (WRC) i Storbritannia har derfor analysert flere hundre rene forbindelser for å skaffe standarder til analyse av organiske forbindelser. Disse er samlet i et databibliotek av massespektra hos WRC (WRC, 1981).

På grunn av analytiske begrensninger vil antagelig det meste av de organiske forbindelser i prøvene forbli uidentifisert. For eksempel kan mange av de hormonforstyrrende stoffene ikke påvises i vann etter en viss tid. Det er derfor et behov for å utvikle analyseteknikker som kan identifisere organiske forbindelser i vann som ikke kan påvises ved hjelp av GC-MS metoder. Forskning på dette området foregår for eksempel på Water Research Center (WRC) i Storbritannia, for midler gitt av det britiske Miljøverndepartementet ("Department of the Environment").

I Norge er det i dag flere laboratorier som har innarbeidet metodikk for å kunne analysere på flere av de stoffene som er nevnt som aktuelle hormonforstyrrende stoffer. Imidlertid foreligger det i dag ikke analysemetodikk på noen svært aktuelle komponenter, nonylfenoler og nonylfenoletoksylater. Det foreligger imidlertid mange analysebeskrivelser i litteraturen som

omhandler disse forbindelsene, og metodikk er under utarbeidelse på NIVA (Braaten og Sætre, 1995).

5.2 Analysemetoder for noen utvalgte miljøgifter

Under er det gitt noen eksempler på dagens analysemetoder for noen miljøgifter (Braaten og Sætre, 1995).

Klororganiske forbindelser (som PCB og klorpesticider):

Rutinemessige analyser i Norge.

Analyseres på en GC (gasskromatograf) med "electron capture detector" (ECD) eller masseselektiv detektor (MSD). Deteksjonsgrenser: ppt nivå i vann (ng/l) og ppb nivå (ng/g) i biologisk materiale og sedimenter.

Bromerte flammeretardenter:

Lite analysearbeid gjort i Norge.

Analyseres på GC med ECD eller MSD.

Opparbeiding antas som for klorerte forbindelser, men metodikk må innarbeides.

Tinnorganiske forbindelser:

TBT analyseres rutinemessig i Norge i dag.

TBT ekstraheres og derivatiseres ved Grignard reaksjon før analyse med HRGC/MSD.

Absolutt deteksjonsgrense: ca. 0,04 ng.

Nonylfenol og nonylfenoletoksylat:

Metodikk er under utarbeidelse ved NIVA.

Stoffene har både en hydrofil og en lipofile del, men den lipofile benyttes for ekstraksjon.

Ulike analysemetoder finnes, men analyseres gjerne med HPLC med UV og fluorescens detektor eller HRGC med flammeionisasjonsdetektor (FID) eller MSD.

Deteksjonsgrense: ppb nivå for alle metoder.

6. Målinger

6.1 Målinger av organiske forbindelser i snø og overflatevannprøver

Allerede før 1983 ble det påvist at Norge ble tilført organiske forurensninger via atmosfæren. I løpet av 1970-årene ble det observert svart snø i store deler av Sør-Norge. Enkelte steder observerte man en sort tjærelignende hinne på vannoverflaten under snøsmelting og etter enkelte nedbør-episoder. Det ble vist at disse organiske stoffene til dels var langtransporterte atmosfæriske forurensninger. Ettersom man antok at disse forurensninger kunne ha direkte og indirekte innvirkning på vannkvaliteten og dessuten var forurensninger som var uavhengig av de lokale forhold, ønsket man i 1981 og 1982 å studere disse organiske stoffene nærmere. Ved analyse av snøprøver fra nedbørsfeltet til Maridalsvannet i Oslo ble følgende stoffgrupper påvist: klorerte hydrokarboner (KHK), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), alkaner, ftalater, syrer, estere og fenoler (Carlberg og Martinsen, 1983). Nivået av PAH og KHK var sammenlignbart med det som tidligere var funnet i norsk overflatevann, mens konsentrasjonen av ftalater og spesielt alkaner var mye høyere.

Siden 1989 har det pågått en årvisst overvåking av plantevernmiddelrester i Liervassdraget. Resultater fra disse undersøkelsene finnes som vedlegg til rapporten fra undersøkelsene gjort i 1994 (Klavenes, 1995). Konsentrasjonene av plantevernmidlene som ble funnet i Liervassdraget (Helgerudbekken, Renshaugbekken og Gåsebekken) i 1994 var ikke i en slik størrelse at man ville forvente en akutt giftvirkning, men at de muligens kunne medføre endringer av organismesamfunn over tid (Klavenes, 1995). Ved flere av prøvepunktene overskrides den fastsatte grensen i forskrift om vannforsyning og drikkevann for råvann til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). Der er største tillatte konsentrasjon 0,5 µg/l for summen av plantevernmidlene, med en øvre grense på 0,1 µg/l for hvert enkelt plantevernmiddel. Høyeste verdi i Liervassdraget ligger nesten 100 ganger over grenseverdien for drikkevann. Drikkevann er imidlertid ingen brukerinteresse i Liervassdraget. Når det gjelder vannkvalitetskriterier for ferskvann generelt (som ikke benyttes som drikkevann) er det ikke angitt noen grenseverdier for innhold av organiske mikroforurensninger.

Funn av plantevernmidler og andre miljøgifter i bekker og vassdrag kan skyldes slurv, uhell og overdosering, men det er også flere holdepunkter for at normal bruk av visse typer midler kan forurense vassdrag og grunnvann. Prøvetakingens avpassning i forhold til sprøytetidspunkt, nedbør og avrenningsforhold, samt midlenes løselighet er avgjørende for i hvilken grad de kan påvises i vassdraget.

Eksempler på organiske forbindelser funnet i snø og vannprøver i Norge er sammenstilt i Tabell 3. Analysene representerer overflatevann og avrenning til overflatevann, hvorav noen blir benyttet som drikkevannskilder.

Tabell 3. Noen analyser av organiske forbindelser i snø eller vannprøver i Norge.

År	Parameter	Verdi	Enhet	Prøve	Kilde
1981	Alkaner (C ₁₈ -C ₃₈)	1199	µg/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1995	Benzo(a)pyren	0,2	ng/l	Maridalsvannet, drikkevann	Holtan (1995)
1995	Benzo(a)pyren	0,2	ng/l	Movann	Holtan (1995)

År	Parameter	Verdi	Enhet	Prøve	Kilde
1995	Benzo(a)pyren	0,2	ng/l	Skjersjøen	Holtan (1995)
1995	Benzo(b)fluoranten	0,5	ng/l	Maridalsvannet, drikkevann	Holtan (1995)
1995	Benzo(b)fluoranten	0,4	ng/l	Movann	Holtan (1995)
1995	Benzo(b)fluoranten	0,5	ng/l	Skjersjøen	Holtan (1995)
1981	Dibutylftalat	13	µg/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1981	Dioktylftalat	149	µg/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1981	HCB	0,3	ng/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983) ¹
1981	Monoterpener (C ₁₀ H ₁₆)	20	µg/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1981	Sesquiterpener (C ₁₄ H ₂₄ , C ₁₅ H ₂₀)	18	µg/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1982	PAH (ukjente)	0,1	µg/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1995	PAH (tot.)	445	ng/l	Vasvikbekk, Farris	Holtan (1995)
1995	PAH (tot.)	5,3	ng/l	Farrisvannet, dr.vann	Holtan (1995)
1995	PAH (tot.)	62,7	ng/l	Maridalsvannet, drikkevann, overflate	Holtan (1995)
1995	PAH (tot.)	36,9	ng/l	Movann, overflate	Holtan (1995)
1995	PAH (tot.)	26,4	ng/l	Skjersjøen, overflate	Holtan (1995)
1995	PAH (tot.)	29,4	ng/l	Femunden, overflate	Holtan (1995)
1981	PCB	80	ng/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983) ²
PLANTEVERN MIDLER:					
Maksimumskonsentrasjoner					
91-93	Atrazin	0,39	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995) ³
1981	α-BHC	17	ng/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983) ^{1,4}
1981	γ-BHC	13	ng/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983)
1981	Σ-DDT	10	ng/l	Snøprøve, Oslo	Carlberg (1983) ¹
1994	DDT	0,02	µg/kg	Sedim. Helgerudbekken Liervassdraget	Klavenes (1995) ³
91-93	Diklorprop	0,37	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
1994	Diklorprop	1,7	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
91-93	Iprodion	9,8	µg/l	Bekk i Liervassdraget	Klavenes (1995)
91-93	MCPA	0,5	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
1994	MCPA	7,0	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
91-93	Mekoprop	0,29	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
1994	Mekoprop	1,1	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
91-93	Metribuzin	0,1	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
91-93	Propaklor	0,18	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
1994	Propikonazol	0,18	µg/l	Bekk i Liervassdraget	Klavenes (1995)
91-93	Simazin	0,94	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)
1994	Simazin	0,83	µg/l	Bekker i Liervassdraget	Klavenes (1995)

¹ Snøprøvene inneholdt omtrent 5-10 ganger mer av både α og γ -BHC (bensenheksaklorid), DDT (diklordifenyltrikloretan) (inkludert DDT nedbrytningsprodukter) og industrikjemikaliet HCB (heksaklorbensen) enn vannprøver fra Maridalsvannet.

² Denne PCB verdien ligger 5-10 ganger høyere enn tidligere påvist i snø og regnvannsprøver over Norge og i vann fra maridalsvannet i Oslo.

³ Atrazin ble trukket ut av handelen i 1990 på grunn av fare for vannforurensning. DDT ble trukket ut for 26 år siden.

⁴ Innholdet av peptidene α og γ -BHC var sammenlignbart med det som ble funnet i nedbørprøver innsamlet sommeren 1981.

Den høyeste verdien som ble målt i oveflatelaget i Maridalsvannet for total-PAH (62,7 ng/l), skyldes i vesentlig grad naftalener som er funnet ikke å være kreftfremkallende (Holtan 1995).

Analysedata for PAH, Benzo(a)pyren og perylen i vann og sedimenter fra flere norske overflatevann er også gitt av Holtan (1994).

Water Research Centre (WRC) i Storbritannia analyserte organiske forbindelser i grunnvann, overflatevann og drikkevann (etter distribusjon) i perioden 1977-1979 (WRC, 1981). 102 organiske forbindelser ble funnet i drikkevann. De organiske forbindelser som ble identifisert hyppigst var hydrokarboner (44%) og halogenerte forbindelser (22%). Mange forbindelser (41%) ble identifisert kun en gang, hvilket kunne bety enten at det kun var knyttet til et prøvepunkt (punktutslipp) eller at det forekom i en mengde som overskred deteksjonsgrensen kun i en prøve. Flere av de påviste forbindelser antar man er forbindelser dannet ved renseprosesser. Dannelse av haloformer ved klorering er godt dokumentert (WRC, 1981), mens dannelsen av andre forbindelser ikke enda er fullt ut forstått.

Denne undersøkelsen viste at det var vanskelig å se noen sammenheng mellom hvilke organiske forbindelser som identifiseres og ulike rensede vannkilder. Selv om rensed ellevann inneholdt høyere nivåer av haloformer (kloroform, bromdiklormetan, klordibrometan, bromoform etc.) og et generelt høyere nivå av kontaminanter, inneholdt også grunnvann og oppstrømsreservoarer en kompleks blanding av organiske forbindelser.

Videre viste undersøkelsen at de forbindelsene som forekom i mengder over 1 $\mu\text{g/l}$ som oftest var haloformer (dannet i renseprosessen) og noen fettsyrer. Kloroform kunne overstige 100 $\mu\text{g/l}$ i enkelte drikkevann, og trikløretylen og tetrakløretylen ble i enkelte grunnvann funnet i høyere konsentrasjoner (> 1 $\mu\text{g/l}$) enn i rensed overflatevann.

Undersøkelsen viste at en stor del av befolkningen i Storbritannia eksponeres for et stort antall organiske forbindelser via sitt drikkevann (uavhengig av kilde). Forekomst av disse forbindelser i mye høyere konsentrasjoner ville utvilsomt gitt grunnlag for stor bekymring med tanke på mulig kreftfare og andre toksiske effekter. Det er imidlertid vanskelig å fastslå om disse lave nivåer som ble funnet er signifikante. Problemer knyttet til toksikologi, epidemiologi og analyser må løses for å kunne gjøre en evaluering.

6.2 Målinger av organiske forbindelser i drikkevann i Norge.

Grenseverdier for organiske forurensninger i drikkevann kom først med i drikkevannsforskriften av 1995. Det har ikke vært stilt krav om analyser av slike parametre, og svært få vannverk har foreløpig utført slike analyser. Vannverksregisteret hos Folkehelse har tidligere ikke vært tilgjengelig for alle, men data derfra selges nå til enkelte interesserte. Analysedata for organiske forbindelser er derimot ikke registrert (Lund, 1996). De analyser som er gitt i

Tabell 4 har fremkommet ved direkte kontakt med de som er ansvarlige for drikkevannet i hhv. Drammen kommune, Ingeniørvesenet og Oslo kommune, Vann og avløpsverket (OVA), samt rapporten "Haloformer i drikkevann - En preliminær undersøkelse" (Myhrstad, 1979).

Tabell 4. Noen målinger fra drikkevann i Norge (1 ng/l = 0,001 µg/l).

År	Parameter	Verdi	Enhet	Prøve	Referanse
1993	Aldrin	<4 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	Aldrin	<1 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	α-BHC	<4 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	α-BHC	<1 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	β-BHC	<10d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	β-BHC	<1d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	γ-BHC	<4 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	γ-BHC	<1 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1979	CHCl ₃	1-4	µg haloform/l	Behandlet drikkevann. 4 stk. nett vannsprøver	OVA (1996)
1995	CHCl ₃	4,5	µg/l	Behandl. drikkevann, Oset	Hem et al. (1996)
1979	CHCl ₃	<0,1-260	µg/l	66 prøver beh. drikkevann, Norge, Gj.snitt 27,1 µg/l, flest i området 1-5 µg/l	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	<0,1	µg/l	Vannverk, Øyeren, Eidsberg	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	10	µg/l	Sentrum, Øyeren, Eidsberg	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	7	µg/l	Brannst. Halden	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	3	µg/l	Ledn.nett, Fredrikstad	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	15	µg/l	Behandlet vann, Horten	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	13	µg/l	Skole, Vang	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	15	µg/l	Ski sentrum	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	80	µg/l	Ledn.nett, Moss	Myhrstad (1979)
1979	CHCl ₃	260	µg/l	Ledn.nett, Rakkestad	Myhrstad (1979)
1995	CHBr ₃	<0,2	µg/l	Behandl. drikkevann, Oset	Hem et al. (1996)
1995	CHBr ₂ Cl	<0,1	µg/l	Behandl. drikkevann, Oset	Hem et al. (1996)
1979	CHBrCl ₂	0,1-0,2	µg haloform/l	Behandlet drikkevann. 4 stk. nett vannsprøver	OVA (1996)
1995	CHBrCl ₂	0,2	µg/l	Behandl. drikkevann, Oset	Hem et al. (1996)
1979	CHBrCl ₂	<0,01-23	µg/l	65 prøver beh. drikkevann, Norge, Gj.snitt 2,4 µg/l	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	<0,01	µg/l	Vannverk, Øyeren, Eidsberg	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	0,4	µg/l	Sentrum, Øyeren, Eidsberg	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	0,7	µg/l	Brannst. Halden	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	0,6	µg/l	Ledn.nett, Fredrikstad	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	0,9	µg/l	Ski sentrum	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	18	µg/l	Ledn.nett, Moss	Myhrstad (1979)
1979	CHBrCl ₂	12	µg/l	Ledn.nett, Rakkestad	Myhrstad (1979)
1993	o,p'-DDD	<9 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	p,p'-DDD	<9 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	p,p'-DDD	<1 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	p,p'-DDE	<7 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	o,p'-DDT	<13d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	p,p'-DDT	<13d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	p,p'-DDT	< 1d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	DDT	ikke analys.	µg/l	Råvann+behandlet vann Drammensregionen	Drammen kom. (1996)

År	Parameter	Verdi	Enhet	Prøve	Referanse
1993	Dieldrin	<5 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	Ekstrah.m/ kloroform	11	µg/l tørrstoff	Behandlet vann Drammensregionen	Drammen kom. (1996)
1993	Endrin	<18d.g	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	Fenoler	< 2	µg/l C ₆ H ₅ OH	Råvann, Drammensreg.	Drammen kom. (1996)
1993	Heptaklor	< 4 d.g	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	Heptaklor	< 1 d.g	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1993	Heptaklor epoxid	<4 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	Heptaklor epoxid	<1 d.g.	ng/l	Behandlet drikkevann	OVA (1996)
1996	Klororg. forbindelser	11	µg/l	Behandlet vann, Drammensregionen	Drammen kom. (1996)
1996	Løste emulg Hydrokarb.	< 10	µg/l	Råvann, Drammensregionen	Drammen kom. (1996)
1993	PAH	< d.g. (5-30)	ng/l	Drikkevann, 2 prøver	OVA (1996)
1996	PAH, sum	0,02- 0,06	µg/l	Drikkevann, 4 prøver	OVA (1996)
1996	PAH	2,1-7,3	ng/l	Råvann, Drammensreg.	Drammen kom. (1996)
1996	PCB	ikke analys.	µg/l	Råvann+behandlet vann Drammensregionen	Drammen kom. (1996)
1993	Pesticider	< d.g. (4-18)	ng/l	Drikkevann, 2 prøver	OVA (1996)
1996	Pesticider	ingen	µg/l	Råvann, Drammensreg.	Drammen kom. (1996)
1983	TOCl	12,1	µg Cl/l	Oset renseanlegg, råvann	OVA (1996)
1983	TOCl	68,4	µg Cl/l	Oset renseanlegg, utløp	OVA (1996)
1983	TOCl	64,5	µg Cl/l	Nettprøve	OVA (1996)

Flere av vannverkene har siden målingene ble tatt endret rensemetode, og man vil anta at nye analyser vil gi andre verdier. Dette vil spesielt gjelde haloformprodukter som kloroform (CHCl₃) og bromdiklormetan (CHBrCl₂), som dannes ved kloreringsprosessen i vannverkene. Et fellingstrinn før klorering vil redusere dannelse av haloformer ved å fjerne organisk materiale.

Verdiene i tabellen ligger under de fastsatte grenseverdier i drikkevannsforskriften. Enkelte haloformer ligger langt over veiledende verdier, men for disse er det ikke satt noen grenseverdier.

6.3 Plantevernmidler i grunnvann i Norge, Danmark, Storbritannia og USA.

Organiske miljøgifter er tidligere funnet i overflatevann i Norge. I 1996 ble det for første gang funnet rester av plantevernmidler i grunnvann i Norge. DDT funn skyltes 2 lokaliteter med nedgravd DDT i jord og representerer ikke vanlig bruk av plantevernmidler (Haarstad, 1996). Forskere fra Jordforsk og Planteforsk i Ås påviste rester av plantevernmidler i grunnvann i Ringsaker i Hedmark, i Heibekken i Østfold og i Vasshaglona i Vest-Agder. Funnmengdene var små, selv om de høyeste konsentrasjonene var høyere enn regelverket for drikkevann tilsier. Prøvetakingen ble gjort øverst i grunnvannsspeilet (én til to meter under overflaten). Jordforsk mener det derfor ikke er riktig å sammenligne de norske funn med funn som er gjort i dype grunnvannsbrønner ute i Europa. Vannet i områdene hvor plantevernmidlene ble funnet i Norge ble ikke benyttet til drikkevann. På grunn av mangel på oksygen og mikroorganismer går

nedbrytningsprosessen i grunnvann svært langsomt, og plantevernmidler kan derfor bli værende i grunnvann i lang tid. En systematisk gjennomgang på linje med hva de gjennomfører i Danmark (av Danmark Geologiske undersøkelse og Miljøstyrelsen) ville trolig føre til langt flere avsløringer.

Sammendrag av plantevernmidler funnet i grunnvann i Norge er gitt i Tabell 5.

Tabell 5. Sammendrag av plantevernmidler funnet i grunnvann i Norge (Haarstad, 1996)

Middel-Aktivstoff	Dyp til grunnvann (m)	Konsentrasjon ¹ (µg/l)
Atrazin ²	?	0,1 - 0,9
Bentazon	0,5 - 2,6	0,23 - 0,27
Dikloroprop	0,5 - 2,6	0,12 - 3,2
MCPA	0,5 - 2,6	0,3 - 0,7
Propikonazol	1,1 - 2,6	0,28 - 0,53
Simazin	?	0,1 - 0,7
DDT, DDE, DDD/I ³	0,2 - 2,8	0,01 - 5,1
Fenvalerat	0,2 - 2,0	0,18 - 0,45
Lindan ³	0,2 - 4,0	3,3
Tolyfluanid	2,3 - 3,0	1,8

¹ Variasjonsområde eller maks. konsentrasjon.

² Ikke tillatt etter 1986.

³ Ikke tillatt etter 1980.

En oversikt over plantevernmidler funnet i drikkevannsbrønner i Danmark er gitt i Tabell 6.

Tabell 6. Plantevernmidler funnet i drikkevannsbrønner i Danmark (Ringvold, 1996)

Stoff	Antall påvisninger	Konsentrasjon (µg/l)
Atrazin	146	spor - 5,40
Dikloroprop	83	spor - 18,70
Meklorprop	67	spor - 0,49
MCPA	13	spor - 2,30
Simazin	91	spor - 0,19
2,4-D	2	0,01 - 0,016
Dinoseb	2	0,11 - 0,37
DNOC	2	0,10 - 0,13

En oversikt over de hyppigst påtrufne plantevernmidler i grunnvann for Danmark og Storbritannia er gitt i Tabell 7.

Tabell 7. Sammendrag av hyppigst påtrufne plantevernmidler (i % av alle prøver) i grunnvann i Danmark og Storbritannia (Haarstad, 1996).

Plantevernmiddel	Danmark		Storbritannia	
	Grunnvann ¹	Drikkevann	Grunnvann ²	Drikkevann
Atrazin	2,4 %	7,2 %	6,9 %	28 %
Simazin	-	4,5 %	2,9 %	17 %
Isoproturon	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	-	13 %
Dichloro+mechloroprop	5,7 %	7,4 %	-	8 %
Chlorotoluron	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	1,5 %	6 %
MCPA	0,8 %	0,6 %	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
2,4-D	0,7 %	0,7 %	0,3 %	0,3 %
Midlere konsentrasjon	0,11 µg/l	0,21 µg/l	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
Maksimal konsentrasjon	25,0 µg/l	18,7 µg/l	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt

¹ Grunnvann er prøver fra 825 filtre hvorav funn i 8,6 %. Drikkevann er prøver fra 284 brønner hvorav 14% med funn.

² Gjelder prøver fra 2533 grunnvannssoner. Drikkevann er totalt antall prøver inkl. grunnvann.

En studie fra Midtvesten i USA, et område som forbruker 60 % av plantevernmidlene i landet, konkluderte med at fra 100 brønner analysert for 13 plantevernmidler økte hyppigheten av funn i grunnvann fra 29 % i 1991 til 46 % i 1992. Samtidig ble analysegrensen redusert i varierende grad, den laveste deteksjonsgrense var oppgitt til 0,05 µg/l (Haarstad, 1996).

Forskerne har forsøkt å rangere stoffene de har funnet i overflatevann etter hvilken skade de gjør på akvatiske organismer. Seks av de midlene som ble registrert i overflatevann, opptrer i doser som muligens kan gi miljøskadelig effekt på akvatiske organismer.

Tidligere er det funnet både Lindan og Atrazin i regnvann i Skandinavia. Disse stoffene er trolig langtransportert med luft og nedbør. Ingen av disse stoffene ble funnet i Norge i 95-analysene. Men på alle de tre undersøkte lokalitetene (Hedmark, Østfold og Vest-Agder) ble det funnet plantevernmidler i regnvann. Det var lave konsentrasjoner som man antok stammet fra sprøyting i nærheten.

For ti år siden viste undersøkelser at grunnvannet ikke var forurenset i Norge. Etter de siste funn har Senterungdommen i Telemark krevet at den enkelte ordfører i fylket må ta initiativ for å kartlegge om dette er et problem i Telemark. De fryktet at målingene fra Hedmark, Østfold og Vest-Agder bare var begynnelsen på en større avsløring. Da grunnvann flere steder benyttes til drikkevann, og det kan ta flere år før slike giftstoffer brytes ned i naturen, mente de det var nødvendig å handle raskt.

7. Rensing

Målet må være at det ikke skal finnes organiske miljøgifter i drikkevann. Dette må først og fremst oppnås ved reduserte utslipp og beskyttelse av drikkevannskildene, mens rensing kun bør være et supplement til dette.

Behandlingsmetode avhenger av stoffet man ønsker å behandle, men også av hvilket behandlingsresultat man ønsker (fjerning, nedbrytning, nedbrytning og fjerning) (Edell, 1994).

Ulike kjemiske stoffer vil bindes ulikt til ulike typer materialer. Ladningen på partiklene og det kjemiske stoffet bestemmer hvor godt de bindes til partiklene. Generelt bindes stoffer dårligere til partikler med få ladningsplasser og liten overflate (f.eks. silt og sandjord). I forhold til partikler med mange potensielle bindingsplasser og stor spesifikk overflate (f.eks. leirpartikler og organisk materiale). Ved rensing ville det være ønskelig å kunne dra nytte av slike forhold.

Det finnes betydelig med litteratur som omhandler behandlingsmetoder for pesticider i drikkevann. Den konvensjonelle vannbehandling som benyttes ved de fleste norske vannverk i dag (sedimentering, sandfiltrering og klorering/UV-bestråling) fjerner imidlertid ikke pesticider (Iversen, 1986). Nivå og fjerning av andre organiske miljøgifter i drikkevann har det vært lite eller ingen fokusering på. Det har heller ikke vært fokusert på om tilstedeværelse av NOM (naturlig organisk materiale) eller fjerning av NOM har betydning for innholdet av miljøgifter i drikkevann i Norge.

Adsorpsjon med aktivt karbon kan benyttes hvis man ønsker å fjerne et pesticid. Oksidasjon kan benyttes hvis man ønsker nedbrytning. Ozon, hydrogenperoksid og i enkelte tilfelle klorering er da de vanligst benyttede oksidasjonsmidler. Problemet med dannelse av biprodukter, kjente eller ukjente, må løses hvis oksidasjonsprosesser benyttes. Generelt vil en oksidasjonsprosess bare nedbryte utgangskontaminanten til en ny, og problemet med helserisiko knyttet til drikkevann forblir uløst. Kombinasjon av oksidering og adsorpsjonsprosesser er mer utbredt, og behandling med ozonering og aktivt karbon ser ut til å være et effektivt alternativ i fullskala- behandling av pesticider i kontaminert vann (Edell, 1994).

Ozoneringsstudier har vist nedbrytningsnivåer på mellom 90 til 100% ved 2,2 mg/l ozon for ca. halvparten av de undersøkte pesticidene mens andre pesticider hadde en nedbrytning på mellom 25 til 90%. Atrazin hadde en nedbrytning på 60% (Edell, 1994).

Behandling med aktivt karbon er en dyrere behandlingsmetode enn for eksempel bruk av sandfilter, fordi man etter en tid må regenerere karbonet. Årsaken til at man allikevel foretrekker aktivt karbon er dets relativt gode bindingskapasitet. Det er nå utviklet biologisk aktivt karbonfilter med lengre brukstid for filter og bedre kapasitet. Dette skyldes nedbrytning av det adsorberte organiske materiale av overflate-bundne bakterier i tillegg til karbonets tilgjengelige adsorpsjonsoverflate. Dette kan synes som en lovende metode for fjerning av pesticider. Adsorpsjon av høymolekylære forbindelser, som humussyrer, vil imidlertid kunne redusere adsorpsjonskapasiteten for pesticider og andre lavmolekylære forbindelser. Det finnes mye litteratur for selve renseprosessen med ozon/GAC (granulert aktivt karbonfilter). Et eksempel er behandling av humusvann med ozon/GAC ved et forsøksanlegg ved Stjørdal vannverk i Lånke (Fløgstad og Brattebø, 1986).

Beregninger av nivåer av organiske forbindelser som mål på effektiviteten av en behandlingsmetode eller tilstedeværelse av organiske forbindelser etter behandling må gjøres

med varsomhet. Analysemetodene har sine begrensninger når stoffene opptrer i små kvanta, og flyktige forbindelser kan fordampe under prøvebearbeiding.

For å hindre haloformer i drikkevann, må fokus settes på kloreringstrinnet i renseprosessen. Vannets innhold av organisk stoff bør reduseres og alternative desinfeksjonsmetoder som bruk av klor/hypokloritter eller UV-bestråling bør vurderes (Myhrstad, 1979).

En kort oppsummering for behandlingsmetoder for organiske miljøgifter:

Behandlingsmetoder:

Adsorpsjon på aktivt karbon.
Ozonering og adsorpsjon på aktivt karbon.
Lufting av flyktige organiske forbindelser.

Metoder uten særlig effekt:

Kjemisk felling.
Hurtig sand filtrering.
Klorering.
Lufting (av annet enn flyktige organiske forbindelser).

8. Myndighetenes rolle

Sosial- og helsedepartementet er øverste ansvarlige myndighet når det gjelder drikkevann i Norge. Departementet fastsetter lover og forskrifter, og er ankeinstans i konflikter, mens de lokale kommunestyre har fått delegert myndighet til å ha det lokale ansvar. Dette innebærer blant annet å kontrollere om lover og forskrifter overholdes, samt å godkjenne vannverk. Kommunene er ansvarlig for abonnentenes drikkevann. Departementets viktigste virkemiddel når det gjelder å sikre abonnentene godt drikkevann er ved å fastsette lover og forskrifter, og oppfølging av disse.

Dagens drikkevannsforskrift har en maksimumsgrense på 0,1 µg/l for hvert enkelt stoff og 0,5 µg/l totalt, for plantevernmidler. Ministerrådet i EU behandler nå et forslag om å kutte ut 0,5 µg/l grensen. Disse grenseverdier tar imidlertid ikke hensyn til ulike deteksjonsgrenser eller giftighet for det enkelte pesticid. EU kommisjonen har klart uttrykt at pesticider ikke har noen plass i drikkevann og at grenseverdien derfor bør settes nær deteksjonsgrensen (Edell, 1994). EUs standarder sier ingenting om analysemetoder eller vannbehandling i motsetning til reguleringer i USA. US EPA har etablert både anbefalte maksimumsgrenser (RMCL) og maksimumsgrenser (MCL) for pesticider. US EPA tok i den forbindelse hensyn til helseeffekter av eksponering for stoffet, analysemetoder, og overvåkingsteknikker. US EPA anbefaler også "Best Available Technology (BAT) for fjerning av kontaminanter til en forsvarlig kostnad. Til forskjell fra andre land er de amerikanske maksimumsgrensene påtvugne. Regelverket for drikkevann i Europa setter en grense på 0,1 µg/l av et plantevernmiddel og summen av alle plantevernmidlene som er funnet skal ikke overstige 0,5 µg/l. Intensjonen er at det ikke skal finnes plantevernmidler i drikkevann i det hele tatt. Holdningen i USA er annerledes. Der settes det krav til konsentrasjoner og grenseverdier for de enkelte stoffene, ut fra deres helse og miljøvirkninger. En sammenligning av pesticidreguleringer (grenseverdier) for USA, Canada, EU og WHO er gitt i Edell (1994). Kriterier for vurdering av tiltak ved forurensning av plantevernmidler i vann (inkl. drikkevann) i Canada er gitt i Haarstad (1996).

Miljømyndighetene påvirker med sine målsettinger, strategier og virkemidler også kvaliteten på drikkevannet. En hovedoppgave for norske miljømyndigheter er å få gjennomført tiltak som ytterligere reduserer tilførselen av miljøgifter til vannforekomsten/resipienten. Strategien er å fjerne miljøgiftene ved kilden (Tremoene og Hofshagen, 1996). Myndighetene i Norge har i flere tiår arbeidet for reduksjon av miljøgifter fra husholdninger og bedrifter. Deres virkemidler er for eksempel utslippskrav, krav til renseanordninger, innsamling av spesialavfall, informasjon om riktig håndtering av kjemikalier, miljømerking, utfasing, krav om maksimalt innhold av miljøgifter, redusere miljøgifter fra luftforurensninger og bedre kontroll med påslippene. Reduksjon av miljøgifter vil ha gunstig effekt på drikkevann, men også på andre områder som for eksempel avløpsvann (slam). Ved vurderinger av tillatelser for bruk av kjemikalier og tiltak for å hindre utslipp er det viktig å ta hensyn til at vannkilder som kan ha stor verdi i fremtiden ikke blir forringet idag.

I innsatsen for å begrense bruk og skader av miljøgifter kan det være et problem at dette området faller inn under flere myndigheter. I norsk forvaltning har "miljøgifter" fått en administrativt begrunnet bruksdefinisjon (Knutzen, 1995, Dons og Beck, 1993) ved å bli begrenset til (1) stoffer som SFT har ansvaret for (hvilket utelukker radioaktivitet og tillatte plantevernmidler) og (2) der det foreligger nasjonale mål eller internasjonale avtaler om utslippsbegrensninger (hvilket f.eks. utelukker en del globale utbredte klororganiske forbindelser som klorerte kamfener (Toxaphene o.a. handelsmerker) og chlordaner.

I tillegg til nasjonale mål, strategier, regler og sanksjoner, må man for de langtransporterte forurensninger ha tilsvarende på et internasjonalt nivå. Ved å slutte seg til internasjonale konvensjoner som London- og Oslo konvensjonen, og forskjellige internasjonale anbefalinger som De Forente Nasjoners IMCO og GESAMP, kan man ha håp om reduserte utslipp av de langtransporterte forurensninger. Flere av målene på miljøsidene i Norge er bundet opp i internasjonale avtaler, men mye av de gjenstående problemene når det gjelder miljøgifter er også i form av langtransporterte forurensninger, der internasjonale avtaler er eneste løsning på problemet jfr. SFT.

SFT prioriterer 32 stoffer ut fra nasjonale og/eller internasjonale målsetninger, og stoffene er rangert i fire grupper etter deres betydning som miljøgift. Fem indikatorer er benyttet for denne rangeringen. Indikatorne er a) utslipp/tilførsler i Norge, b) forekomst i miljøet, c) miljøskadelig forekomst, d) registrert skadeomfang, e) kunnskapsmangel. Ved en samlet rangering deles stoffene i fire klasser:

- I - Stoffe som representerer et betydelig miljøproblem.
- II - Stoffe som representerer et problem.
- III - Stoffe som representerer et mindre miljøproblem.
- IV - Stoffe/stoffgrupper som det mangler vesentlig kunnskap om.

Datarapport for miljøgifter i Norge (Beck og Jaques, 1993) lister opp disse prioriterte stoffene.

Det vil alltid være en avveining mellom helse, politikk og økonomi ved forvaltning av naturressurser. Med drikkevannforskriften av 1. januar 1995 har vi i Norge kommet et godt stykke på vei til å sikre abonnentene godt drikkevann. Om myndighetene rår over tilstrekkelige midler til å kunne ivareta sin tilsynsmyndighet vil alltid være grunnlag for diskusjon.

I arbeidet med å oppklare effekter av organiske miljøgifter er det avdekket at det fortsatt finnes store mangler når det gjelder referanseverdier for miljøgifter i akvatiske organismer (Knutzen, 1996). Dette burde myndighetene gjøre noe med.

Jordforsk og Planteforsk på Ås samarbeider om et overvåkingsprogram om plantevernmidler i Norge. Programmet startet i 1995, for å finne ut hvordan plantevernmidler transporteres til vann ved dagens driftsform hos bøndene i norsk landbruk. I prosjektet har det blitt påvist plantevernmidler i jordbruksbekker, elver og grunnvann.

I forbindelse med at det ble påvist plantevernmidler i grunnvann i Norge har det vært reist kritikk mot dagens landbrukspolitikk. Senterungdommen mener funnene av plantevernmidler illustrerer konsekvensene av stadig hardere krav til effektivitet og preg av fabrikkproduksjon i landbruket. De mener vi ikke har bærekraftig landbruk når ressursgrunnlaget blir forgiftet. Dersom bonden skal drive lønnsomt i dag, må det tas i bruk intensive metoder - også bruk av plantevernmidler og syntetiske innsatsfaktorer. Politikere og myndigheter kan til en viss grad styre norsk landbruk og bruk av plantevernmidler i en ønsket retning.

Som tiltak for å begrense ytterligere forurensning med plantevernmidler foreslås blant annet innføring av høyere miljøavgifter på innsatsvarer i landbruket som skader miljøet, aktiv prispolitikk for å stimulere forbrukerne til kjøp av øko-produkter, dessuten gi mer støtte til forskning, utdanning og rådgivning. Ved tiltak for å redusere bruken av plantevernmidler må det også tas hensyn til at mange plantevernmidler regnes som viktige i forbindelse med forebygging av sykdom og bevaring av folkehelse.

Landbruksdepartementet ønsker å finne forklaringen på hvorfor det har vært en økning i bruken av plantevernmidler i Norge de siste årene. En arbeidsgruppe med deltakere fra flere departementer skal se nærmere på dette spørsmålet og vurdere nye tiltak for å få redusert bruken av slike giftige og helseskadelige stoffer i landbruket og hagebruksnæringen. I forslaget til statsbudsjett for 1997 signaliserer Landbruksdepartementet at det vil bli skjerpet kontroll med bruken av plantevernmidler.

All bruk av plantevernmidler er fastsatt i Lov om plantevernmiddel m.v.a. 15. april 1963 m/forskrift av 07. februar 1992. I godkjenningsordningen reguleres hvilke plantevernmidler som tillattes brukt hvor og til hva. Godkjennelse av nye plantevernmidler er tillagt Statens landbrukstilsyn, seksjon plantevernmiddel. Her utarbeides også omsetningsstatistikken for plantevernmidler. Den gir myndighetene en oversikt over hvilke midler som brukes mest og eventuelle endringer over tid. Dette kan være et nyttig verktøy i arbeidet med å kontrollere eller begrense bruk av enkelte plantevernmidler. Forskerne har imidlertid påpekt at det bør gjøres noe når det gjelder denne omsetningsstatistikken for plantevernmidler. Den har hittil vært basert på vektbasis, noe som gir et problem med de nye lavdose-midlene der ett gram av et slikt middel kan gi de samme biologiske effekter som f.eks. ett kilo av de gamle midlene.

Plantevernmidler skal brukes i henhold til etiketten som har gyldighet som forskrift. Det er forbudt å bruke et plantevernmiddel i strid med godkjent bruksområde eller fastsatt behandlingsfrist, eller å overskride tillatte maksimale doseringer.

Myndighetene har delt inn plantevernmidler i fire fareklasser:

Fareklasse X = Meget giftig
Fareklasse A = Giftig
Fareklasse B = Helseskadelig
Fareklasse C = Mindre helseskadelig

Preparater i fareklasse X kan bare benyttes av personer som har spesiell autorisasjon i fra Landbruksdepartementet. Preparater i fareklasse A kan bare benyttes av personer med yrkesdyrkerbevis, som utstedes av landbrukskontoret i kommunen.

Statens Fagtjeneste, samt landbruksetaten på kommune- og fylkesplan skulle fra 01.07.95 innføre en autorisasjonsordning for omsetning og bruk av plantevernmidler. Ordningen skal gi opplæring i håndtering og bruk av plantevernmidler, og avsluttes med en eksamen. Innføring av en slik autorisasjonsordning vil forhåpentligvis kunne bidra til mindre spredning av miljøskadelige stoffer i naturen.

Drikkevannsforskriften angir veiledende verdier og grenseverdier for innhold av organiske forbindelser, hvorav enkelte kan regnes som miljøgifter, både for råvann og drikkevann (Sosial og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det utarbeidet veiledere for beskyttelse av vannkilder.

Eksempler på plantevernmidler som planlegges benyttet av Oslo kommune, Skogvesenet er gitt i Tabell 8.

Tabell 8. Eksempler på plantevernmidler som planlegges benyttet av Oslo kommune, Skogvesenet i 1996 (Skogvesenet, 1996).

Ugrasmidler	Klasse	Soppmidler	Klasse	Skadedyrmidler	Klasse
Actril	B	Sportak	C	Fastac	B
Roundup	C	Tilt Top	C	Decia	B
Gesatop	C	Euparen M	C	Ronilan FL	A
Granistar	C	Bladex	B	Sumithion	utgått
Weedex	B	Bayleton spesial	C	Morestan	C
Avans	B				
Glean	C				
Finale	C				

Myndighetene har gjerne lagt begrensninger for gårdsdrift og særlig husdyrhold for områder med tilsig til drikkevannskilder (klausulering). Dette er for eksempel tilfelle for området rundt Oslos drikkevannskilde, Maridalsvannet. På grunn av begrensninger i mulighet for husdyrhold, drives det i dette området for eksempel jordbærdrift, der man ofte er avhengig av utstrakt bruk av plantevernmidler.

Oslo Skogvesen forvalter Oslo kommunes 9 forpaktingsbruk i Maridalen, og samler hvert år inn oppgaver over planlagt bruk av plantevernmidler og handelsgjødsel i det aktuelle året. Liste over hva som brukes på hvert bruk oversendes Etat for miljørettet helsevern og næringsmiddeltilsyn i Oslo kommune. Forpakterne mener de bruker plantevernmidlene i henhold til bruksanvisningen. Det alt vesentlige av det 2000 daa fulldyrkede arealet på de 9 kommunale forpaktingsbrukene i Maridalen brukes til korn og grasproduksjon, ca. 75 daa brukes til bærproduksjon. Oslo Skogvesen benytter B-midler i Maridalen, mens bare de mildeste plantevernmidlene, såkalte C-midler kan brukes i nærheten av drikkevann.

Sommeren 1996 ble det i media hevdet at det i disse områdene ble benyttet ulovlige sprøytemidler. Miljøvernorganisasjonen Bellona var spesielt kritiske til bruk av pesticidene Ronilan FL og Fastac i området, midler de mener har vist seg å ha en hormonforstyrrende effekt i laboratorieforsøk. NSB benytter plantevernmidler for å unngå vegetasjon langs linjene. De benytter derimot ikke sprøytemidler langs østsiden av Maridalsvannet, men renser linjene manuelt der. I denne sammenheng ble det i media uttalt fra Fylkesmannenes landbruksavdeling at man ikke kjenner virkningen av hormonpreparater, som brukes overfor skadedyr, godt nok. Statens forurensningstilsyn mente det var betenkelig at Oslo kommune ikke har bedre kontroll med bruk av plantevernmidler og hvilke midler som brukes. Bellona mente det var galt at plantevernmidler i det hele tatt blir brukt i nedslagsfeltet til en drikkevannskilde som Maridalsvannet.

Oslo vann og avløpsverk (OVA) er ansvarlig for å kontrollere og føre tilsyn med Oslos drikkevannskilder og har myndighet til å håndheve gjeldende restriksjoner. OVA opplyser imidlertid i sammenheng med bruk av sprøytemidler ved Maridalsvannet at det ikke foreligger noe vedtak om at midler i fareklasse A, B og X skal være forbudte midler, slik Bellona tolket dette. Dette har kun vært en anbefaling benyttet internt i OVA for deres feltfolk. OVA innrømmer imidlertid at det bør arbeides med å få til et formelt vedtak for slike fareklasser. I tillegg bør det gjøres et vedtak om at de samme regler også skal gjelde for private gårdsbruk. OVA har imidlertid aldri påvist organiske miljøgifter i Maridalsvannet i mengder over

myndighetenes grenseverdier på 0.1 µg/l. Som oftest er de påvist i mengder i størrelsesorden 0.001 µg/l.

Norske myndigheter vurderer nå å forby bruk av plantevernmidler som inneholder hormonforstyrrende stoffer. Landbrukstilsynet vedtok i 1996 å forby de hormonforstyrrende hjelpestoffene alkylfenol og alkylfenoletoksilater. Plantevernmidler med disse stoffene skal fjernes fra det norske markedet innen år 2000. Foreløpig er det registrert 18 produkter med disse stoffene. Disse stoffene forbys utfra et føre-var-prinsipp i henhold til Rådet for plantevernmidler.

Tiltak som kan redusere utslipp av miljøgifter kan være begrensning i bruk av enkelte stoffer eller forbud av stoffer. I tillegg kan myndighetene stille krav om at dokumentasjonen fra produsenten av midlene er god nok, før midlene godkjennes for bruk. Man må imidlertid også ta hensyn til stoffer som tilføres via nedbør eller fra tilsig fra områder uten regulering. For slike diffuse kilder kan rensing være et alternativ for å unngå eksponering av helseskadelige forbindelser via drikkevann.

Danmark vil fra 1997 forby bruk av de fire fenoksysyrene MCPA, mechlorprop, dichlorprop og 2,4-D som pesticider. Spor av disse fire pesticidene er funnet i dansk grunnvann. Den amerikanske kjemigiganten Du Pont regner med å bli den store vinner på dette forbudet, da de har patenterte kjemikalier som kan erstatte disse fire fenoksysyrene. Danske landbruksorganisasjoner antar bøndene vil komme til å erstatte fenoksysyrene med sulfonylurea lavdose-produkter. Disse lavdose sulfonylurea produkter er mer toksiske for deres målgruppe "Dicotyledonous" ugress enn fenoksysyrene, men mindre skadelige for varmblodige dyr. Selv om andre lavdose alternativ også leveres av andre produsenter som Ciba-Geigy, antar man at Du Pont vil profittere på at de nærmest har monopolstatus i Danmark. Du Ponts markedsdirektør mener imidlertid at overgangen fra vår-såing til vinteravling vil fordre ulike pesticid behov. Omkring halvparten av Danmarks kornareal behandles allerede med lavdose pesticider.

Store kjemikalieprodusenter og monopolsituasjoner vil kunne styre og påvirke tilgjengelighet og bruk av ulike kjemikalier i en annen retning enn myndigheter og brukere ønsker. Øket forbruk av plantevernmidler har gitt resistensproblemer og stadig nye preparater kommer derfor på markedet for å holde effekten oppe. Hittil har det vært myndighetenes krav som har virket som den største pådriver til utvikling av mindre skadelige erstatningsstoffer. Etterhvert har øket konkurransepress og miljøbevissthet hos brukerne ført til at produsentene selv i større grad ønsker å finne nye alternativer. Prosessindustrien i Norge har ingen mål for miljøgifter jfr. Trygve Østmo i PIL, men de har en grunnfestet null-tankegang, og ønsker å se risiko-reduksjoner i et livsløpsperspektiv.

Myndighetene må basere sine tiltak på tilstrekkelig kunnskap. Slik kunnskap kan inkludere:

- Kartlegginger av problemenes omfang (skalering basert på nivåer).
- Problemets årsak-virkning (registrering av effekter).
- Kost-nytte analyser.
- Lokale påtrykk (miljøvernorganisasjoner m.m.).
- Sentralpolitiske vedtak (flaggsaker).
- Føre-var-prinsippet.

Riktignok vil det alltid være et spørsmål om når man vet nok, men kanskje kan det være bedre å ha nesten rett i tide enn å ha helt rett for sent.

For å redusere uheldig bruk av miljøgifter kan holdningsskapende kampanjer være viktige. Dette gjelder både forbrukere og produsenter av stoffer. Det finnes flere eksempler på at slike kampanjer har hatt god effekt. En slik kampanje er Mjøsa-aksjonen på slutten av 70-tallet, der man i området rundt Mjøsa ønsket å redusere tilførselen av fosfater for å redusere eutrofieringen i Mjøsa. Vaskemidler med fosfat ble på kort tid byttet ut med fosfatfrie.

Forskerne har flere ganger påpekt at myndighetene må være drivkrefter for å få fram at det må ligge norske resultater bak tiltak og beslutninger, ikke europeiske eller kun data fra produsentene.

Så langt vi erfarer er det ikke lagt detaljerte risikovurderinger til grunn for helsemyndighetenes vurderinger av beskyttelsestiltak for norske drikkevannskilder. Bruk av ulike typer risikoanalyser bør vurderes for å vurdere risikomomentet for at forurensninger kan komme fram til forbrukerne (Ibrekk, 1986). Direktoratet for sivilt beredskap har blant andre ekspertise på dette området og har blant annet utgitt en veileder for risiko- og sårbarhetsanalyser (Direktoratet for sivilt beredskap, 1994).

Føre-var-prinsippet kan- og bør benyttes av myndighetene i enkelte tilfeller når det gjelder helse- og miljøskadelige stoffer. Det er liten tvil om at f.eks. norske fjorder som har vært direkte mottakere av miljøutslipp har nydt godt av føre-var-prinsippet (Knutzen, 1995). Å få opphevet begrensninger på utnyttelsen av sjømat har vært den mest konkrete drivkraft bak utslippsbegrensninger og overvåking, ikke registrerte eller sannsynliggjorte skader på organismesamfunn. Areal med kostholdsråd var i henhold til tall fra SFT totalt 738 km² i 1995.

Arbeidet med å begrense bruken av miljøgifter må løses ved tverrfaglig samarbeid. Myndighetene kan fatte beslutninger og innføre reguleringer, men det er viktig at disse blir basert på et godt nok faglig grunnlag. Ulike fagmiljøer og fora må derfor bidra med sin spesialkompetanse. Brukere, produsenter, myndigheter og fagekspertise med ulik bakgrunn som f.eks. kjemi, biologi og renseteknologi, må sammen arbeide for en optimal løsning av problemene knyttet til bruk av miljøgifter. Tverrfaglige seminar, som f.eks. heldagsseminaret om miljøgifter i vann arrangert av Norsk vannforening i november 96, kan i en slik sammenheng være svært nyttige fora. Deltakere som representerer brukere, produsenter, myndigheter og fagekspertise kan da sammen drøfte mål, mangler, muligheter, begrensninger etc.

9. Konklusjoner

Denne studien bekrefter at det finnes en god del litteratur for enkelte miljøskadelige stoffer i sjøvann og sedimenter, men at undersøkelser i ferskvann er mer begrenset og for drikkevann nærmest fraværende. Omfanget av organiske miljøgifter i norsk vannforsyning er i liten grad kartlagt, og behovet for tiltak ved kilden, i grunnvann eller i vannbehandlingen er ukjent.

Drikkevannsforskriften av 1995 setter maksimumskrav til enkelte organiske forbindelser, hvorav noen er miljøgifter. Ikke alle organiske miljøgifter vil fanges opp av denne drikkevannsforskriften. For eksempel vil stoffer med hormonforstyrrende effekter kun fanges opp dersom de dekkes opp av de parametre som allerede er oppført i forskriften. Det foreligger få analyser på organiske miljøgifter i drikkevann i Norge, og det er vanskelig å kunne si noe sikkert om hvilken risiko de utgjør. De få, men aktuelle, parametre som er analysert i drikkevann i Norge, og som er vurdert i denne studien, ligger under grenseverdiene i den norske drikkevannsforskriften av 1995. Enkelte haloformkonsentrasjoner ligger imidlertid langt over veiledende verdi, men det er ikke satt grenseverdier for disse forbindelsene. De høyeste konsentrasjonene av plantevernmidler funnet i det øvre grunnvannspeilet, har imidlertid ligget over grenseverdiene, men dette vannet har foreløpig ikke vært benyttet til drikkevann i Norge. Disse grenseverdiene ble imidlertid satt på en tid da grensen for å oppdage et stoff (deteksjonsgrensen) var ca. 0,1 µg/l. Nå er deteksjonsgrensen for flere stoffer lavere (ca. 0,01 µg/l) og det bør vurderes å senke grenseverdien ned til ny deteksjonsgrense for stoffene, da målet er at det ikke skal finnes slike stoffer i drikkevannet.

Uorganiske miljøgifter kan utgjøre en større risiko enn de organiske, men enkelte av disse vil fjernes med konvensjonelle rensemetoder for drikkevann. Fjerning av organiske miljøgifter fra drikkevann har derimot ikke vært satt på dagsordenen i Norge.

Dyreforsøk og eksponeringsdata indikerer at gjentatt eksponering for lave doser av enkelte organiske forbindelser kan gi kroniske effekter. Tidlige effekter av kronisk eksponering for lave konsentrasjoner av helseskadelige forbindelser over mange år, er i praksis svært vanskelig å oppdage. Uheldige synergistiske effekter av de ulike stoffer vi utsettes for er svært lite kartlagt. Funn av lave konsentrasjoner av organiske forbindelser i drikkevann bør derfor ikke avslås som betydningsløse.

Vann betraktes som en viktig eksponeringskilde, men da for eksempel mange av de hormonforstyrrende stoffene ikke kan påvises i målbare konsentrasjoner i vann etter en viss tid, anbefales det i stedet å se på organismer, som enten viser effekt i form av biomarkører, eller akkumulering av kjemikalier i fettvev (Braaten og Sætre, 1995). Tiltak bør derfor ikke baseres kun på analyser av enkeltstoffer.

Prøver tatt øverst i grunnvannspeilet på tre lokaliteter i Norge har avdekket plantevernmidler i 1995. Det foreslås derfor å teste i dypere brønner for å se om det skjer en nedbrytning- eller om stoffene finnes også i dypere lag av grunnvannet. Jordforsk har foreslått en egen undersøkelse på drikkevann som et selvstendig prosjekt for å se i hvilken grad det finnes organiske miljøgifter (særlig plantevernmidler) i norsk drikkevann. Både overflatevann og grunnvann ønskes undersøkt. Prosjektet er tenkt finansiert gjennom Norges forskningsråd. Dersom prosjektet gjennomføres kan det forhåpentlig bidra til å oppklare noen av de mange usikkerheter som finnes når det gjelder organiske miljøgifter i drikkevann i Norge.

I arbeidet med å begrense bruk av miljøskadelige stoffer spiller faktorer som økonomi, arbeidsplasser, politikk, sektorinteresser o.s.v. inn, i tillegg til de biologiske effekter. Ulike drivkrefter kan bidra til å begrense bruk av miljøgifter. For eksempel finnes det flere eksempler på at føre-var-prinsippet har vært den viktigste drivkraft til begrensninger i utslipp av miljøgifter. Det synes viktig å gjennomføre en generell monitoring av miljøet for å registrere bakgrunnsnivåer av aktuelle miljøkemikalier. Dette gjelder studier av vann, sediment og dyreliv. Bruk av biomarkører og bioassaytester vurderes som særlig viktig da flere av de aktuelle miljøgiftene vanskelig lar seg påvise ved tradisjonelle analyseteknikker.

Myndighetenes mål og tiltak preges i større grad enn tidligere av å være bundet av internasjonale avtaler. Det er svært viktig at tilstrekkelig og god informasjon ligger til grunn for arbeidet med å begrense bruk av miljøskadelige stoffer. Det bør ligge norske resultater bak tiltak og beslutninger. Både myndigheter, forskningsmiljøer og produsenter må bidra til å skaffe til veie denne informasjonen.

10. Liste over forkortelser/uttrykk

ANTROPOGENT	Menneskeskapt (ikke naturlig)
BAT	Best tilgjengelig teknologi (Best Available Technology)
γ -BHC	Bensenheksaklorid
BIOAKKUMULERE	Opphoppe i organismer
BIOMARKØR	Biologiske effekt-indikatorer, som f.eks. enzymer
2,4-D	2,4-Diklorfenoksyeddiksyre
DNA	Arvestoff (Deoxyribonucleic acid)
DDT	Diklordifenyltrikloreten
EC ₅₀	Den testkonsentrasjon der 50 % av testorganismene dør (EC=Effect Concentration)
ECD	Elektronfangerdetektor (Electron Capture Detector)
EU	Den Europeiske Union
EUTROFIERING	Overgjødsling
FID	Flammeionisasjonsdetektor
GAC	Granulert aktivt karbonfilter (Granular Activated Carbon)
GC	Gasskromatografi
HALOGENER	Elementene fluor (F), klor (Cl), brom (Br), jod (I) og astatin (At)
HCB	Heksaklorbensen
HPLC	Høytrykksvæskeskromatografi (High Pressure Liquid Chromatography)
HRGC	Høy-oppløsnings gasskromatografi (High Resolution Gas Chromatography)
IMPOSEX	Forekomst av hannlige kjønnsorganer hos hunner (= pseudohermafroditisme). Syndromet medfører at hunnene blir sterile.
KHK	Klorerte hydrokarboner
MCPA	2-Metyl-4-klorfenoksyeddiksyre
MS	Masse spekrometer
MSD	Masseselektiv detektor
NOM	Naturlig organisk materiale
OMF	Organiske mikroforurensninger
OSPAR	Oslo-Paris konvensjonen
PAH	Polyaromatiske hydrokarboner
PCB	Polyklorerte bifenyler
PERSISTENT	Lite- eller ikke-nedbrytbar
PESTICID	Bekjempningsmiddel
REPLIKASJON	Reproduksjon av arvestoff
RMCL	Anbefalte maksimumsgrenser (Recommended Maximum Contaminant Level)
SFT	Statens forurensningstilsyn
SYNERGISTISK	Forsterkende
TBT	Tributyltinn
US EPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultrafiolett
WHO	Verdens helseorganisasjon (World Health Organisation)
WRC	Water Research Center (Storbritannia)

11. Litteratur

- Beck, P.Å.** og Jaques, R. (1993): Datarapport for miljøgifter i Norge. SFT-rapport Nr. 93:23, 313 pp.
- Beresford, S.A.A.** (1983): Cancer incidence and reuse of drinking water. *American Journal of Epidemiology* 117, 258.
- Berge, D., Holtan, G., Innset, B. og Larsen, S.** (1995): Materialstrømsanalyse av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH). NIVA/NILU 1995. NIVA rapport Lnr. 3285. ISBN 82-577-2804-7. 79 pp.
- Bester, K.** (1996): Über Eintrag, Verbleib und Auswirkungen von stickstoff- und phosphorhaltigen Schadstoffen in der Nordsee. In: *Berichte aus der Chemie*. Shaker Verlag, Aachen. ISBN 3-8265-1114-x.
- Bjotveit, I.** (1996): Utslipp av miljøgifter i Norge. Lysark på seminar i Norsk Vannforening 27.11.1996.
- Braaten, B. og Sætre, T.** (1995): Hormonforstyrrende stoffer i miljøet. En oversikt over kunnskapsstatus. NIVA rapport Lnr. 3254. ISBN 82-577-2763-6. 41 pp.
- Carlberg, G.E. og Martinsen, K.** (1983): Organiske forurensninger i snø. NTNFs ad hoc Utvalg for drikkevannsforskning. Drikkevannsrapport 6/83.
- Clark, L.B., Rosen, R.T., Hartman, T.G., Louis, J.B., Suffet, I.H., Lippincott, R.L., Rosen, J.D.** (1992): Determination of Alkylphenol ethoxylates and their acetic acid derivates in drinking water by particle beam liquid chromatography/mass spectrometry. *International J. Environ. Anal. Chem.*: 47 pp. 167-180.
- Crump, K.S. og Guess, H.A.** (1982): Drinking water and cancer: a review of recent epidemiological findings and assessment of risks. *Annual Review of Public Health* 3, 339.
- Direktoratet for sivilt beredskap** (1994): Veileder for kommunale risiko- og sårbarhetsanalyser.
- Dons, C. og Beck, P.Å.** (1993): Miljøgifter i Norge. SFT-rapport 985/1993. ISBN 82-7655-152-1.
- Drammen kommune** (1996): Vannanalyser. Telefax fra Drammen kommune, Ingeniørvesenet v/J. Skaret til NIVA 19.04.96.
- Edell, Å.** (1994): Activated Carbon in Drinking Water Treatment: Herbicide Adsorption in the Presence of Natural Organic Material. Licentiate thesis. Chalmers tekniska högskola, Göteborg. Publication 2:94.
- Ellingsen, K.** (1991): Bruk av grunnvann i norsk vannforsyning. VANN nr. 4-91, pp 403-409.

EPA. US Environmental Protection Agency (1989): Disinfection By-Products in United States Drinking Waters. Nov. 89. Volume 1. Report. NTIS.

EPA. US Environmental Protection Agency, National Pesticide Survey (1988): National Survey of Pesticides in Drinking Water Wells. Phase I Report. EPA 570/9-90-015.

Fish, Mr R.A. (1977): Toxic and other Hazardous Waste. Regional Office for Europe, World Health Organization, Copenhagen.

Fløgstad, H. og Brattebø, H. (1986): Behandling av humusvann med ozon/GAC. NTNF prosjektrapport 54/86. ISBN 82-7337-060-7.

Haugen, J.-E. (1996): Transport av pesticider til overflatevann via luft/nedbør. Brev fra NILU v/J.-E. Haugen til NIVA v/J.-E. Samdal 19.juni 1996.

Hem, L., Weideborg, M., Hval, S., Vik, E.A., Samdal, J.E. og Stene-Johansen, S. (1996): Idékonkurranse Oset. Drift og resultater av forsøksanleggene ved Oset vanrensaneanlegg 1994/1995. April 1996. Kun utdrag, pp 78.

Holtan, G., Berglind, L. og Holtan, H. (1994): Maridalsvassdraget. PAH i vann og sedimenter sammenlignet med Femunden og Farris. NIVA rapport Lnr. 2994. ISBN 82-577-2432-7. 21 pp.

Holtan, H. (1993): Kartlegging av plantevernmidler i landbruksforurensende bekker. Overvåkingsresultater for perioden 1989-1993. NIVA rapport Lnr. 2966.

Holtan, H. (1995): Farris. Miljøgifter i vann og sedimenter. NIVA rapport Lnr. 3306. ISBN 82-577-2833-0. 47 pp.

Haarstad, K. (1996): Funn av plantevernmidler i grunnvann i Norge og internasjonalt. VANN Nr.1-96 pp. 150-156.

Hunt, S.M. and Fawell, J.K. (1987): The Toxicology of Organic Micropollutants in Drinking Water: Estimating the Risk. J. Inst. Wat. Eng. & Scientists. Vol. 41 No.3. pp. 276-283.

Ibrekk, H.O. (1986): Nordisk workshop om beskyttelse av vannkilder. Erfaringer med beskyttelsestiltak i Norge. Oslo 18 juni 1986. I: Ellingsen, K., Weideborg, M. (1986): Beskyttelse av drikkevannskilder i nordiske land. SIFF VANN rapport 56. 19.09.1986. ISSN 0801-3519.

IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint group of experts on the scientific aspect of marine pollution (GESAMP) (1974): Supplement to the Report of the Sixth Session. Review of Harmful Substances. GESAMP VI/10/Suppl.1 26 september 1974.

Iversen, T.-H. (1986): Kjemiske miljøgifter I. Effekter på biologiske systemer. 2. utgave. Universitetsforlaget AS. ISBN 82-00-07578-8.

Johansen, S.S. og Samdal, J.E. (1995): Miljøgifter i indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kilder. NIVA rapport Lnr. 3291. ISBN 82-577-2807-1. 80 pp.

Klavenes, G. (1995): Plantevernmiddelrester i Liervassdraget 1994. Miljøvernadv. nr. 10-95. BUVA 95/9. ISBN nr. 82-7426-186-0.

- Knutzen, J.** (1995): Miljøgifter i økosystemet. NIVA Særtrykk. Vann nr. 2-1995 s 248-285.
- Knutzen, J.** (1996): Referanseverdier for miljøgifter i akvatiske organismer - fremdeles store mangler. VANN nr.3 1996 pp.365-375.
- Krogh, T.** (1986): Lovgrunnlag-ansvarsforhold-filosofi. Workshop om beskyttelse av drikkevann. 18 juni 1986. I: Ellingsen, K., Weideborg, M. (1986): Beskyttelse av drikkevannskilder i nordiske land. SIFF VANN rapport 56. 19.09.1986. ISSN 0801-3519.
- Källqvist, T.** og Romstad, R. (1990): Plantevernmidlers effekt på ferskvannsalger. Resultat av en orienterende undersøkelse.- Informasjon fra Statens fagtjeneste for landbruket No. 7:73-80.
- Lund, V.** (1996): Personlig meddelelse vedrørende Vannverksregisteret. Statens institutt for folkehelse (Folkehelsa) 1996.
- Metropolitan Water District of So. CA** (1989): Disinfection By-Products in United States. Drinking Waters - Vol. 1 - Report. James M. Montgomery Consulting Engineers, Inc. U.S. Environmental Protection Agency, Technical Support Division, Washington, DC.
- Miljøverndepartementet** (1995): Forskrift om klassifisering, merking m.v. av stoffer som kan medføre miljøfare. Fastsatt av Miljøverndepartementet 27. desember 1995. ISBN 82-457-0095-9.
- Mollat, S.** (1995): Krav til hygienisk sikkert vann. Forslag til revidert EU-direktiv. Innlegg på fagmøte NORVAR-VANN 10. mai 1995.
- Morka, H.** og Haraldsen, T. (1996): Godkjenning av plantevernmidler. Vurdering av fare for vannforurensning. VANN-1-96.
- Myhrstad, J. A.** (1979): Haloformer i drikkevann - En preliminær undersøkelse. Statens institutt for folkehelse.
- Nordseth, T.** (1974): Toksikologi. Teknisk Ukeblad, Bd 121, nr 37, 12. september 1974.
- OVA** (1996): Organiske miljøgifter. Oversendt data fra Oslo kommune, Vann-og avløpsverket v/J. Kristiansen til NIVA 09.09.1996.
- Ringvold, S.** (1996): Hormonforstyrrende miljøgifter og rester av sprøytemidler i grunnvann i Europa. Naturvernforbundet rapport nr. 1/96. ISBN 82-7478-163-5.
- Skogvesenet** (1996): Bruk av plantevernmidler på kommunale forpaktningssbruk i Maridalen. Telefax fra Oslo kommune, Skogvesenet v/R. Andreassen og J.M. Fredriksen til Bellona 05.07.96.
- Sosial- og helsedepartementet** (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. Fastsatt av Sosial- og helsedepartementet 1. januar 1995. Nr. 68. I-9/95.
- Tremo, S.** og Hofshagen, T. (1996): SFTs slamstrategi- bakgrunn, målsetting og virkemidler. VANN-1-96.

WHO, World Health Organization (1972): Health hazards of the human environment. World Health Organization, Geneva.

WRC, Water Research Centre (1981): Organic Micropollutants in drinking water. Technical Report TR 159.

Aanes, K. J. (1991): Some pesticides used in Norwegian agriculture and their environmental effects on common inhabitants in freshwater ecosystems. Tolerance limits - acute and chronic effects. Paper given for the Nordic Council of Ministers, Nordic Watergroup's seminar: Pesticides in the aquatic environment. Appearance and effect. November 12th to 14th 1991 at Tune Landboskole, Denmark.

VEDLEGG

Vedlegg 1: Plantevernmidler, egenskaper

VEDLEGG 1

Plantevernmidler, egenskaper



Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevernmidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sanns. for fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giftighet Akvatiske organismer	Giftighet Terrestriske organismer	Farekili	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Atrazin	Ikke godkjent for bruk i Norge.									
Azinfosmetyl	Middels 33 mg/l 20°C	Lav Damptr.: <1,8x10 ⁻⁴ Pa 20°C	Hydrolyse: Lav (t _{1/2} 240 d, pH <5, 20°C) Fotolyse: Stabil i sollys. I vann/sed.: Rask t _{1/2} 2 d, pH 7,2-8,0 I jord: t _{1/2} minimum 2 mnd i lab (22°C), totalnedbryt. 1-8 år	Ingen undersøkelse foreligger. Fosformiddel, betraktes ikke som potensiell vannforurensner ved normal bruk.	log P _{ow} 2,69 Ingen undersøkelse av bioakkumulering.	Alger og dafnier ikke undersøkt. Ekstremt giftig for fisk (LD ₅₀ 0,01-0,1 mg/l)	Liten effekt på mikroorg. Effekt på metemark ikke undersøkt. Meget giftig for bier (kontakt LD ₅₀ 0,42 µg/bie). Akutt giftig for fugl (LD ₅₀ oral 75-280). Effekt på reproduksjon v 180-540 mg/kg for.	A	Skadedyrmiddel (ikke-systemisk fosformiddel med kontakt- og magevirkning), godkjent i frukttrø, jordbær, bringebær, kålvæxter, prydplanter	1.584
DDT	Ikke godkjent for bruk i Norge.									
Diklorprop	Middels Syre: 350 mg/l K-salt: 900 mg/l Na-salt: 670 mg/l (20°C)	Lav Damptr.: 6,2x10 ⁻³ Pa Henry's k: 4,16x10 ³ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Stabil. Fotolyse: Stabil I vann/sed.: Rask, t _{1/2} <15 d I jord: Relativt rask (t _{1/2} 5-50 d, 22°C). Avtar ved lav pH. T _{1/2} i vann 8,5 t.	Adsorberes i liten grad til jord. Svært mobil. Fare for lokal vannforurensning. Gjennfunnet i sigevann ved norske og utenl. lysimetersstudier (0,4-4,5% av appl.) 12-18 uker etter beh. Behandling reduserer mengden i sigevann.	Syre: log P _{ow} 2,2-2,77 Na-salt: P _{ow} 0,027 BCF ikke undersøkt	Noe giftig for alge (EC ₅₀ 70 mg/l). Lite akutt giftig for dafnier (EC ₅₀ 630-1300 mg/l), i reproduksjonsstudier er EC ₅₀ på 220 mg/l, LOEC 21 mg/l. Racemisk blanding lite akutt giftig for fisk (LC ₅₀ 180-550 mg/l). D-isomer er mer toksisk, LC ₅₀ 100 mg/l.	Forbigående effekt på bakteriell nitrifisering, jordboende sopp og bakteriermycetter. Noe giftig for metemark (LD ₅₀ 994 mg/kg) og bier (oral LD ₅₀ ca. 100 µg/bie). Lite akutt giftig for fugl (LD ₅₀ 500-11200 mg/kg)	B	Ugrasmiddel (systemisk bladherbicid av fenoksypropion-syregruppen, auxin-lignende virkning), godkjent i korn uten kløvergjenlegg, grasmark og i frukthager	107.681
Diklorprop-p	R-isomer av diklorprop, ugrasmiddel i korn og grasmark; se forøvrig diklorprop									

Økotosikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevermidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sannsynlig fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giffighet Akvatiske organismer	Giffighet Terrestriske organismer	Farekategorier	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Dimetoat	Meget høy 2,8 g/l (tekn. v. 25 g/l v 20°C)	Noc fra jord. Liten betydning fra vann. Damptrykk: $1,1 \times 10^{-3}$ Pa 25°C Henrys k: 1×10^{-3} Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Lite Stabil i sollys. I vann: Langsom (lab) til ingen (felt). I jord: I følge tilvirker: rask (dager til uker), øker med økende fuktighet, mikrobiell aktivitet, pH og temp. Norske undersøkelser: relativt persistent i jord.	Adsorberes svakt i jord. Noc mobil. Avrenning fra felt er målt inntil 7 mnd. etter behandling i Norge. Metabolitter er mindre mobile enn modersubstansen. Norske unders.: Funnt i feb. etter beh. i juli.	$\log P_{ow}$ 0,7 BCF ikke undersøkt	Norsk unders. viser ekstremt akutt giffighet for alger (EC_{50} 0,02 mg/l) og dafnier (EC_{50} 0,02 mg/l). Giffig for fisk (LC_{50} 4,5 mg/kg), synes å være mindre giffig enn andre organofosfater. Glutathion-S-transferase inhiberes hos invertebrater ned til 1 µg/l.	Mikrobiell aktivitet påvirkes i liten grad. Setrkt skadelig for nytedyr, ingen selektiv virkning på invertebrater. Ekstremt giffig for bier (LD_{50} 0,09 µg/bie), bidødt som følge av bruk er godt kjent.	B	Skadedyrmediddel (systemisk fosfomiddel), godkjent i gras, korn, potet, grønnsaker, rotvekster, frukttrær, bærvekster, prydeplanter	4.083
Iprodion (skal revideres i 94/95, ny økotoks. dok. ikke inkl. her)	Middels 13 mg/l 20°C	Middels Damptrykk: 133×10^{-3} Pa 20°C Henrys k: $3,4 \times 10^{-3}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Meget rask til lav DT_{50} 5-20 d, pH 6, 25°C Fotolyse: Ingen oppl. I vann/seed: Meget rask til lav aerob (DT_{50} 2,9-84 d, DT_{50} 15 d, 23°C) og anaerob (DT_{50} 6,4-12 d, 22°C). I jord: Middels til lav, DT_{50} 20-70 d v. 25°C, 160 d v. 15°C, aerob, 20-30 d v. 25°C, anaerob (lab). 7 og 3% som uendret i prodion etter 12 mnd. inkubasjon v. hhv 15 og 25°C. DT_{50} 100-250 d v. 25°C, >385 d v. 15°C.	Lite mobil. Iprodion gjenfinnes i øvre 0-15 cm, hovedsaklig i øvre 10 cm, hovedmetabolitt i øvre 0-5 cm. 0,3-1,9% funnet i sigevann. Bindes reversibelt til humus- og fulvosyrer.	$\log P_{ow}$ 3,1 Ingen oppl. om BCF	Moderat giffig for alger (72 t EC_{50} 15,3 mg/l). Akutt giffig for dafnier (72 t EC_{50} 4-5,9 mg/l) og fisk (96 t LD_{50} 2,2-6,7 mg/l).	Reduserer nitrifikasjon v 1-100 mg/kg. Ingen effekt observert på denitr. eller omsättning av cellulose og stivelse. Lite giffig for bier (oral LD_{50} >1000 µg/bie, kontakt LD_{50} >400 µg/bie). Moderat til lite akutt giffig for fugl (LD_{50} 930-10400 mg/kg). Skånsom overfor rovvind.	C	Soppmiddel (dikarboximid, ergosterolsyntesehemmer), godkjent i frukt, jordbær, bringebær, veksthusgrønnsaker, løkvekster, korsblomsra vekster, gulrot, selleri, ert, bønne og andre grønnsaksvekster på friland, betesplanter, prydeplanter	1.371

Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevernmidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sanns. for fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giftighet Akvatiske organismer	Giftighet Terrestriske organismer	Farekategori	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Klorfeninfos	Høy 145 mg/l 23°C	Middels Damptr.: $5,3 \times 10^{-4}$ Pa 20°C Henrys k.: $1,3 \times 10^{-3}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Lav, $t_{1/2}$ 98-376 d, pH 5-9, 20°C. Fotolyse: Rask?, $t_{1/2}$ 13,7 t (?) I vann/seed.: Moderat i lab, $t_{1/2}$ 90-120 d, 10°C. $T_{1/2}$ totalnedbrytn. 210-240 d v. 10°C, 28 d v 25°C. Middels i felt, $t_{1/2}$ 12 d (temp?). I jord: Moderat aerob, $t_{1/2}$ 180 d, 10°C, 56 d, 25°C. og anaerob, $t_{1/2}$ 70-84 d (?). Middels til lav i felt, $t_{1/2}$ 16-240 d. Ingen nedbrytn. v temp < 7°C. Avtar m økende innh av org. C. Gjennfunnet ett år etter beh. (2,5-12,5%), sanns. ingen akkumulering v. gunstige forh.	Middels pot K_{ow} 184-410. 0,2% i sigevann (dårlig undersøkelse, sanns. høyere).	log P_{ow} 3,1-5,0 BCF 27x-66x, rask men ikke fullst. utskillelse.	Giftig for alge (72 t EC ₅₀ 1,0-1,6 mg/l). Moderat giftig for tøffeldyr (96 t LC ₅₀ 59 mg/l). Akutt ekstremt giftig til giftig for dafnier (48 t EC ₅₀ 0,00025-3,8 mg/l). Ekstremt reproduksjonstoksisk for dafnier (EC ₅₀ 0,3-0,8 µg/l). Meget giftig for østers (EC ₅₀ 0,6 mg/l). Ekstremt akutt giftig til fisk for fisk (96 t LC ₅₀ 0,04-1,9 mg/l).	Ingen signifikant effekt på nitrogenfiksering og demineralisering. Blokkerer nitrifikasjon v 1000 mg/kg. Effekt på mikrobiell enzymaktivitet. Mikrobiell adaptasjon. Effekt på meternark og snegler. Meget giftig for bie (oral LD ₅₀ 0,4-0,97 µg/bie, topikal LD ₅₀ 1,5-4,2 µg/bie). Effekt på bladlus predator, jordlevende insekter, kollemboler, gulløve. Liten/midlertidig effekt på rovbille, kålfuelarve, kvittfly, potetmøllparasitt. Akutt meget giftig til giftig for fugl (oral LD ₅₀ 12-148 mg/kg.).	A / B	Skadestyrmiddel (ikke-systemisk fosformiddel med kontakt- og grassvirking), godkjent i prydpalnter i veksthus, kålrot, nepe og kålvekster unntatt kinakål. Granulat på filand (B-middel).	1.545
Lindan	Ikke godkjent for bruk i Norge.							Utgitt i 1964/65, men begrenset bruk (frøbeising, tømmervervete) 1989, 0 i godkj. til 1992		625 (2.713 i 1989, 0 i 9293)

Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevernmidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sannsynlig fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giftighet Akvatiske organismer	Giftighet Terrestriske organismer	Farekili	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Linuron	Middels 75,81 mg/l 20°C	Middels Damptr.: 2×10^{-3} Pa 20°C Henrys k.: $6,6 \times 10^{-3}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Ingen av betydning ($t_{1/2}$ 3-4 år, pH 5-9) Fotolyse: Lite; 25% nedbrytning etter 2 mnd. I vann/ved.: Relativt rask, $t_{1/2}$ 16-57 d I jord: Moderat ved lave temp, $t_{1/2}$ 140 d v 5°C, raskere ved 25°C; 22-86 d, $t_{1/2}$ for totale rester 175-210 d. Øker med økende jordfuktighet. Har herbicid virkning 3-4 mnd. etter applisering!! Fullst. nedbr. > 1 år. Nedbrytes mikrobielt v konetabolisme. Mineraliseres fullst.	K_{ow} 218-278 i 8 norske jordtyper indikerer moderat potensiale for mobilitet. Lav R_p -verdi, 0,07-0,30. Bindes så sterkt i øvre jordlag at partikulær transport med vann på jordoverflata kan forekomme. 0,4% gjenfunnet i sigevann.	$\log P_{ow}$ 3,0 og BCF 500-2308 viser bioakkumuleringsevne	Ekskremt giftig for alger (24 t EC ₅₀ 0,050 mg/l). Meget akutt giftig for dafnier (24 t LC ₅₀ 0,31-0,59 mg/l, 48 t LC ₅₀ 0,75 mg/l). Moderat giftig til giftig fisk (96 t LC ₅₀ 3,15-16,2 mg/l). Ekstremt giftig for <i>Lemna</i> (24 t LC ₅₀ 0,007 mg/l). Moderat giftig for ferskvannsnegle og -insekt (24 t LC ₅₀ hhv. 70 og 85 mg/l). Lite giftig for saltvannstreke (24 t LC ₅₀ 432 mg/l).	Effekt på respirasjon ved 50 og 500 mg/kg jord (over anbef. dose). Noe effekt på nitrifikasjon og celluloseomsetning. Sterkere virkning på sopper enn på bakt. Lite giftig for meternark (LC ₅₀ > 1000 mg/kg). Sannsynlig ikke effekt på bier. Lite giftig for fugl i diettest (?) (8 d LC ₅₀ 3083->5000 mg/kg).	C	Ugrasmiddel (feny-lureagr., hemmer elektrontransport i fotosyntesen, kombinert jord- og bladherbicid av fenylureagruppen), godkjent i gulrot, selleri, potet, kom uten gjenlegg	5.641
MCPA	Høy 825 mg/l 20°C	Lav Damptr.: 2×10^{-4} Pa 21°C Henrys k.: $5,5 \times 10^{-6}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Stabil Fotolyse: Moderat på jord, $t_{1/2}$ 22 d (43°N, 25°C) I vann/ved.: Nedbrytes lett, $t_{1/2}$ 8-13 d (17-20°C). Betydelig mikrobiell adaptasjon. I jord: Nedbrytes lett. Optimal nedbrytning v. 22°C, 90% av vannkapasitet. $T_{1/2}$ i jord 7-50 d i lab, 20-24°C. Forsøk i felt har vist at MCPA ikke detekteres 14 d etter behandling. Ingen anaerob nedbrytning påvist.	Meget lav adsorpsjon i jord. Meget mobil i lab. studier. Norsk lysimeterstudie viser 0,7% av applisert MCPA i sigevann etter 18 uker, beplantning reduserte mengden. Mobilitetsundersøkelser i jordkolonner er ikke mottatt fra tilvirker.	P_{ow} 0,13-3,9 Ingen oppkonsentrering i fisk	Lite akutt giftig for alger (EC ₅₀ 220-408 mg/l). Varierende giftighet for invertebrater og fisk. Noe til lite akutt giftig for dafnier (LC ₅₀ 10-1100 mg/l) men effekt på reproduksjon ned til 100 mg/l. For fisk varierer toksisiteten med formulering. MCPA-ester er giftigere (LC ₅₀ 1,15-9 mg/l) enn saltformuleringene (LC ₅₀ > 43-750 mg/l)	Liten effekt på mikroorganismer. Noe giftig for meternark (LC ₅₀ 160 mg/kg jord). Noe giftig for bier (oral LD ₅₀ 85 µg/bie), det er fra tilvirker antydning at MCPA-ester er mer giftig for bieren saltene. Giftig for fugl (LD ₅₀ 377 mg/kg).	B	Ugressmiddel (systemisk bladherbicid av fenoksyeddiksyregruppen, auxin-liknende virkning), godkjent i kom, grasmark, langs vei- og grøftkanter	112.402
MCPA-ester	Ester av MCPA, ugrasmiddel i skog, beite, langs jembanelinjer og vegkanter, se forøvrig MCPA.									3.542

Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevermidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sanns. for fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giftighet Akvatiske organismer	Giftighet Terrestriske organismer	Farekategorier	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Mekoprop	Høy 850 mg/l 20°C	Lav Damptr.: $3,3 \times 10^{-4}$ Pa 20°C Henry's k.: $8,3 \times 10^{-5}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Ubetydelig. Fotolyse: Ikke lysstabil (t _{1/2} 3-44d). I vann/сед.: Fullstendig mineralisering etter 12-44 d avhengig av type sediment. I jord: Middels (t _{1/2} 13-40 d). Nedbrytes ikke under anaerobe forhold.	Adsorberes svakt i jord. Meget mobilt. 76-97% av tilført stoff følger sigevann i lab i løpet av 2 døgn. Lysimeterstudie medførte 0,16 µg/l i sigevann 1 mnd etter applisering. Det er fare for tilførsel av betydelige mengder til vannresipient ved kraftig regn. Vær like etter sprøyting.	log P _{ow} 2,2 BCF (bluegill sunnfisk): 1,2 (kjøtt) 5,5 (viscera) 3,0 (hel fisk) T _{1/2} (utsk.) hhv. 8, 38, 27 t	Noe til liten akutt giftighet for alger (EC ₅₀ 220-560 mg/l), dafnier (LC ₅₀ 420 mg/l) og fisk (LC ₅₀ 54-1100 mg/l)	Mikroorganismer i jord er noe sensitive. Lite giftig for meternark (LC ₅₀ 1000 mg/kg). Noe giftig for bier (oral LD ₅₀ ca. 100 µg/bie). Akutt LD ₅₀ for fugl er 500-1000 mg/kg kroppsvekt (lite giftig). Lav giftighet for bie ved foringsforsøk.	B	Ugrasmiddel (systemisk bladblicid av fenoksypropion-syregruppen, auxin-liknende virkning), godkjent i kom uten kløvergienlegg, grasmark, veg- og grøftekanter	30.491
Mekoprop-p	R-isomer av mekoprop, ugrasmiddel i kom og grasmark; se forøvrig mekoprop									1.366
Metalsyl	Meget høy 7,1 g/l	Lav Damptr.: $2,6 \times 10^{-4}$ Pa 20°C Henry's k.: $1,0 \times 10^{-5}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Lite (t _{1/2} 115->200 d, pH 5-7) Fotolyse: Ingen info. I vann/сед.: Langsom mineralisering. I jord: Middels til moderat (t _{1/2} 33-177 d). Sakte under anaerobe forhold.	Meget svak adsorpsjon i jord (k _{oc} 0,43-1,40). Høy til meget høy mobilitet (K _{ow} 47, penetrerer over 30 cm, opp til 92% gjenfunnet i sigevann v kolonne-studier).	log P _{ow} 1,65	Moderat giftig for alger (5 d EC ₅₀ 42,7 mg/l) og dafnier (48 t EC ₅₀ 29,3 mg/l). Lite giftig for fisk (96 t LC ₅₀ >100 mg/l).	Stimulerende virkning på respirasjon. Signifikant effekt på tilveks/formering i bakterier og sopp. Meternark ingen info. Moderat giftig for bie (oral LD ₅₀ >20 µg/bie). Moderat akutt giftig for fugl v oral (?) eksip. (LD ₅₀ 923-1466 mg/kg). Lite giftig v dietsstudier (?) (8 d LC ₅₀ >10.000 mg/kg)	B	Soppmiddel (systemisk acylanilid, hemmer RNA-syntese), godkjent i gulrot, rot- og kruspersille, kålvekster, frøbeising av crt, korsblomstrede vekster, bete, grønnsaker umatt bønne og grasfrø til grøntanlegg, settelok og blomsterløk. Disp. for bruk i bringebær gitt.	2.277

Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevernmidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sanns. for fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Gifftighet Akvatiske organismer	Gifftighet Terrestriske organismer	Farekategorier	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Metamitron	Meget høy 1,7 g/l 20°C	Lav Damptrykk 8,6x10 ⁻⁷ Pa 20°C Henrys k: 1x10 ⁻⁷ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Lav v pH 5 og 7 (DT ₅₀ 132-143d), raskere v pH 9 (DT ₅₀ 13-18 d). Fotolyse: Lav på jord (DT ₅₀ 23 d), rask i vann (DT ₅₀ < 30 min), hovednedbrytning, desaminometamitron, fotolyses sakte. I vann/ved.: Rask (DT ₅₀ < 10 d, 22 ± 2°C) I jord: Rask (t _{1/2} 11-50 d, 22°C)	Lav P _{oc} og høy vannløselighet indikerer fordeling til vannfasen og lav adsorpsjon til jordpart. Adsorpsjonsstudier viser meget høyt pot. for mobilitet (K _{oc} 50-100). 0,28-0,7% i filtrat v kolonne-/lysimeterstudier. Datamodellering tilsier ingen funn i jord under 1 m, men ofte funnet i overflatevann.	log P _{oc} 0,83 Lav predikert BCF (9) v. regresjonsanalyse	Indikasjon på meget (til ekstremt?) høy gifftighet for alger (E ₅₀ 1,1 mg/l, E ₁₀ 0,11-3,2 mg/l), dårlige studier. Lite akutt gifftighet for dafnier (48 i EC ₅₀ 102-206 mg/l), dårlige studier. Moderat gifftighet for fisk (21 d LC ₅₀ 2,5 mg/l), dårlig studium.	Ingen sign. effekt på mikrobiell C-mineralisering og N-fiksering, reversibel eff. på N-mineralisering. Ingen akutt eff. på metemerk (LC ₅₀ > 1000 mg/kg). Lite gifftighet for bie (ingen eff. v 169 µg/bie, metode ikke spes). Eff. på overlevelse av mariehøner. Lite eff. på reprod. hos mariehøner og overlevelse av rovbiller. Mod. til lite gifftighet for fugl (LD ₅₀ oral 568-1930 mg/kg, LD ₅₀ diett > 5000 mg/kg for).	C	Ugrasmiddel (hemmer elektrontransporten i elektronkjeden, kombinert blad- og jordherbicid av triazingruppen), godkjent i jordbær, forbete, rødmete, skogplanteskole	1.272
Metribuzin	Meget høy 1,2 g/l 20°C	Lav Damptrykk: < 1,3x10 ⁻³ Pa 20°C Henrys k: 2,3x10 ⁻⁴ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Middels til ingen t _{1/2} 7-195 d, pH 5-9, 30-50°C. Fotolyse: Middels til lav, t _{1/2} 7-15 d I vann/ved.: Middels i lab, DT ₅₀ 27-38 d, DT ₉₀ 98-126 d (20°C). Rask i felt (t _{1/2} 2,4 d). I jord: Middels til moderat aerob i lab t _{1/2} 42-106 d (26°C), felt 18-180 d (2-24°C). Avtar m økende jorddybde. Moderat anaerob, t _{1/2} 109 d. Bioaktive rester i jorda ved neste vekstsesong, påvisbare rester 2 år etter beh. Ved ugunstige forhold blandt de mest persistente herbicider for selektiv ugrasbekjempning.	Meget lav adsorpsjon (K _{oc} 0,30-1,90). Høy mobilitet (K _{oc} 31-86, kolonnestudier i lab og felt, opp til 80% i sigevann, 70-90% av hovedmetabolitt).	log P _{oc} 2,65(?) og BCF (alge, fisk) ca. 10 tilsv. lavt potensiale	Metribuzin er ekstremt gifftig for alger (72 i EC ₅₀ 0,0078 mg/l, E ₁₀ 0,022 mg a.i./l). DADK ga ikke effekt i løselighetsområdet (inntil 18 mg/l). Ikke undersøkt på høyere akvatiske planter. Metribuzin er gifftig til moderat gifftig for dafnier ved akutt eksponering (48 i EC ₅₀ 4,5-35 mg a.i./l. laveste verdi), NOEC ved reproduksjonsstudie (21-23 d) 1,5-4,0 mg a.i./l (EC ₅₀ 3,4-13,3 mg a.i./l). DADK ga ikke akutt effekt i løselighetsområdet (inntil 18 mg/l). Metribuzin er gifftig til moderat gifftig for fisk ved akutt eksponering (96 i LC ₅₀ 6-80 mg a.i./l). Ved eksponering av regnbuccerret i 21 dager var NOEC 5,6-7,1 mg a.i./l (LC ₅₀ 35,4 mg a.i./l). Ingen test som gir god informasjon om effekt av metabolitter på fisk foreligger.	Liten effekt på nitrifikasjon. Liten og forbigående effekt på denitrifikasjon og respirasjon. Moderat gifftig for metemerk (LC ₅₀ 332 mg a.i./kg jord). Lite gifftig for bier (oral LD ₅₀ 35 µg a.i./bie). Liten til ingen effekt på løpebiller (3,3% dødelighet (1 dyr) ved 70 g a.i./daa). Moderat gifftig til gifftig for fugl (oral LD ₅₀ 164-680 mg a.i./kg).	C	Ugrasmiddel (hemmer elektrontransporten i fotosyntesen, kombinert blad- og jordherbicid av triazingruppen), godkjent i potet og gulrot	5.032

Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningstall for virksomme stoffer i plantevernmidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sanns. for fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giftighet Akvatisk organismer	Giftighet Terrestriske organismer	Farek i	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Propaklor	Høy 580 mg/l 20°C	Middels Damptr.: 1,0x10 ⁻³ Pa 25°C Henrys k.: ca. 3,6x10 ⁻³ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Liten bet. Fotolyse: Liten bet. I vann/sed.: Moderat, t _{1/2} 112-150 d. I jord: Rask primæredbrytning, t _{1/2} 2-8 d. 3 persisente (vist i lab og felt), vannl. metabolitter (de samme er mobile). Lav mineraliseringsgrad. Liten nedbr. i anaerobt miljø.	Meget lav til lav adsorpsjon (K _{oc} 0,56) og meget høy potensiale for mobilitet (K _{oc} 33-91). Høy desorpsjon, 65-95% Høy mobilitet i jord m lavt innh av org. mat. (31-90% i sigevann), lavere i tyngre jordtyper (2-5%). 3 hovedmetabolitter har høy mobilitet, 43% utvasking i silting 'loam'. Utvasking vist i felt (USA).	log P _{ow} 1,4 BCF i involter hos fisk 543. Vannl. jordmetabol. akkumuleres ikke i fisk	Ekstremt giftig for alger (96 t EC ₅₀ 0,029mg/l). Giftig for dafnier (48 t EC ₅₀ 7,8 mg/l). Meget giftig til giftig for fisk (96 t LC ₅₀ 0,17-1,3 mg/l).	Ingen signifikant effekt på mikroorg. og metemk. Lite giftig for bier? (LD ₅₀ 11 µg/bie ?). Middels til lite giftig for fugl (akutt LD ₅₀ 91 mg/kg, oral LD ₅₀ >5620 mg/kg).	C	Ugrasmiddel (forstyrrer organiseringen av mikrotubuli til spindelene under mitosen, jordherbicid av amilidgruppen), godkjent i løk, purre, blomkål, kinakål, hodekål, rosenkål, brokkoli, kålrot, nepe, formargkål, forraps, oljeraps, oljerybs, enggrapp.	12.584
Propikonazol	Høy 110 mg/l 20°C	Lav Damptr.: 1,3x10 ⁻⁴ Pa 20°C Henrys k.: 4,1x10 ⁻⁴ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Ingen bet. Fotolyse: Ingen bet. på jord. Ingen oppl. i vann. I vann/sed.: Moderat, t _{1/2} 113 d i vann, 73 d i sed (25°C). I jord: Middels til lav i lab, t _{1/2} 41-309 d (25°C). T _{1/2} i felt 14 d (16-18°C). Persistent metabolitt (1,2,4-triazol, 26% av appl. mengde etter 1 år). Lav mineraliseringsgrad. Ingen sign. nedbr. i anaerobt miljø.	Høy adsorpsjon, moderat pot. for mobilitet (K _{oc} 670-1834). P. ikke gjenfunnet i sigevann v kolonne-studier. 0,88-7,5% av eldet P i vann. Gjenfunnet i grøftevann v feltfors. (ca. 0,02 mg/l), rester ned til 90 cm. Mulighet for utvasking av metabolitter.	log P _{ow} 3,6	Meget giftig for alge (5 d EC ₅₀ 0,76 mg/l). Giftig til moderat giftig for dafnier (48 t EC ₅₀ 4,8-11,5). Giftig for fisk (96 t LC ₅₀ 4,5-6,4 mg/l).	Reversibel effekt på nitrifikasjon og respirasjon. Ingen effekt på nedbrytning av cellulose, protein og stivelse. Liten effekt på metemk. Lav akutt effekt på bie (oral og kontakt LD ₅₀ >100 µg/bie). Liten effekt på nytte-dyr. Lav akutt giftighet for fugl (oral LD ₅₀ >2510->6000 mg/kg), moderat giftig v 8-d diettstudier (LC ₅₀ >1000 mg/kg). Liten effekt på reproduksjon hos fugl.	C	Soppmiddel (hemmer ergosterolsyntese, systemisk middel av triazolgruppen), godkjent i korn	6.662

Økotoxikologiske egenskaper (i hht. dokumentasjon mottatt fra tilvirker), fareklasse, virkningsmekanisme, bruksområde og omsetningsstall for virksomme stoffer i plantevernmidler

Virksomt stoff	Vannløselighet	Sannsynlig fordampning	Nedbrytbarhet	Mobilitet	Bioakkumulerbarhet	Giftighet Akvatiske organismer	Giftighet Terrestriske organismer	Fareklasse	Virkningsmekanisme & Bruksområde	Omsetning kg/år gj. snitt 1989-93
Simazin	Moderat 5 mg/l	Lav, ikke registrert fra jord-overfl. Henry's k.: $8,1 \times 10^{-7}$ Pa 20°C Henry's k.: $3,3 \times 10^{-5}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Stabil v pH 5, 7, 9, 20-70°C Fotolyse: Ingen bet. i vann utsett i tilsetten av fotosensitizer (1% acetone), noe på jord (1/2 53-98 d). I vann/seed.: Ingen til moderat (1/2 24-156 d) I jord: Moderat, 1/2 24-156 d (20-25°C), betraktelig lavere v lavere temp. 14->60 d i felt. Høy andel (43%) bundne rester.	Svak adsorpsjon og rask desorpsjon (K _{oc} 0,4-4,6). Middels pot. for mobilitet (K _{ow} gj. snitt 183, ikke info om spredning). Moderat til meget høy mobilitet v tyngsjoktkrom. (R _z 0,31-1,0), 0,01-85% utvasking i jordkolonne. 9-52% utvasking etter elding. Funnet i grunnvann opp til 0,3 µg/l.	log P _{ow} 2,1 (25°C)	Ekstremt giftig for alge (72 i EC ₅₀ 0,042 mg/l). Lite akutt giftig for dafnier (48 i EC ₅₀ > 100 mg/l). Effekt på reprod. hos dafnier. Moderat til lite giftig for fisk (96 i LC ₅₀ > 10->100 mg/l).	Ingen effekt på nitrifisering eller respirasjon v 33,3 mg/kg, eller på vekst av bakt. og sopp v 560 g/daa/1000 mg/kg. Lite giftig for meternark, LC ₅₀ > 1000 mg/kg. Lite giftig på bier, LD ₅₀ 55->97 µg/bie. Lite giftig for fugl v akutt eksponering (LD ₅₀ > 4640 mg/kg) og dietstudier (LC ₅₀ > 2500 > 10000 mg/kg).	C	Ugrasmiddel (henner elektrontransport i fotosyntesen, jordherbicid av klorotriazingruppen), godkjent i frukt- og bærhager, prydpaltinger, planteskoler. Skal bare brukes en gang pr. år i kulturjord	4.420
Terbutylazin	Moderat 8,5 mg/l 20°C	Middels Damptr.: $1,5 \times 10^{-4}$ Pa 20°C Henry's k.: $4,1 \times 10^{-3}$ Pa m ³ /mol	Hydrolyse: Stabil v pH 7-9 Fotolyse: Ingen bet. i vann/seed.: I jord: Høy persistens (1/2 160-3400 d, 1/2 for totalnedbr. 10-20 år), betydelig høyere enn arazin og simazin. Høy andel (30-40%) bundne rester. Oppkonsentrering i øvre jordlag ved bruk (S).	Mindre mobil enn arazin og simazin, men kons. som er funnet i overfl. vann kan påvirke algevekst.	log P _{ow} 3,04	Ekstremt giftig for alger (EC ₅₀ 0,0096 mg/l). Effekt på reproduksjon hos dafnier. Meget giftig for fisk (LC ₅₀ 0,5 mg/l).	Ingen signifikant effekt på respirasjon, nitrifisering og N-mineralisering v 109 mg/kg jord. Moderat giftig for meternark (14 d LD ₅₀ 210 mg/kg). Moderat giftig for bier (oral LD ₅₀ > 20 µg/bie). Mange symptomer hos fugl ned til 100 mg/kg, men lav dødelighet (oral, diet).	B	Ugrasmiddel (henner elektrontransport i fotosyntesen, kombinert jord- og bladherbicid av klorotriazingruppen), godkjent i fruktager, bringebær, solbær, prydpaltinger, felt for juletreproduksjon, potet, korn uten gjenlegg	2.803

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3582-96

ISBN 82-577-3135-8